

COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL

COMITÉ CIENTÍFICO ASESOR

16ª REUNIÓN

La Jolla, California (EE. UU.)

02-06 de junio de 2025

DOCUMENTO SAC-16-03

EVALUACIÓN DE LA POBLACIÓN DE ATÚN ALETA AMARILLA EN EL OCEANO PACÍFICO ORIENTAL: EVALUACIÓN DE REFERENCIA DE 2025

Carolina Minte-Vera, Mark N. Maunder, Haikun Xu y Rujia Bi

ÍNDICE

Resumen	3
Resumen extendido	4
1. Introducción	18
1.1. Antecedentes	18
1.2. Modelo conceptual	20
1.2.1. Estructura espacial y de la población	20
1.2.2. Definiciones de las pesquerías	23
2. Datos	26
2.1. Captura	26
2.1.1. Cerco	26
2.1.2. Palangre	26
2.1.3. Descartes	27
2.2. Composición por talla	27
2.2.1. Cerco	27
2.2.2. Palangre	28
2.2.2.1. Procedimiento de estandarización	29
2.3. Índices de abundancia y composición por talla correspondiente	30
3. Supuestos y parámetros	31
3.1. Crecimiento	31
3.2. Mortalidad natural	32
3.3. Biología reproductiva	32
3.4. Reclutamiento	33
3.5. Desplazamiento	33
3.6. Selectividad de la pesca y ponderación de los datos	34
3.7. Selectividad de los índices y ponderación de los datos de composición de los índices	36
3.8. Condiciones iniciales	36
3.9. Dimensiones de los modelos	36
4. Modelos	37
4.1. Modelo ancestral	37
4.2. Modelos de referencia	37

5. Resultados de la evaluación	38
5.1. Diagnósticos y convergencia de los modelos.....	38
5.2. Tendencias estimadas	42
5.2.1. Estimaciones del reclutamiento.....	42
5.2.2. Biomasa reproductora.....	42
5.2.3. Mortalidad por pesca	43
5.2.4. Impacto de la pesca	43
6. Análisis de transición (<i>bridging</i>).....	44
7. Análisis de riesgos.....	45
7.1. Definición de los puntos de referencia	45
7.1.1. Límite.....	45
7.1.2. Objetivo.....	45
7.1.3. Puntos de referencia objetivo sustitutos	46
7.2. Condición de la población.....	46
8. Direcciones futuras	47
9. Agradecimientos	47
Referencias.....	49
Tablas	51
Figuras.....	60

RESUMEN

1. La evaluación de referencia de 2025 del atún aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental sigue utilizando un enfoque de análisis de riesgos para proporcionar asesoramiento de ordenación. Se estructuran jerárquicamente tres niveles de hipótesis para abordar las principales incertidumbres: (nivel 1) la estructura espacial; (nivel 2) la progresión del esfuerzo, la incertidumbre en el crecimiento y la mortalidad natural; y (nivel 3) la inclinación de la relación población-reclutamiento. Los datos utilizados se actualizaron hasta 2023 y los resultados se muestran para principios de 2024.
2. La principal incertidumbre abordada en esta evaluación de referencia es la estructura espacial. Uno de los principales avances de la evaluación fue la delimitación de regiones y áreas dentro de estas regiones. Se utilizó un nuevo método de análisis de conglomerados a partir de datos de composición por talla. Se desarrollaron extensos modelos exploratorios, incluido un modelo espacial con tres regiones. El modelo espacial no se utilizó en el análisis de riesgos final, ya que estimaba que el desplazamiento entre regiones era muy bajo. Se desarrollaron dos modelos independientes para regiones separadas a fin de representar mejor la dinámica localizada, así como un modelo de áreas como pesquerías para todo el OPO. Las dos regiones son: áreas norte y este (NE), donde se concentran las capturas cerqueras asociadas a delfines, y áreas sur y oeste (SO), donde operan las flotas palangreras de aguas distantes y donde se han expandido las pesquerías sobre objetos flotantes.
3. Cuatro configuraciones representan las hipótesis de estructura espacial: 1) OPO, 2) SO, 3) NE, y 4) NE-short, que está en la misma área que NE, pero los modelos empiezan en 2006 en lugar de 1984, para abordar los patrones en los datos. Se realizó un análisis de riesgos para cada configuración espacial, con 18 modelos cada una. Se construyó un escenario "base" con nuevos supuestos de crecimiento, mortalidad natural y biología reproductiva basados en los resultados de investigaciones recientes. Se construyeron escenarios únicos para representar la incertidumbre en los parámetros biológicos (crecimiento, bajo y alto, y mortalidad natural, baja y alta) y la progresión del esfuerzo (aumento de la capturabilidad de los índices de abundancia del 1% anual). Para la hipótesis de tercer nivel se consideran tres valores de inclinación de la curva de población-reclutamiento de Beverton-Holt (1.0, 0.9, 0.8). En los análisis de riesgos, se utilizó la misma ponderación para las hipótesis de nivel 2 y la opinión de expertos para el nivel 3 (inclinación).
4. Se obtuvieron índices de abundancia y composición por talla estandarizados usando modelos espaciotemporales ajustados a los datos de pesca con redes de cerco asociadas a delfines (para ajustarlos al OPO, NE, NE-short) o a la pesca con palangre (SO). Los índices fueron clave para proporcionar las tendencias relativas de la abundancia, pero la información sobre la escala absoluta procedía de los datos de composición por talla.
5. Las cuatro hipótesis de estructura espacial estiman la misma condición general de la población. Existe una probabilidad cero de que se hayan traspasado los puntos de referencia (PR) límites provisionales de biomasa reproductora o mortalidad por pesca de la CIAT. Se estima que la(s) población(es) se encuentra(n) muy por encima de los PR objetivo, la biomasa reproductora corresponde al RMS (S_{RMS}) y el sustituto del RMS propuesto por el personal de $S_{30\%}$ (SAC-15-05), con baja probabilidad de estar por debajo de éstos. Se estima que la mortalidad por pesca está muy por debajo del nivel correspondiente al RMS y del sustituto del RMS $F_{30\%}$, con una baja probabilidad de estar por encima de éstos. El modelo del OPO es el más optimista.

RESUMEN EXTENDIDO

Se llevó a cabo una evaluación de referencia y un análisis de riesgos para el atún aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental que abarca el periodo comprendido entre 1984 y principios de 2024. La principal incertidumbre abordada en esta evaluación de referencia fue la estructura espacial. Se hicieron avances en la determinación de las regiones y las definiciones espaciales de las pesquerías (áreas) con base en un nuevo método de análisis de conglomerados utilizando datos de composición por talla. En el análisis de riesgos se utilizaron 72 modelos basados en tres niveles de hipótesis. Las hipótesis abordaron (nivel 1) la estructura espacial; (nivel 2) la progresión del esfuerzo (cambios en la capturabilidad a lo largo del tiempo), la incertidumbre en el crecimiento y la mortalidad natural; y (nivel 3) la inclinación de la relación población-reclutamiento. También se ejecutó un modelo a partir de 2006 para tener en cuenta la posibilidad de cambios en la dinámica de la población o de la pesquería antes y después de este periodo para explicar las diferencias en el contenido de información entre el índice de abundancia relativa y los datos de composición por talla.

Estructura de la población y las pesquerías

Los datos sugieren que existen dos o más poblaciones en el OPO o que existe estructura espacial en la población. Un reclutamiento alto en la década de 1990 entró en la pesquería cerquera asociada a delfines al norte de la línea ecuatorial en un año diferente que el reclutamiento alto que entro en la pesquería palangrera al sur de la línea ecuatorial. Los datos de composición por talla de la pesquería cerquera asociada a delfines muestran peces más pequeños en el noreste, peces más grandes en el sur y el oeste, y aletas amarillas de tamaño intermedio en el área núcleo.

Para evaluar la estructura y los desplazamientos de la población se desarrolló un modelo de tres regiones estructurado espacialmente. Las regiones (ver Figura S-1) se delimitaron a partir de conglomerados de datos de composición por talla. Sin embargo, el modelo estimó un desplazamiento limitado entre las regiones. Por lo tanto, se abandonó este enfoque hasta que se disponga de más información (por ejemplo, mejores datos de marcado) y cuando la plataforma de evaluación incluya más flexibilidad para modelar los desplazamientos.

Se utilizaron dos enfoques para incorporar la estructura espacial: 1) un modelo único para todo el OPO usando áreas como flotas para permitir flexibilidad en la representación de la estructura espacial (modelo del OPO) y 2) evaluaciones separadas para a) la región noreste donde se realiza la mayor parte de las capturas (NE) y b) para la región sur y oeste (SO). Ver las definiciones espaciales en la Figura S-1. Una diferencia principal entre las evaluaciones es que los índices de abundancia para las evaluaciones del OPO entero y del NE se basan en la CPUE de cerco asociada a delfines y el índice de abundancia para la evaluación del SO se basa en la CPUE de palangre.

En el modelo se definieron las pesquerías en función del tipo de arte (cerco, palangre, caña), el tipo de lance de cerco (sobre objetos flotantes, no asociado, asociado a delfines) y el área de operación para representar las diferentes tallas de aleta amarilla capturadas. Las áreas se desarrollaron a partir de conglomerados de datos de composición por talla. Algunas de las pesquerías se dividieron en pesquerías de peces pequeños y grandes para representar mejor la talla de los peces extraídos de la población. También se definieron pesquerías que representaban peces pequeños descartados.

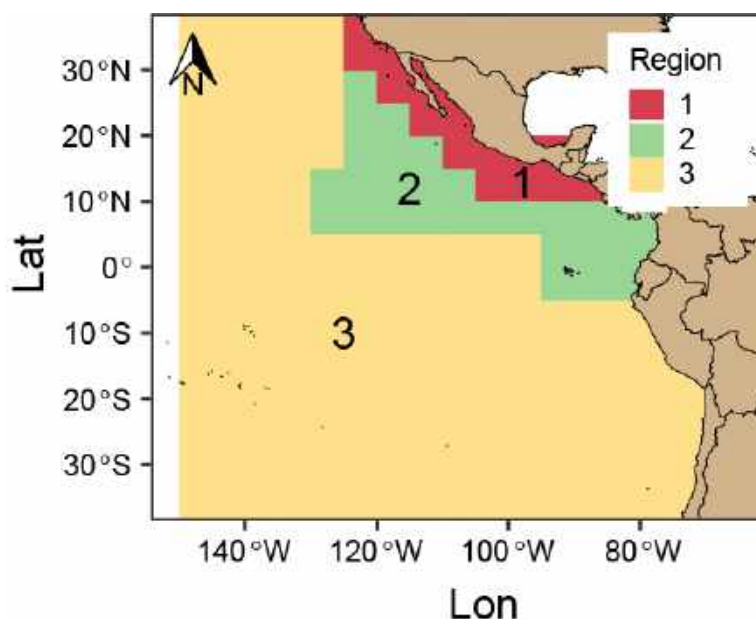


FIGURE S-1. Regional divisions obtained using cluster analysis of length composition data from the purse-seine fishery associated with dolphins. The EPO models consider all regions, the NE and NE short models include regions 1 and 2, the SW model comprised only region 3. Further subdivisions in areas were made within each region based on the cluster analysis results, which were treated as different fisheries.

FIGURA S-1. Divisiones regionales obtenidas usando análisis de conglomerados de datos de composición por talla de la pesquería cerquera asociada a delfines. Los modelos del OPO consideran todas las regiones, los modelos NE y NE_short incluyen las regiones 1 y 2, el modelo SO comprende solo la región 3. Se hicieron subdivisiones adicionales en áreas dentro de cada región con base en los resultados del análisis de conglomerados, que fueron tratadas como pesquerías diferentes.

Datos

La captura, la composición por talla y los índices de abundancia relativa fueron los principales tipos de datos utilizados en la evaluación. La composición por talla, la CPUE y la captura de cerco de atún aleta amarilla son estimadas por el personal utilizando varias fuentes de datos, incluyendo datos de observadores, bitácoras y muestreo en puerto. Los datos composición por talla, CPUE y captura de palangre son obtenidos por los CPC y remitidos anualmente a la CIAT. Los datos operacionales de CPUE de palangre de Japón, Corea y China y los datos de CPUE por buque en alta resolución de Taipéi Chino fueron facilitados para esta evaluación.

Los índices de abundancia relativa basados en CPUE de la pesquería de palangre y de la pesquería de cerco asociada a delfines, así como los datos de composición por talla asociados, fueron desarrollados a partir de modelos espaciotemporales. Los datos de composición por talla de la pesquería palangrera también fueron desarrollados usando un modelo espaciotemporal, pero ponderados por la captura en lugar de por la abundancia relativa.

Se utilizaron conjuntos de datos adicionales de biología reproductiva, incrementos diarios de otolitos y de marcado, obtenidos por el personal para estimar la producción reproductiva (para definir la biomasa reproductora), el crecimiento y la mortalidad natural de forma externa a los modelos de evaluación.

Supuestos de los modelos

La evaluación se llevó a cabo utilizando Stock Synthesis, una plataforma de modelado estadístico

integrado de evaluación de poblaciones estructurado por edad. Los modelos partían de un estado de pesca en 1984 (o 2006 para NE_short) y se modelaron hasta el inicio de 2024 en un intervalo temporal trimestral. Se definieron 30 clases de edad, desde 0 trimestres hasta 29 (7.25 años), utilizándose la edad más avanzada como grupo plus. Los modelos están estructurados por sexo, pero solo la mortalidad natural difiere entre hembras y machos. Los modelos están condicionados a las capturas y se ajustan a los índices de abundancia relativa y a los datos de composición por talla.

Las condiciones iniciales incluyen la estimación del reclutamiento inicial, la mortalidad por pesca inicial y 16 desviaciones del reclutamiento para representar la estructura de edad inicial. No se utiliza ninguna penalización asociada a las capturas iniciales de equilibrio. La pesquería utilizada para crear las condiciones iniciales depende del supuesto de estructura espacial, pero en general se eligió una pesquería con una amplia gama de tallas y capturas grandes.

El crecimiento se actualizó ajustando el modelo de cese de crecimiento a una combinación de nuevos datos de edad y talla de incrementos diarios de otolitos y datos de marcado. La información de los peces más jóvenes (hasta 10 trimestres de edad) procedía de los datos de otolitos y la información de los peces de más edad procedía de peces marcados con una edad prevista en el momento de la recuperación de 10 trimestres o más y con información fiable sobre la talla.

La mortalidad natural (M) se actualizó mediante un análisis de cohortes ajustado a datos de marcado recolectados recientemente y a datos de proporción de sexos. Se supuso que M variaba por edad y por sexo, utilizando la función de Lorenzen para modelar el descenso de M con la edad y suponiendo un aumento de la mortalidad natural de las hembras relacionado con la madurez. Los datos de proporción de sexos proceden de pesquerías cerqueras y palangreras.

La madurez y la fecundidad se actualizaron en función de los nuevos datos de madurez, fecundidad por camada y frecuencia de desove por talla.

Se supuso que el reclutamiento se producía trimestralmente y seguía una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt. La variabilidad del reclutamiento se implementó mediante una función de penalización. Se utilizó un proceso iterativo para establecer la desviación estándar del logaritmo de las desviaciones del reclutamiento y el factor de corrección de sesgo lognormal. En el análisis de riesgos se utilizaron tres niveles de inclinación de la relación población-reclutamiento: 1.0, 0.9 y 0.8.

La selectividad se especificó mediante un árbol de decisión basado en la magnitud de la captura, la fiabilidad de los datos de composición por talla y la capacidad de una curva de selectividad normal doble para representar la composición por talla. Las flotas con volúmenes altos de capturas, datos de composición fiables y un buen ajuste a los datos de composición tenían bloques de tiempo en la selectividad, parámetros estimados de una curva de selectividad normal doble y ponderación de Francis para el ajuste. Otras flotas no tenían bloques de tiempo, selectividad fija, menor ponderación de los datos, y/o no se ajustaban a los datos de composición. Se utilizó la selectividad asintótica para las pesquerías y estudios que capturan los individuos más grandes (pesquerías palangreras y/o pesquerías cerqueras asociadas a delfines, dependiendo del modelo).

En esta evaluación de referencia se utiliza un enfoque de análisis de riesgos. El enfoque comienza por identificar "estados de naturaleza" alternativos (es decir, hipótesis) que se consideran plausibles para describir la dinámica de la población de atún aleta amarilla. La identificación de esas hipótesis se realiza de forma jerárquica; las hipótesis de nivel superior representan la incertidumbre más importante (nivel 1) y las hipótesis de nivel inferior anidadas dentro del nivel superior representan otras incertidumbres (nivel 2), y se cruzan con las hipótesis de nivel 3, que abarcan parámetros para los que hay poca o ninguna información en los datos. Los tres niveles de hipótesis en el análisis de riesgos para el atún aleta amarilla son: nivel 1 - la estructura espacial (OPO, NE, NE_short, SO), nivel 2 - escenarios construidos para

representar la incertidumbre en los parámetros biológicos (crecimiento, mortalidad natural) y la progresión del esfuerzo (aumento del 1% por año en la capturabilidad de los índices de abundancia); y nivel 3 - la inclinación de la relación población-reclutamiento. Las hipótesis de nivel 2 se implementaron cambiando un supuesto cada vez en el modelo de referencia base de cada estructura espacial. Los escenarios bajo y alto para el crecimiento y la mortalidad natural se basaron en la incertidumbre de las estimaciones externas (valores que tienen aproximadamente la mitad de probabilidad que la estimación de verosimilitud máxima). Para la hipótesis de tercer nivel se consideran tres valores de inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt ($h=1.0$, $h=0.9$, $h=0.8$). La combinación de los tres niveles de hipótesis da lugar a $4 \times 6 \times 3 = 72$ modelos de referencia.

Los modelos se ajustaron minimizando una función de verosimilitud logarítmica negativa (NLL) penalizada. Para garantizar que los modelos obtuvieran los mínimos globales, se realizaron una serie de análisis de *jitter*, que cambian aleatoriamente los valores iniciales de los parámetros para comprobar la convergencia, hasta que el modelo superara la prueba de *jitter* (las estimaciones iniciales de los parámetros eran las que producían la NLL más baja entre todos los modelos analizados con *jitter*). Los ajustes también se evaluaron mediante un análisis de residuales. Se utilizaron diagnósticos integrados de modelos para comprender el contenido informativo de los datos. Los diagnósticos utilizados fueron el modelo de producción estructurado por edad con desviaciones estimadas del reclutamiento (ASPM_dev), ASPM_dev también ajustado a la composición por talla del índice, análisis de la curva de captura (CCA), CCA solo ajustado a la composición por talla del índice, perfil de verosimilitud del parámetro de escala ($\log_{10} R_0$) y análisis retrospectivo.

Se realizó un análisis de riesgos para cada una de las cuatro hipótesis de nivel 1 combinando 18 modelos de referencia. Todas las hipótesis de nivel 2 tuvieron la misma ponderación. Las ponderaciones de los tres valores de inclinación (hipótesis de nivel 3) se basaron en la opinión de los expertos a partir del análisis de riesgos realizado para la última evaluación de referencia: $P(h=1.0) = 0.46$, $P(h=0.9) = 0.32$, $P(h=0.8) = 0.22$.

Resultados de la evaluación

Los 72 modelos convergieron y se utilizan en la evaluación y en el análisis de riesgos. El diagnóstico integrado de modelos indicó que los índices y las capturas por sí solos no bastan para estimar la escala absoluta de los modelos, y los datos de composición por talla proporcionan la información sobre la escala (Figura S-2). Los índices proporcionan información sobre las tendencias relativas. Los datos de composición por talla para los modelos NE y OPO apoyan niveles de biomasa absoluta más altos en la segunda mitad de la serie de tiempo (Figura S-2). Por esta razón, se desarrolló el modelo NE_short, que comienza en 2006, para representar posibles cambios en la dinámica de la población o la pesquería que no se comprenden o no están modelados con precisión en los modelos NE y OPO. Además, los datos de marcado, otolitos y biología reproductiva proceden de años recientes y es posible que representen mejor el periodo en los modelos NE_short.

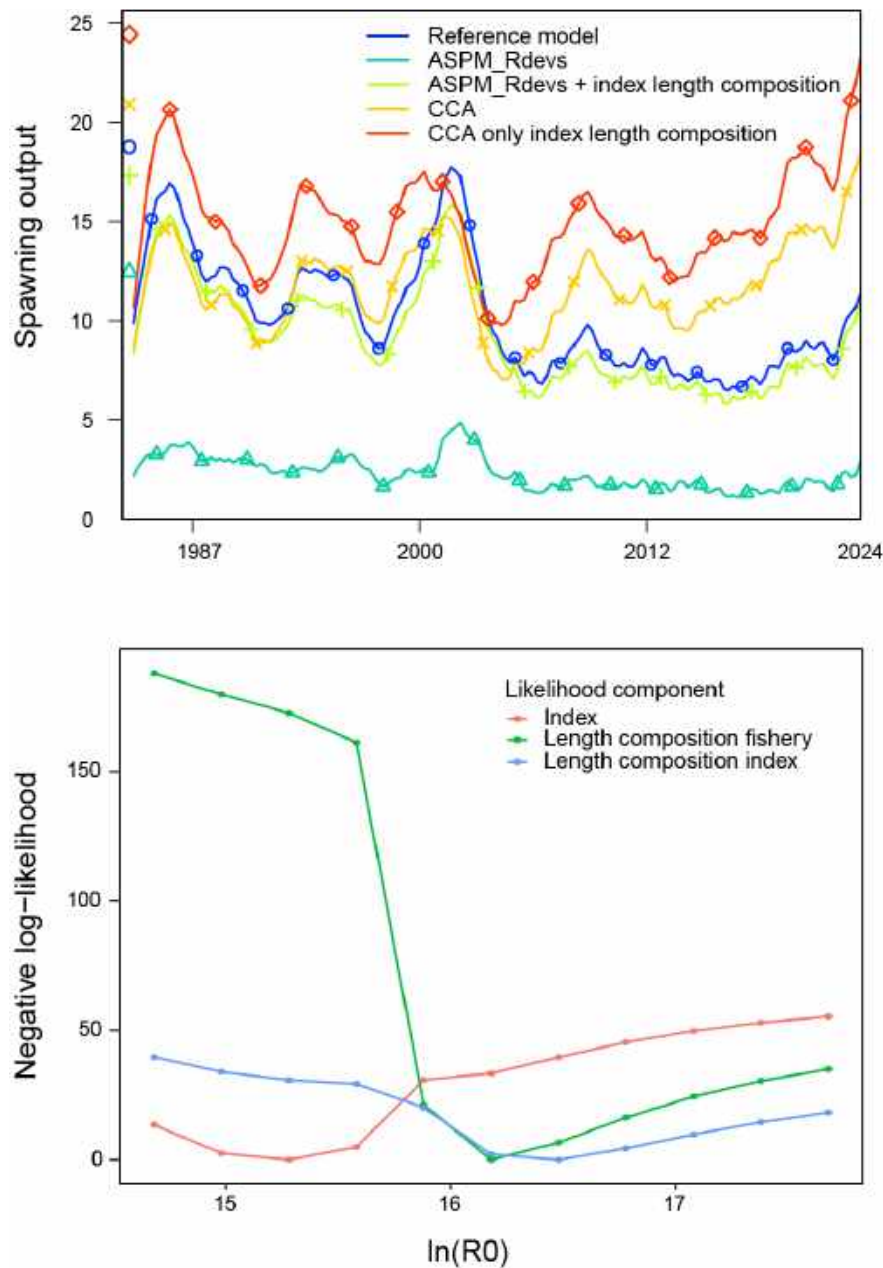


FIGURE S-2. Integrated model diagnostics (Top panel: catch curve analysis (CCA) and age structured production model diagnostic (ASPM); Bottom panel: R0 likelihood component profile) for EPO base model with steepness 1 to illustrate the main information content of the data.

FIGURA S-2. Diagnósticos integrados de modelos (Panel superior: análisis de la curva de captura (CCA) y diagnóstico del modelo de producción estructurado por edad (ASPM); Panel inferior: Perfil R0 de componentes de verosimilitud) para el modelo base del OPO con inclinación 1 para ilustrar el contenido principal de información de los datos.

Reclutamiento

Las tendencias del reclutamiento muestran patrones de similitudes y diferencias entre las hipótesis de estructura espacial (Figura S-3). Todos los modelos que componen el conjunto para cada hipótesis de estructura espacial presentan tendencias similares en el reclutamiento. Los modelos para las cuatro

hipótesis de estructura espacial estiman dos picos en el reclutamiento, pero para el modelo SO el mayor pico se produce en 1998, mientras que en los otros se produce en 1999. El segundo pico se produce en 2021. Los modelos SO también estimaron un reclutamiento elevado en 2015-2017. Los modelos NE y OPO y estiman un cambio de régimen en el reclutamiento a un nivel más bajo después de este pico, mientras que el modelo SO no lo hace.

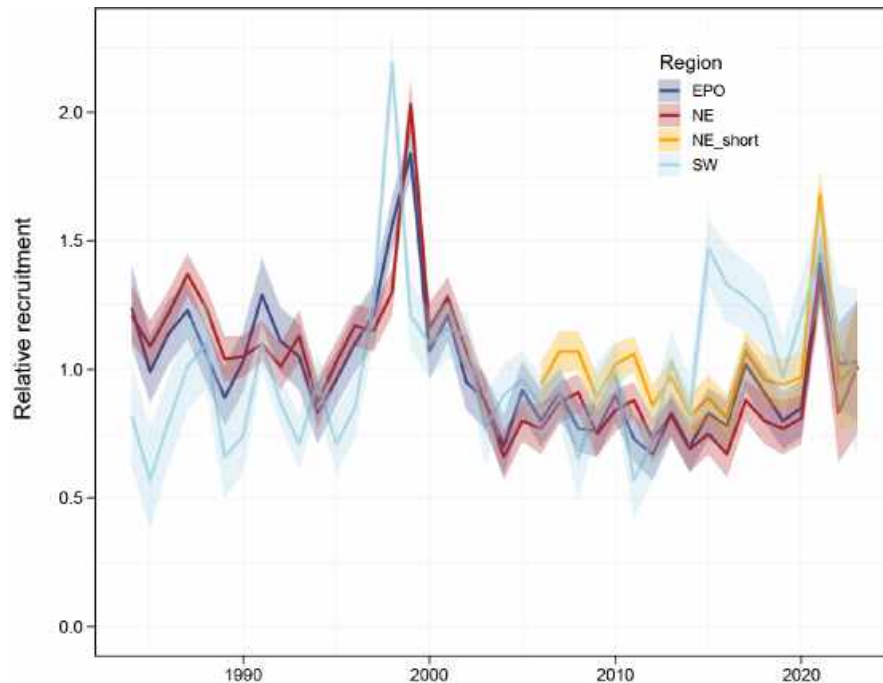


FIGURE S-3. Comparison of multi-model estimates of median relative annual recruitment and 80% confidence interval of yellowfin tuna for each hypothesis of spatial structure. The multi-model estimates include all level 2 and level 3 uncertainty scenarios.

FIGURA S-3. Comparación de las estimaciones de múltiples modelos de la mediana del reclutamiento anual relativo y del intervalo de confianza del 80% del atún aleta amarilla para cada hipótesis de estructura espacial. Las estimaciones de múltiples modelos incluyen todos los escenarios de incertidumbre de nivel 2 y 3.

Biomasa

Se estima que la biomasa reproductora en el NE es aproximadamente el doble de la estimada para el SO. La estimación para el OPO es mayor que la suma de las estimaciones para las dos poblaciones componentes. Las tendencias de la biomasa (Figura S-4) siguen generalmente las tendencias del reclutamiento. Las biomásas reproductoras elevadas son el resultado de un reclutamiento fuerte 2 o 3 años antes. Las cohortes fuertes de 1998 y 1999 en las regiones NE y SO se muestran como biomásas reproductoras elevadas en 2001 y 2002 en las dos regiones, respectivamente. Las tendencias de la biomasa desde 2010 son diametrales en las regiones NE y SO.

Los modelos del OPO entero, que utilizan el enfoque de áreas como flotas para modelar la estructura espacial, estiman niveles de biomasa reproductora mayores y más inciertos que los de NE y SO combinados, lo que indica que los modelos del OPO entero tienen dificultades para ajustar datos con señales incompatibles.

Los modelos NE y NE_short estiman biomásas reproductoras muy similares.

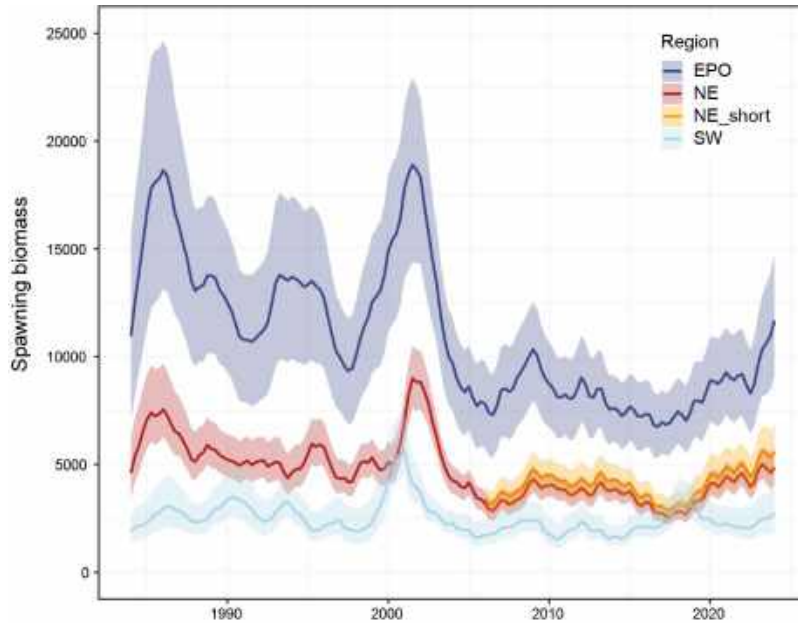


FIGURE S-4A. Comparison of multi-model estimated spawning biomass of yellowfin tuna for each hypothesis of spatial structure with 80% confidence intervals.

FIGURA S-4A. Comparación de la biomasa reproductora del atún aleta amarilla estimada en múltiples modelos para cada hipótesis de estructura espacial con intervalos de confianza del 80%.

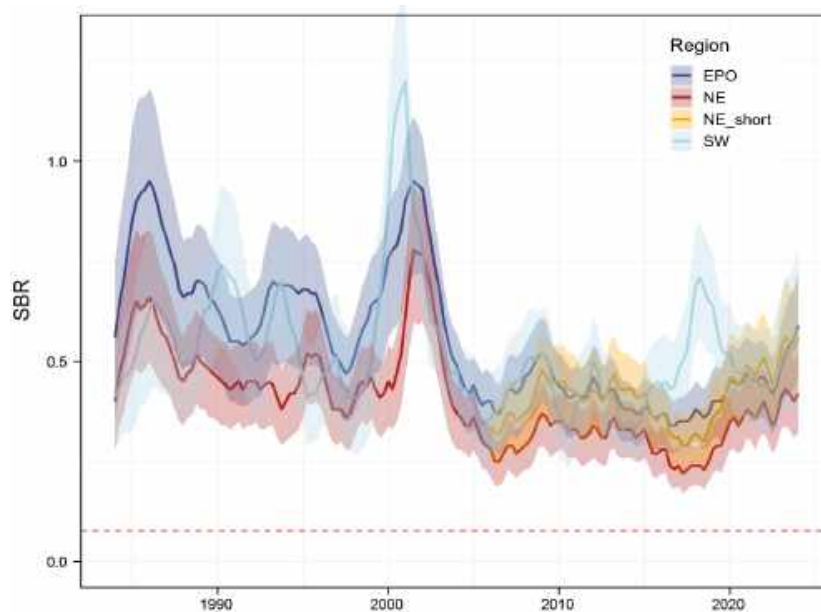


FIGURE S-4B. Comparison of multi-model estimated spawning biomass ratio (spawning biomass over equilibrium virgin spawning biomass) of yellowfin tuna for each hypothesis of spatial structure with 80% confidence intervals. The red dashed line (at 0.077) indicates the SBR at the limit reference point S_{LIMIT} .

FIGURA S-4B. Comparación del cociente de biomasa reproductora del atún aleta amarilla (biomasa reproductora sobre biomasa reproductora virgen de equilibrio) estimado en múltiples modelos para cada hipótesis de estructura espacial con intervalos de confianza del 80%. La línea roja discontinua (en 0.077) indica el SBR en el punto de referencia límite $S_{LÍMITE}$.

Mortalidad por pesca

La distribución relativa de la mortalidad por pesca por edad es similar para los modelos OPO, NE y NE_short: la mortalidad por pesca es mucho mayor para las clases de mayor edad. Sin embargo, la magnitud de la mortalidad por pesca es menor para el modelo del OPO, lo que es consecuencia de que su biomasa se estima superior a la suma de las biomásas de las regiones NE y SO. La distribución relativa de la mortalidad por pesca por edad de la región SO sigue un patrón diferente. La mortalidad por pesca del aleta amarilla de edad intermedia (9-12 trimestres de edad) es inferior, ya que las capturas no asociadas son menores y la pesquería cerquera asociada a delfines suele capturar aletas amarillas de mayor tamaño. La mortalidad por pesca del aleta amarilla más joven (1-4 trimestres de edad) ha aumentado constantemente tras la expansión de la pesquería sobre plantados a mediados de la década de 1990. Después de 2015, la mortalidad por pesca de este grupo de edad supera a la de la clase de edad 5-8.

Las tendencias de la mortalidad por pesca son similares entre los modelos NE y NE_short, lo que indica que empezar el modelo más tarde no cambia la percepción de los efectos de la pesca en los últimos años. Para estas dos hipótesis, se observa un aumento general de la mortalidad por pesca en todas las clases de edad después del año 2006, un descenso después de 2015 y el mínimo al inicio de la pandemia de COVID-19 en 2020. A partir de entonces, la mortalidad por pesca aumenta, sobre todo en el caso de los aletas amarillas de más edad.

El aumento de la mortalidad por pesca observado en los últimos cinco años en el área NE no es compartido por el modelo del OPO. Es posible que esto se deba a la influencia del área SO, que tiene una mortalidad por pesca estable seguida de un fuerte descenso en 2023. Esto indica que el uso de un modelo del OPO entero puede subestimar y enmascarar las tendencias regionales de la mortalidad por pesca.

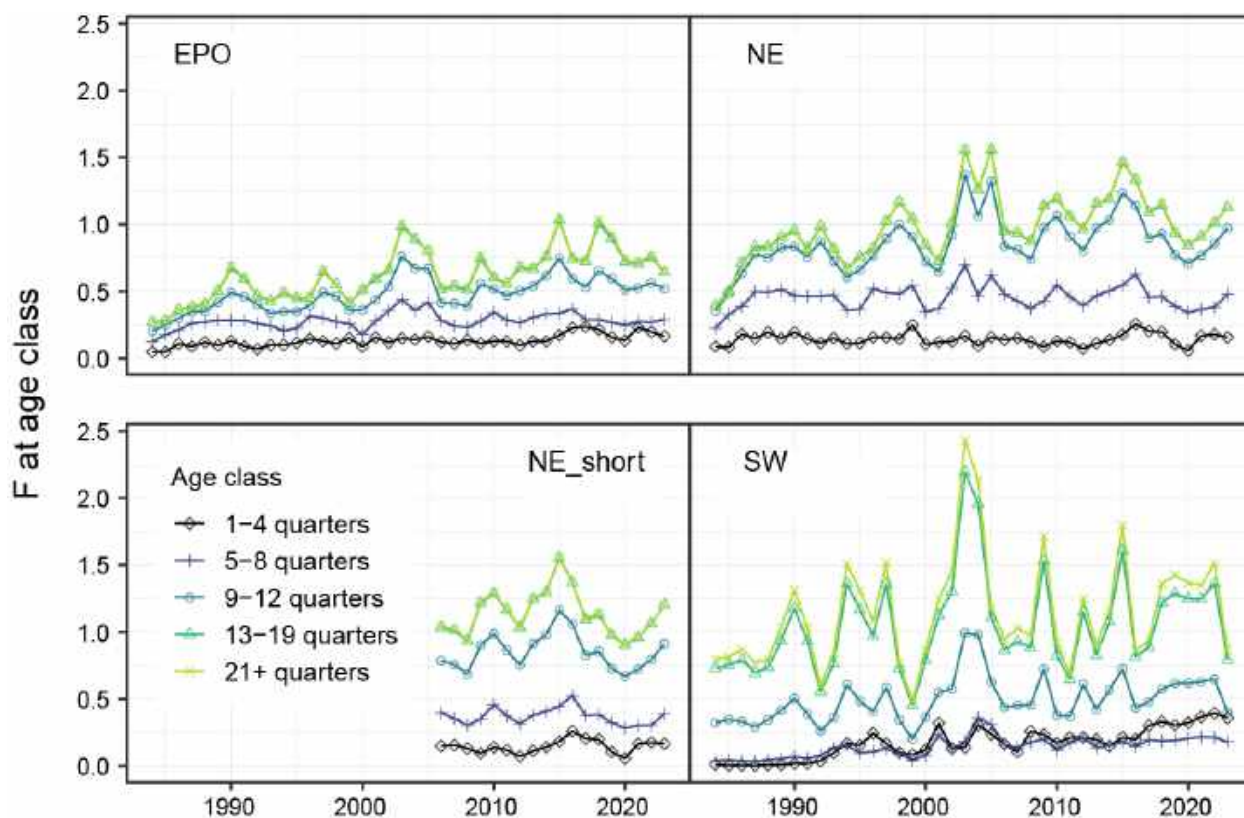


FIGURE S-5. Annual fishing mortality at age (sum of the four quarterly estimates within a year) of yellowfin by age group for each hypothesis of spatial structure (level 1). The values for each age group are weighted across level 2 and level 3 hypotheses.

FIGURA S-5. Mortalidad por pesca anual por edad (suma de las cuatro estimaciones trimestrales dentro de un año) de aleta amarilla por grupo de edad para cada hipótesis de estructura espacial (nivel 1). Los valores para cada grupo de edad están ponderados entre las hipótesis de nivel 2 y nivel 3.

Impacto de la pesca

Los modelos EPO, NE y NE_short estiman impactos similares de los diferentes tipos de pesquerías (Figura S-6). Las pesquerías palangreras tienen el menor impacto, mientras que las pesquerías cerqueras asociadas a delfines tienen el mayor impacto durante la mayor parte del periodo modelado. Las pesquerías no asociadas tuvieron el segundo mayor impacto en los primeros años, pero en la década de 1990 el impacto de las pesquerías sobre objetos flotantes comenzó a aumentar y superó al de las pesquerías no asociadas alrededor de 2008.

En el caso de los modelos SO el impacto de los distintos tipos de lance de cerco ha cambiado considerablemente con el tiempo. La pesquería palangrera y la pesquería cerquera asociada a delfines tuvieron el mayor impacto hasta mediados de la década de 1990, cuando se produjo una expansión de la pesquería sobre objetos flotantes, que aumentó de forma constante su impacto y se convirtió en la pesquería con mayor impacto en esta región, mayor que todas las demás pesquerías juntas. La pesquería palangrera ha disminuido tanto su esfuerzo como su impacto sobre el aleta amarilla en esa área. La pesquería asociada a delfines ha aumentado lentamente su impacto absoluto en esta región, pero en proporción se ha mantenido estable desde el año 2000.

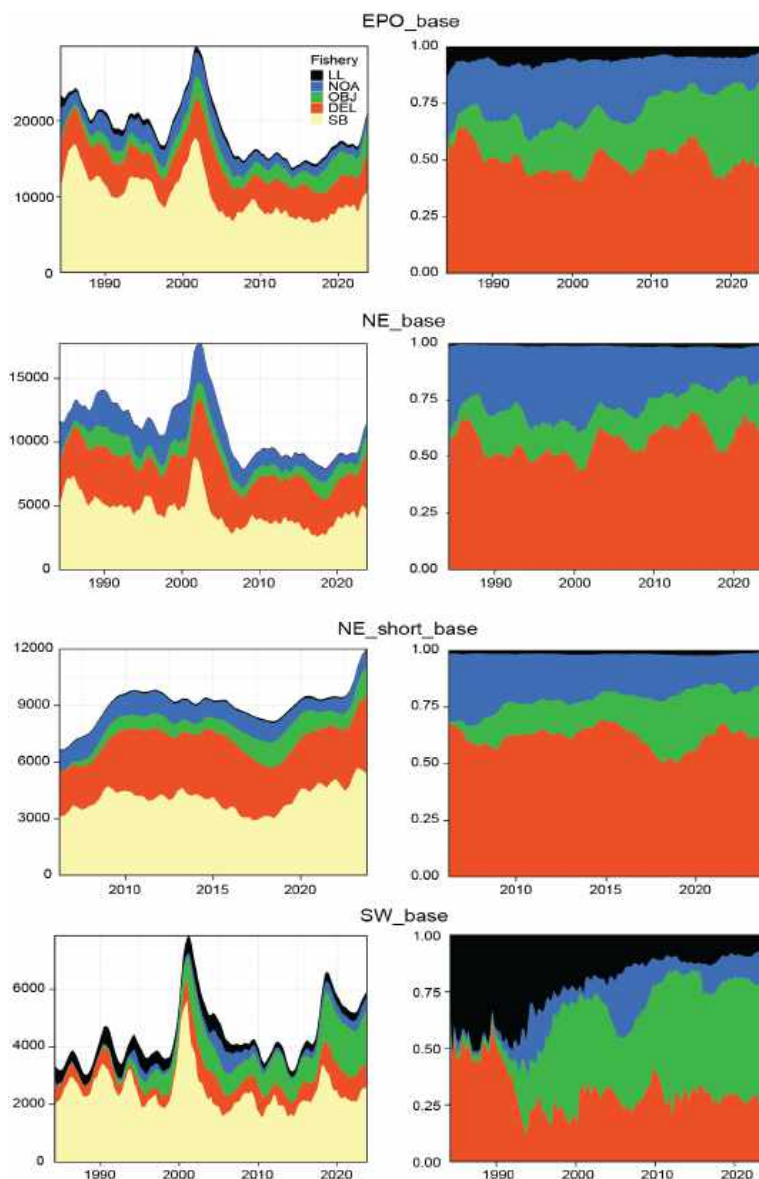


FIGURE S-6. Impact of the different fishing methods on the spawning biomass. Left panels: comparison of spawning biomass trajectory of a simulated population of yellowfin tuna that was never exploited (colored area) and that predicted by the stock assessment model (SB, yellow shaded area), and the impact of each fishing method (purse-seine on floating objects OBJ, also includes sorting discards and pole and line, purse-seine associated with dolphins DEL, purse-seine unassociated NOA and longline LL fisheries) for each stock structure hypothesis calculated from the base reference models with steepness of 1. Right panels: Proportional impacts.

FIGURA S-6. Impacto de los diferentes métodos de pesca en la biomasa reproductora. Paneles de la izquierda: comparación de la trayectoria de la biomasa reproductora de una población simulada de aleta amarilla que nunca fue explotada (área coloreada) y la predicha por el modelo de evaluación (SB, área sombreada en amarillo), y el impacto de cada método de pesca (cerco sobre objetos flotantes OBJ, también incluye descartes y caña, cerco asociado a delfines DEL, cerco no asociado NOA y pesquerías de palangre LL) para cada hipótesis de estructura de la población calculada a partir de los modelos de referencia base con inclinación de 1. Paneles de la derecha: impactos proporcionales.

Condición de la población

Con respecto a los puntos de referencia objetivo y límite provisionales de la CIAT, las cuatro hipótesis de estructura espacial estiman la misma condición de la población (Tabla S-1). Se estima que la(s) población(es) está(n) muy por encima de la biomasa reproductora correspondiente al RMS (S_{RMS}) y del sustituto del RMS propuesto por el personal $S_{30\%}$ ([SAC-15-05](#)), con baja probabilidad de estar por debajo de éstos. Se estima que la mortalidad por pesca está muy por debajo del nivel correspondiente al RMS y del sustituto del RMS $F_{30\%}$, con una probabilidad baja de estar por encima de éstos. La evaluación estima una probabilidad cero de que se hayan traspasado los puntos de referencia límite de biomasa reproductora o de mortalidad por pesca. El modelo del OPO es el más optimista.

Los modelos más pesimistas son los que tienen una mortalidad natural baja (Figuras S-7A, S-7B y S-8). Algunos de estos modelos estiman que la biomasa reproductora está por debajo de $S_{30\%}$ y la mortalidad por pesca está por encima de $F_{30\%}$. Los niveles de mortalidad natural elevados suelen ser los más optimistas.

Las estimaciones de SBR (cociente entre la biomasa reproductora y la biomasa reproductora virgen) correspondientes al RMS son bajas (en general, inferiores al 20%, Tabla S-1), a pesar de que la mayor mortalidad por pesca se da en los aletas amarillas de más edad. El valor es mayor con una menor inclinación de la relación población-reclutamiento y una menor mortalidad natural. Por ejemplo, el modelo SO sin relación entre el tamaño de la población y el reclutamiento (inclinación igual a 1) y una mortalidad natural elevada tiene un valor del 5%, mientras que el modelo NE_short con una inclinación igual a 0.8 y una mortalidad natural baja tiene un valor del 32%. El bajo nivel de SBR correspondiente al RMS podría deberse a los supuestos sobre la disminución de la mortalidad natural con la edad (es decir, una M elevada para los juveniles).

TABLE S-1. Management quantities for yellowfin tuna in the EPO for each spatial structure hypothesis. The medians (or expected values *) and probabilities were obtained from the join probability distributions across models.

TABLA S-1. Cantidades de ordenación para el atún aleta amarilla en el OPO para cada hipótesis de estructura espacial. Las medianas (o valores esperados *) y probabilidades fueron obtenidas de las distribuciones de probabilidad conjunta en todos los modelos.

	OPO	NE	NE_short	SO
$SRMS/SO$ *	0.180	0.189	0.194	0.162
$SRMS_d/SO_d$ *	0.190	0.192	0.201	0.170
$F_{actual}/F_{30\%SO_d}$	0.559	0.718	0.643	0.757
$p(F_{actual} > F_{30\%SO_d})$	0.002	0.059	0.020	0.161
F_{actual}/F_{RMS}	0.397	0.532	0.484	0.502
$p(F_{actual} > F_{RMS})$	0.004	0.034	0.031	0.075
$F_{actual}/F_{LÍMITE}$	0.232	0.272	0.243	0.330
$p(F_{actual} > F_{LÍMITE})$	0.000	0.000	0.000	0.000
$S_{actual}/30\%SO_d$	1.73	1.35	1.49	1.46
$p(S_{actual} < 30\%SO_d)$	0.0000588	0.044	0.004	0.081
$S_{(actual)} (/) S_{(RMS_d)}$	2.38	1.82	1.91	2.22
$p(S_{actual} < S_{RMS_d})$	0.000	0.000	0.000	0.000
$S_{actual}/S_{LÍMITE}$	7.67	5.43	7.23	7.48
$p(S_{actual} < S_{LÍMITE})$	0.000	0.000	0.000	0.000

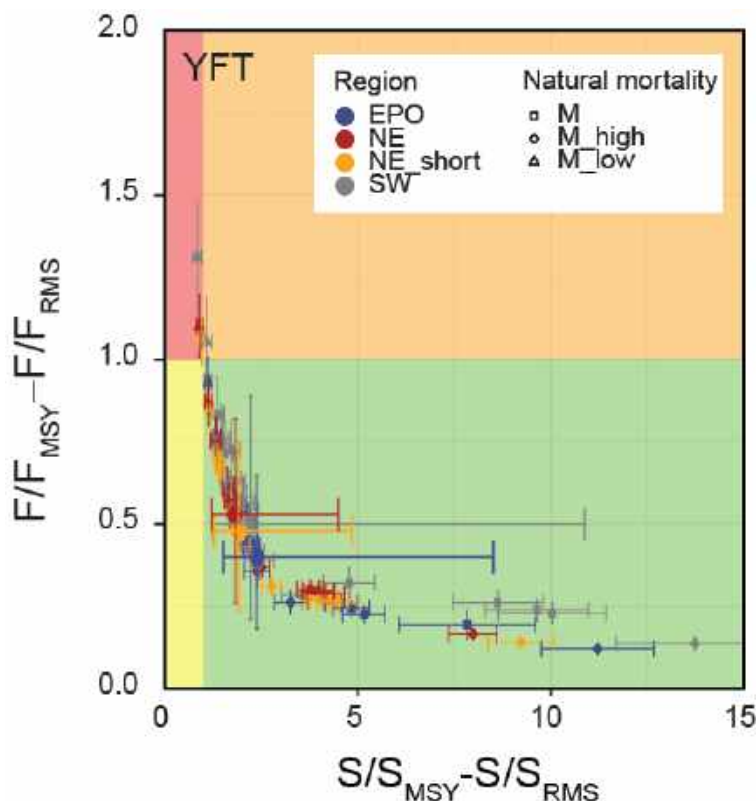


FIGURE S-7A. Kobe plot of the most recent estimates of spawning biomass (S) and fishing mortality (F) relative to their target reference points ($S_{MSY,d}$ and F_{MSY}) for each hypothesis of spatial structure. Each dot is based on the average F over the most recent three years, 2021-2023, and the S for the first quarter of 2024 and the error bars represent the 80% confidence interval of model estimates. The larger dots represent the combined result for each spatial structure hypothesis.

FIGURA S-7A. Gráfica de Kobe de las estimaciones más recientes de biomasa reproductora (S) y mortalidad por pesca (F) en relación con sus puntos de referencia objetivo ($S_{RMS,d}$ y F_{RMS}) para cada hipótesis de estructura espacial. Cada punto se basa en la F promedio de los tres años más recientes, 2021-2023, y la S del primer trimestre de 2024, y las barras de error representan el intervalo de confianza del 80% de las estimaciones del modelo. Los puntos más grandes representan el resultado combinado para cada hipótesis de estructura espacial.

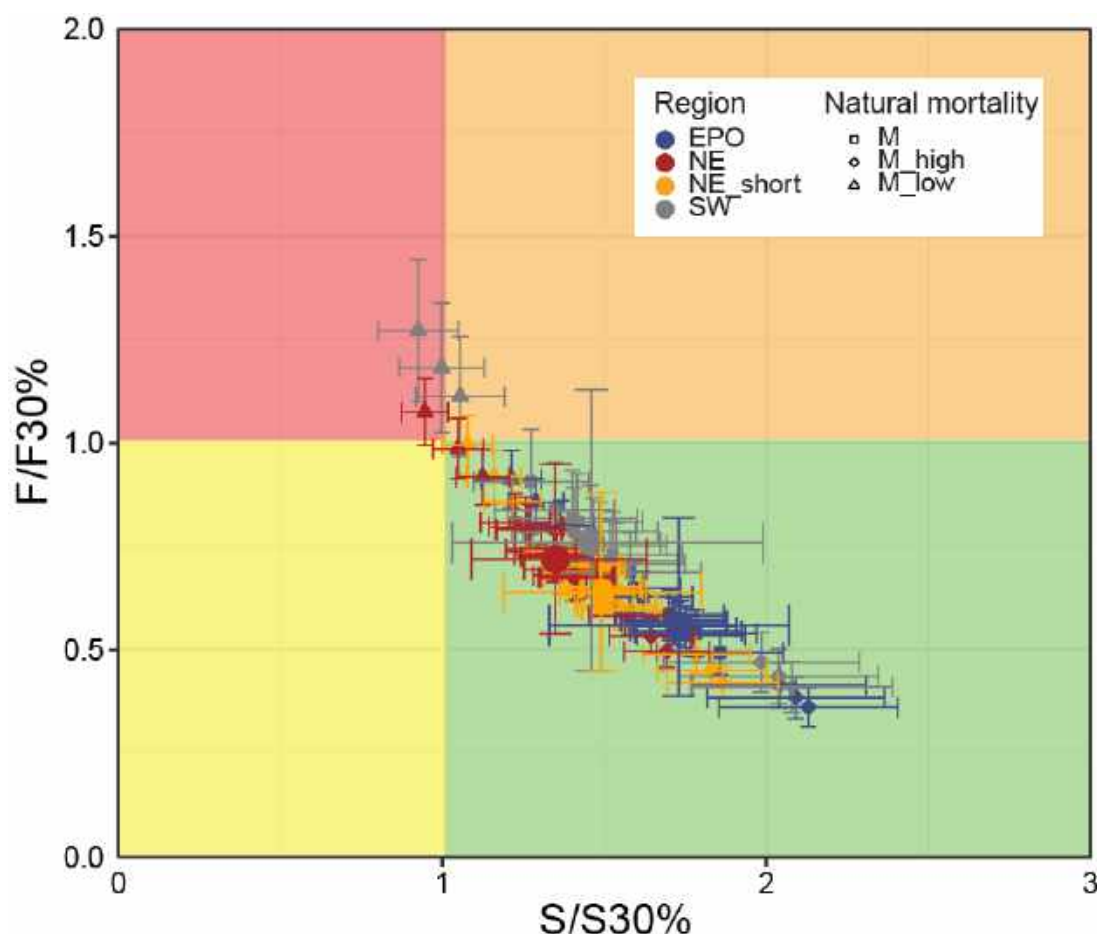


FIGURE S-7B. Kobe plot of the most recent estimates of spawning biomass (S) and fishing mortality (F) relative to their proxy target reference points ($30\%S_d$ and $F_{30\%S_d}$) for each hypothesis of spatial structure. Each dot is based on the average F over the most recent three years, 2021-2023, and the S for the first quarter of 2024 and the error bars represent the 80% confidence interval of model estimates. The larger dots represent the combined result for each spatial structure hypothesis.

FIGURA S-7B. Gráfica de Kobe de las estimaciones más recientes de biomasa reproductora (S) y mortalidad por pesca (F) relativas a sus puntos de referencia objetivo sustitutos ($30\%S_d$ y $F_{30\%S_d}$) para cada hipótesis de estructura espacial. Cada punto se basa en la F promedio de los tres años más recientes, 2021-2023, y la S del primer trimestre de 2024, y las barras de error representan el intervalo de confianza del 80% de las estimaciones del modelo. Los puntos más grandes representan el resultado combinado para cada hipótesis de estructura espacial.

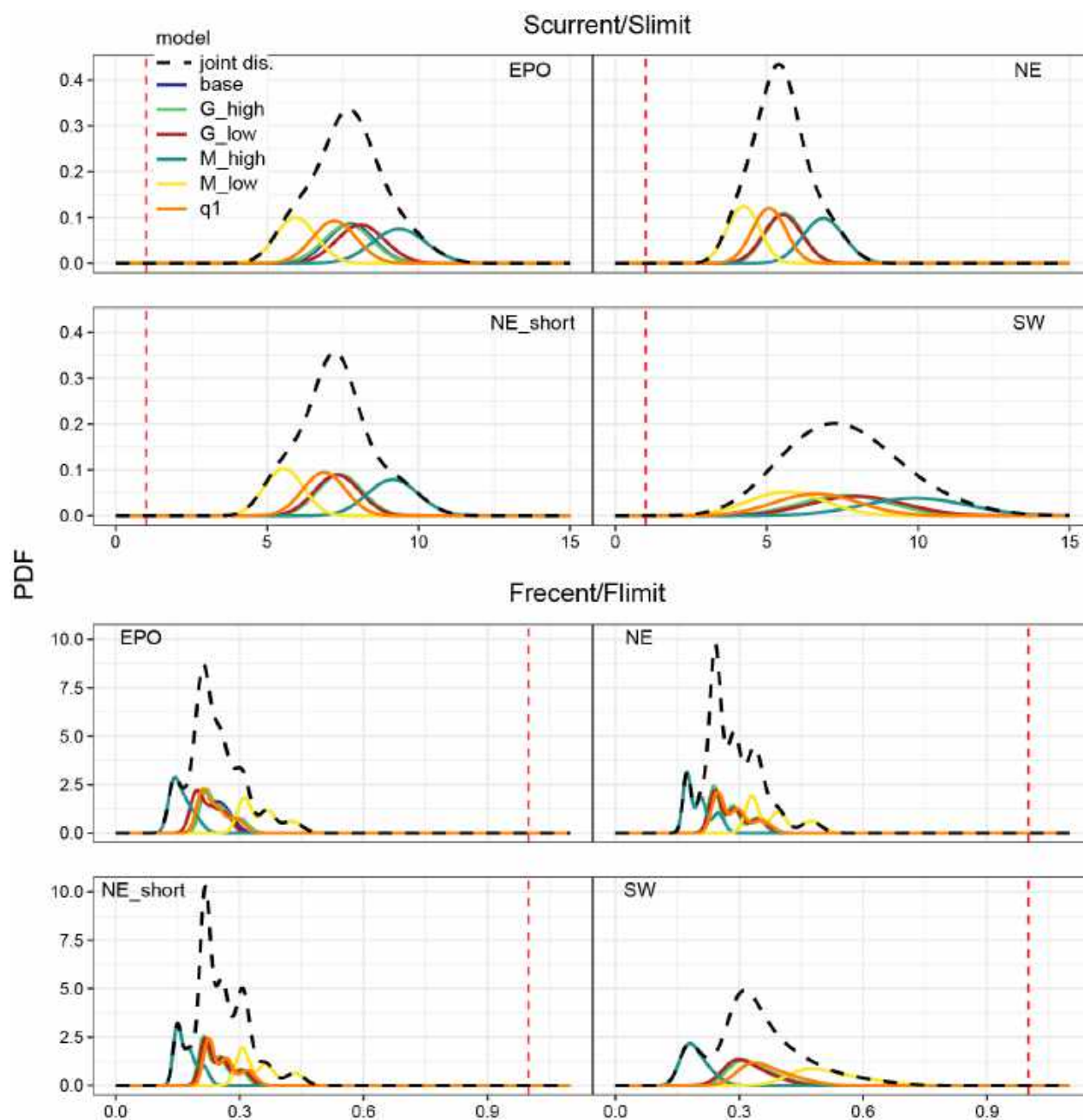


FIGURE S-8. The joint probability distributions for spawning biomass (S) in the first quarter of 2024 and average fishing mortality (F) in 2021-2023 relative to their limit reference points (S_{Limit} and F_{Limit}). The distributions are provided for each of the four spatial structure hypotheses separated into different components (level 2 hypotheses). The level 3 hypotheses (steepness values) were integrated out.

FIGURA S-8. Las distribuciones de probabilidad conjunta para la biomasa reproductora (S) en el primer trimestre de 2024 y la mortalidad por pesca (F) promedio en 2021-2023 en relación con sus puntos de referencia límite ($S_{Límite}$ y $F_{Límite}$). Las distribuciones se proporcionan para cada una de las cuatro hipótesis de estructura espacial separadas en distintos componentes (hipótesis de nivel 2). Las hipótesis de nivel 3 (valores de inclinación) se integraron fuera.

1. INTRODUCCIÓN

Este informe presenta los resultados de una evaluación de referencia¹ de la población de atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) en el Océano Pacífico oriental (OPO), realizada usando Stock Synthesis (versión V3.30.23.1), una plataforma de modelado estadístico integrado de evaluación de poblaciones estructurado por edad. Al igual que la evaluación de referencia anterior, esta evaluación constituye la base de un análisis de riesgos, que tiene en cuenta explícitamente la incertidumbre al determinar la condición de la población y formular el asesoramiento de ordenación. Se llevaron a cabo extensas investigaciones para abordar las principales incertidumbres de la evaluación, relacionadas con la estructura espacial, los parámetros biológicos y los índices de abundancia. La fase de desarrollo de modelos incluyó la implementación de modelos espaciales con desplazamientos. Sin embargo, estos modelos estimaron que el desplazamiento era muy bajo. El conjunto final de modelos de referencia abordó la estructura espacial utilizando tanto áreas como pesquerías como poblaciones independientes. Los modelos de referencia incorporan los resultados más recientes de investigaciones biológicas, incluyendo una nueva curva de crecimiento y nuevas estimaciones de mortalidad natural, ambas derivadas de los datos de mercado recolectados bajo el Programa Regional de Mercado de Atunes en el OPO (PRMA-OPO 2019-2020, Proyecto E.4.a) y estudios previos realizados desde el año 2000. Todos los archivos de entrada y resultados de los modelos para esta evaluación de referencia están disponibles en formatos html y pdf.

1.1. Antecedentes

La evaluación de referencia previa de 2020 (SAC-11-07) y las revisiones externas (YFT-02-Rep, RVDTT-01, RVMTT-01) destacaron la incertidumbre acerca de la estructura espacial del aleta amarilla en el OPO. Los datos sugieren que existen dos o más poblaciones en el OPO o que existe estructura espacial en la población. Un reclutamiento alto en la década de 1990 entró en la pesquería cerquera asociada a delfines al norte de la línea ecuatorial en un año diferente que el reclutamiento alto que entro en la pesquería palangrera al sur de la línea ecuatorial. Los datos de composición por talla de la pesquería cerquera asociada a delfines muestran peces más pequeños en el noreste, peces más grandes en el sur y el oeste, y aletas amarillas de tamaño intermedio en el área núcleo.

La evaluación de referencia de 2020 consideró un conjunto de hipótesis dominantes relativas a la estructura de la población. Debido a la necesidad práctica de una evaluación del OPO entero y la ausencia de un método satisfactorio para informar la estructura espacial, el modelo de evaluación se enfocó en los datos del área «núcleo» de la pesquería asociada a delfines, pero incluyó capturas del OPO entero.

Desde la evaluación de referencia de 2020, se han realizado investigaciones sustanciales para seguir abordando la estructura espacial del atún aleta amarilla en el OPO (SAC-14-06, SAC-15-03). En 2024, el personal presentó modelos exploratorios de evaluación que resaltaban aún más la estructura espacial (SAC-15-03). Mientras que los modelos exploratorios tenían nuevas definiciones de pesquerías definidas espacialmente, todos los modelos eran del OPO entero, con diferencias espaciales en frecuencias de talla modeladas mediante diferencias en selectividad (enfoque de áreas como pesquerías). La composición por talla asociada con el índice de abundancia del OPO entero, sin embargo, tenía una distribución multimodal porque contenía datos de regiones con tallas promedio distintas. Los peces de la región donde ocurren la mayoría de las capturas de la pesquería cerquera asociada a delfines eran de talla intermedia. Los peces capturados en la misma pesquería pero al norte de 20°N eran más pequeños. Los peces de las áreas oeste y sur eran más grandes. Los modelos de evaluación no pudieron conciliar la distribución conjunta de la composición por talla para el índice de abundancia con una curva de selectividad regular (es decir, normal

¹ Las evaluaciones de referencia son un análisis completo de supuestos de modelos, metodologías y/o fuentes de datos, mientras que en una evaluación actualizada solo se actualizan los datos utilizados en la evaluación.

doble), lo que indica que, o bien la estandarización de la composición por talla debería mejorarse, o bien la estructura espacial/poblacional estaba confundiendo los patrones. Debido a los patrones espaciales no resueltos, se propusieron dos tipos de evaluaciones exploratorias. Un modelo del área núcleo, limitado a la región de operación de las principales pesquerías cerqueras asociadas a delfines, que comprende la mayor parte de la captura de aleta amarilla en el OPO, y un modelo del OPO entero, que simplemente añadía las capturas de las otras regiones al modelo del área núcleo, y al mismo tiempo se ajustaba solo a los datos del área núcleo. Este segundo enfoque es similar al utilizado en la evaluación de referencia de 2020.

Una de las principales limitaciones de los modelos exploratorios era que las definiciones espaciales de las pesquerías se limitaban a rectángulos definidos a lo largo de líneas de latitud y longitud. El enfoque utilizado para definir las áreas fue un método de árbol de regresión con la latitud, la longitud, el trimestre y el trimestre cíclico como variables explicativas para definir las divisiones. Las composiciones por talla resultantes seguían mostrando cierta multimodalidad y no podían representarse mediante selectividades regulares (es decir, selectividad normal doble). Algunos de los problemas a la hora de definir las pesquerías con el método de árbol de regresión pueden ser que la estructura espacial podría tener límites diagonales o ser de forma irregular, como puede esperarse de la estructura física o de los factores ambientales. En esta evaluación, se delimitaron áreas irregulares con una composición por talla homogénea utilizando una metodología flexible recientemente desarrollada basada en el análisis de conglomerados. Estas áreas se utilizaron para definir las pesquerías y los dominios espaciales para varios modelos.

Las frecuencias de talla de las capturas son el resultado de la selectividad de contacto, la disponibilidad (por ejemplo, habitan a una profundidad distinta de la del arte) y la densidad. Se espera que la selectividad de contacto sea constante en el espacio, pero la disponibilidad puede variar en el espacio, debido a varios factores. Del mismo modo, la densidad puede variar en el espacio y la variación espacial de la disponibilidad y la densidad puede ser difícil de diferenciar. Ambas pueden verse afectadas por las condiciones ambientales. La densidad también puede verse afectada por la productividad local, los desplazamientos y la estructura de la población. Para tener en cuenta las posibles causas de los patrones de frecuencias de talla, en esta evaluación se implementaron varios modelos de dinámica de poblaciones basados en hipótesis relacionadas con la estructura espacial y poblacional.

Al igual que en evaluaciones de referencia previas para el atún aleta amarilla en el OPO, y de forma similar a la mayoría de las evaluaciones de poblaciones de atunes tropicales en el mundo, los índices de abundancia son derivados de datos de captura y esfuerzo (CPUE). En esta evaluación de referencia, se hicieron dos avances importantes con respecto al desarrollo de índices de abundancia. En primer lugar, se implementó un nuevo modelo espaciotemporal que permite una mayor flexibilidad a la hora de estandarizar los datos de CPUE y composición por talla de la pesquería cerquera asociada a delfines. En segundo lugar, por primera vez, se obtuvo un índice de palangre de múltiples flotas basado en la estandarización de los datos operacionales por lance individual, como resultado de una colaboración con los CPC que tienen flotas de palangre de aguas lejanas. Tanto el índice de cerco como el de palangre se utilizan siguiendo diferentes hipótesis de estructura espacial.

El medio ambiente es una función de fuerza clave en la población de atún aleta amarilla en el OPO. El reclutamiento presenta una gran variabilidad y tendencias a largo plazo en periodos de reclutamiento alto y bajo. La estacionalidad o las fluctuaciones a largo plazo en las condiciones oceanográficas pueden explicar cambios estacionales en la distribución espacial de los peces y la flota, y eventos oceanográficos a gran escala, tales como El Niño fuerte, pueden causar cambios estructurales en el ecosistema. En esta evaluación, estas influencias se tienen en cuenta de varias maneras: (1) al igual que en evaluaciones anteriores, se estiman cuatro reclutamientos por año, teniendo en cuenta la variabilidad intra e interanual, (2) los índices de abundancia basados en datos de cerco incluyen cambios en el dominio espacial

relacionados con el Índice de El Niño Oceánico (ONI)², teniendo en cuenta los posibles cambios en la distribución espacial debidos a las condiciones oceanográficas (3) un grupo de modelos tiene en cuenta los aparentes cambios estructurales en el ecosistema que se producen después de El Niño-La Niña de 1998-1999.

1.2. Modelo conceptual

1.2.1. Estructura espacial y de la población

La estructura espacial puede deberse a varios factores, incluida la estructura de la población, y es posible que éstos no estén directamente relacionados con la latitud y la longitud (SAC-14-06). Esto puede dar lugar a estructuras espaciales con bordes diagonales o con otras formas irregulares. Lo ideal sería que la estructura espacial y de la población se investigara utilizando un enfoque multidisciplinar que considere datos de una amplia gama de fuentes, en particular datos de un estudio de marcado bien diseñado y extenso. Los datos de marcado disponibles para el atún aleta amarilla, aunque todavía son insuficientes para permitir la delineación de la estructura espacial, indican que el desplazamiento del aleta amarilla es limitado (Schaefer y Fuller, 2022a) y que el aislamiento por distancia puede estar ocurriendo incluso dentro del área de distribución de las pesquerías asociadas a delfines, que anteriormente se pensaba que podía ser modelada como un grupo (SAC-14-06). Esto sugiere que puede haber una estructura poblacional pertinente para la ordenación y que puede ocurrir una reducción local.

Se ha considerado la estructura espacial en las evaluaciones del atún aleta amarilla en el OPO mediante la aplicación del enfoque de áreas como flotas (Waterhouse et al., 2014), en el cual se definen las "pesquerías" no solo por tipo de arte y tipo de lance, sino también por su área geográfica de operación. Este enfoque permite considerar las diferencias espaciales en composición por talla sin construir explícitamente un modelo espacial.

El enfoque de árbol de regresión utilizado anteriormente por el personal para definir las pesquerías se limitaba a definir áreas rectangulares. Para esta evaluación de referencia, el personal aplicó un nuevo método de conglomerados jerárquicos (SAC-16 INF-F) para analizar la frecuencia de talla del atún aleta amarilla y definir espacialmente las pesquerías de forma irregular. El método se basa en un nuevo algoritmo de conglomerados para agrupar distribuciones como la composición por talla (Minami y Lennert-Cody, 2024). Este enfoque representa un avance considerable en relación con el método de análisis de árbol usado anteriormente que define áreas solo a lo largo de líneas de latitud y longitud, que no fueron suficientes para capturar la estructura espacial mostrada en la frecuencia de talla del atún aleta amarilla en el OPO.

En el caso del atún aleta amarilla, los análisis de conglomerados se utilizaron con dos fines: (i) definir regiones que podrían representar potencialmente una estructura espacial o de la población y (ii) definir pesquerías por área geográfica de operación. Además del análisis de conglomerados, se utilizaron datos de marcado y un modelo espaciotemporal de captura por lance de peces pequeños en la pesquería cerquera sobre objetos flotantes para investigar las áreas que podrían tener conectividad de juveniles (<60 cm). Los detalles de los métodos y resultados pueden encontrarse en el documento SAC-16-INF-F.

Se delimitaron cuatro áreas con base en el análisis de conglomerados de la frecuencia de talla de las capturas de lances cerqueros asociados a delfines. El área 1 (costera norte) tiene peces más pequeños, el área 2 (núcleo) tiene una amplia gama de tallas intermedias, el área 3 (alta mar) tiene los peces más grandes, y el área 4 (Galápagos) tiene peces más grandes que el área núcleo, pero más pequeños que el área 3. La captura por lance y los datos de marcado sugieren que es más probable que los peces <60 cm

² https://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php

del área de Galápagos estén asociados con el área núcleo que con las áreas al sur o al oeste (es decir, las agrupaciones de alta densidad de peces pequeños en el área de Galápagos tendían a continuar hacia el noreste en dirección al área núcleo). Los supuestos finales de la estructura espacial delimitaron 3 regiones, y áreas dentro de esas regiones para definir las pesquerías (Figura 1).

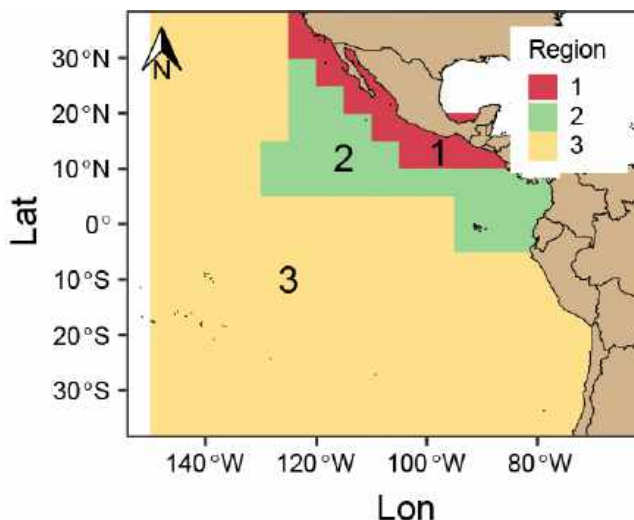


FIGURE 1. Regional divisions considered in the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO. The Galapagos area is added to region 2.

FIGURA 1. Divisiones regionales consideradas en la evaluación de la población de atún aleta amarilla en el OPO. El área de Galápagos se añade a la región 2.

Dada la incertidumbre sobre la estructura de la población, se examinaron varias hipótesis para su consideración en esta evaluación:

Hipótesis 1 - mezcla completa: una población mixta para todo el OPO. Las diferencias en la composición por talla se deben a selectividad o disponibilidad. Evidentemente, las diferencias espaciales en los datos de composición de la pesquería cerquera asociada a delfines complican la implementación de un índice a partir de esta pesquería. Conceptualmente, el índice tendría una selectividad diferente para cada área. Esta hipótesis no es respaldada por los datos de marcado (Schaefer y Fuller, 2022a), ni por los datos de biología reproductora (Schaefer y Fuller, 2022b) y no fue considerada. Se consideran explicaciones más probables para los datos de composición de la pesquería cerquera asociada a delfines las poblaciones separadas o los desplazamientos ontogenéticos.

Hipótesis 2 - dinámica regional: una población con dinámica espacial entre regiones. Las diferencias entre regiones pueden deberse a la estructura espacial, los desplazamientos, la capturabilidad/selectividad/disponibilidad y/o las diferentes tasas de explotación. Esta hipótesis se implementó de dos maneras. Primero, un modelo de áreas como pesquerías para el OPO entero, en el que las capturas tomadas de las tres regiones y áreas dentro de las mismas fueron tratadas como pesquerías separadas y las diferencias en composición por talla fueron modeladas con diferentes curvas de selectividad (Tabla 1). En segundo lugar, un modelo espacial con tres regiones. La hipótesis H2 se implementó como un modelo espacial de tres regiones (Tabla 1), teniendo en cuenta los desplazamientos entre regiones adyacentes. Se realizaron subdivisiones adicionales en áreas dentro de cada región basándose en los resultados del análisis de conglomerados, que se trataron como pesquerías diferentes. Se estimó que las tasas de desplazamiento entre regiones eran muy bajas, tal vez debido a las limitaciones sobre cómo se parametriza el desplazamiento en la plataforma SS3. Esto indicó que sería más apropiado utilizar modelos regionales independientes.

Hipótesis 3 - Poblaciones independientes: es poco probable que los peces de las distintas regiones sean completamente independientes, pero dado que la estimación en el modelo espacial de las tasas de desplazamiento es muy baja, está justificado utilizar modelos independientes para las distintas regiones. Además, el modelado de las regiones de forma independiente permitirá comprender la dinámica de las distintas regiones sin la influencia de datos de fuera de la región. Se realizaron dos evaluaciones independientes. Una para la región noreste (NE), que combina las regiones 1 y 2 en la Figura 1 y es donde se realiza la mayoría de las capturas de aleta amarilla, y otra para la región 3, que abarca el sur y el oeste del OPO (SO). La región 1 y la región 2 fueron combinadas en una evaluación por simplicidad, ya que los índices de abundancia para la región 1 mostraron un patrón general similar a los índices de la región 2. Se realizó un modelo de exploración para la región 1 que mostró fuertes patrones en el reclutamiento y que los supuestos de crecimiento, que se basan en peces del área núcleo, no son consistentes con los peces capturados frente a Baja California, en la región 1.

TABLE 1. Hypotheses considered to address the spatial structure of yellowfin tuna in the EPO with indication of assumptions about regions within spatial models and spatial domain on indices of abundance. The allocation of geographic areas definition of fisheries by gear type is indicated: NC- Northern coastal, CO- Core, O- Offshore, GP – Galapagos, SC – Southern Coastal, N – North, P – Polynesia. The shaded cells indicate the areas included in each hypothesis. The regions and areas are shown in Figures 1 and 2. The spatial version of H2 was not used in the risk analysis.

TABLA 1. Hipótesis consideradas para abordar la estructura espacial del atún aleta amarilla en el OPO con indicación de los supuestos sobre las regiones dentro de los modelos espaciales y el dominio espacial sobre los índices de abundancia. Se indica la asignación de la definición de áreas geográficas de pesquerías por tipo de arte: NC- Costera norte, CO- Núcleo, O- Alta mar, GP - Galápagos, SC - Costera sur, N - Norte, P - Polinesia. Las celdas sombreadas indican las áreas incluidas en cada hipótesis. Las regiones y áreas se muestran en las Figuras 1 y 2. La versión espacial de H2 no se utilizó en el análisis de riesgos.

Hipótesis			H2 Dinámica regional	H2 Dinámica regional	H3 Regiones independientes	H3 Regiones independientes
Tipo de modelo			Áreas como flotas	Espacial	Áreas como flotas	Áreas como flotas
Dominio espacial			OPO	OPO	NE	SO
Índices de abundancia			Índice OPO	3 índices, uno para cada región	Índice NE	Índice LL
Arte	Área	#	Análisis de riesgos	Exploratoria	Análisis de riesgos	Análisis de riesgos
Cerco	NC	1	1	1	1	
	CO	2	1	2	1	
	O	3	1	3		1
	GP	4	1	2	1	
	SC	5	1	3		1
Áreas de palangre	NC	1	1	1	1	
	CO	2	1	2	1	
	O	3	1	3		1
	GP	4	1	2	1	

SC	5	1	3	1
N	6	1	3	1
P	7	1	3	1

1.2.2. Definiciones de las pesquerías

Se definieron pesquerías en los modelos con base en el tipo de arte (cerco, palangre, caña), tipo de lance cerquero (objeto flotante, no asociado, asociado a delfines), y área geográfica de operación para representar las diferentes tallas de aleta amarilla capturado (Tabla 2). También se definieron dos tipos de pesquerías palangreras, una para las capturas notificadas en número y otra para las capturas notificadas en peso (la conversión de peso a número se realiza dentro del modelo de evaluación para garantizar la consistencia). También se definieron pesquerías de peces pequeños descartados (descartes de clasificación). Las pesquerías de cerco de lances no asociados se dividieron por categorías de talla, una para los peces pequeños y otra para los grandes, ya que la composición por talla mostraba un patrón bimodal, difícil de modelar adecuadamente en una sola pesquería. Las capturas se dividieron utilizando la proporción de captura en cada categoría de talla registrada por los observadores a bordo. La composición por talla para cada categoría de talla se obtuvo a partir de los datos de muestreo en puerto de las bodegas que contenían solo un lance. Las composiciones por talla resultantes tenían distribuciones unimodales. Los detalles del procedimiento de división figuran en el documento SAC-16 INF-F. La clasificación de las pesquerías por áreas geográficas de operación se realizó utilizando el análisis de conglomerados sobre datos de composición por talla ponderados por las capturas (SAC-16 INF-F). Las áreas definidas para el cerco y el palangre se muestran en la Figura 2. Por último, los “estudios” se definen en la plataforma de Stock Synthesis como pesquerías que no tienen capturas asociadas y se utilizan para modelar los índices de abundancia y la composición por talla correspondiente (ver Sección 2.3 sobre índices de abundancia).

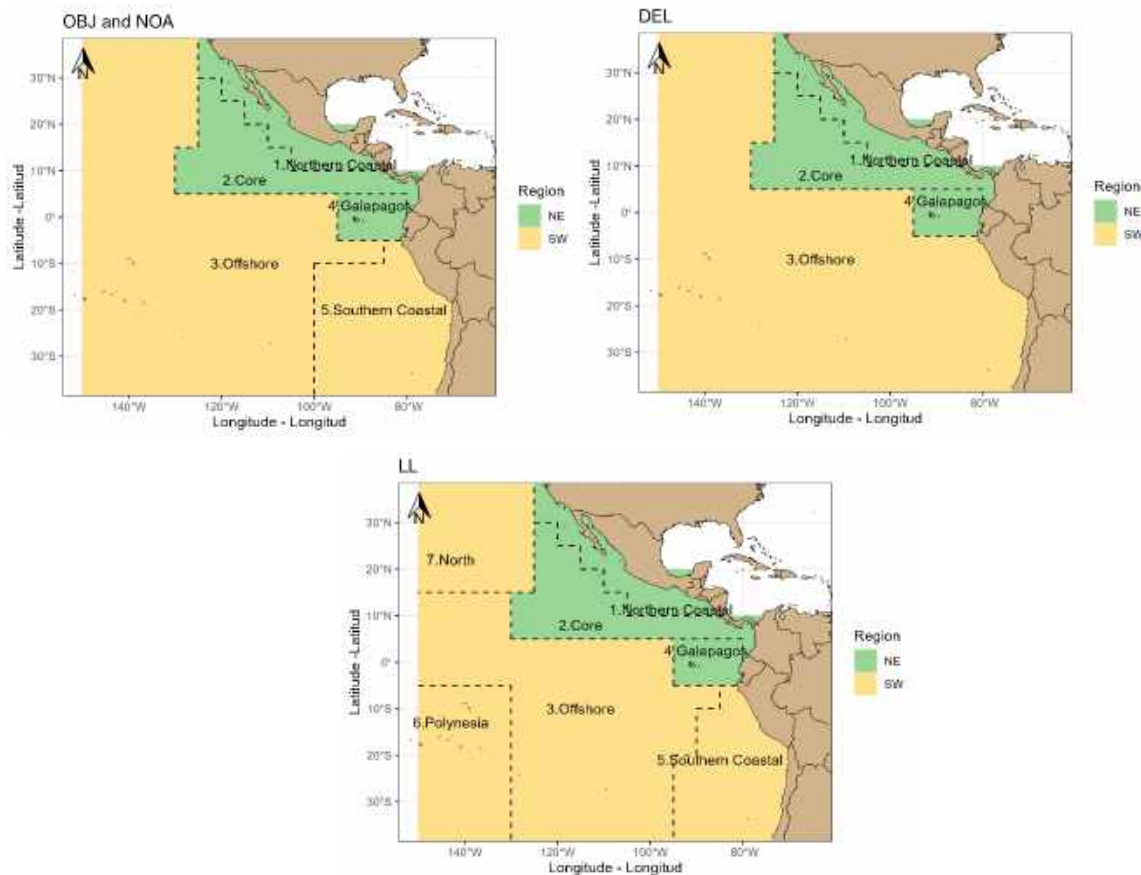


FIGURE 2. Definitions of regions and areas within regions for the models implemented in the EPO yellowfin tuna stock assessment and risk analysis. Areas used to define fisheries spatially for the purse-seine with sets on floating objects (OBJ), unassociated (NOA), and associated with dolphins (DEL), and longline (LL) area based on cluster analysis of length composition. The pole-and-line fishery is assumed to take place in area 1. The EPO models include both NE and SW regions. Independent models for NE and SW were also implemented.

FIGURA 2. Definiciones de regiones y áreas dentro de regiones para los modelos implementados en la evaluación de poblaciones y análisis de riesgos del atún aleta amarilla en el OPO. Áreas usadas para definir espacialmente las pesquerías de cerco con lances sobre objetos flotantes (OBJ), no asociadas (NOA), y asociadas a delfines (DEL), y área de palangre (LL) con base en el análisis de conglomerados de la composición por talla. Se supone que la pesquería de caña tiene lugar en el área 1. Los modelos del OPO incluyen las regiones NE y SO. También se implementaron modelos independientes para NE y SO.

TABLE 2. Fleets defined for the 2025 benchmark stock assessment of yellowfin tuna in the EPO. Gear: PS: purse seine; LP: pole and line; LL: longline; PS set type: OBJ: floating object; NOA: unassociated; DEL: dolphin associated; see Figure 2 for area definitions.

TABLA 2. Flotas definidas para la evaluación de referencia de 2025 de la población de atún aleta amarilla en el OPO. Arte: PS: cerco; LP: caña; LL: palangre; tipo de lance PS: OBJ: objeto flotante; NOA: no asociado; DEL: asociado a delfines; ver Figura 2 para las definiciones de área.

Número de flota	Tipo de flota	Nombre de la flota	Arte	Tipo de lance	Clase talla-área	Datos de captura	Unidad
1	Pesca	F1_PS_OBJ_North_coastal	PS	OBJ	1 - Costera norte	Capturas retenidas + descartes (ineficiencias)	t
2		F2_PS_OBJ_Core	PS		2 - Núcleo		t
3		F3_PS_OBJ_Offshore	PS		3 - Alta mar		t
4		F4_PS_OBJ_Galapagos	PS		4- Galápagos		t
5		F5_PS_OBJ_South_coastal	PS		5- Costera sur		t
6		F6_PS_NOA_North_coastal	PS	NOA	1 - Costera norte		t
7		F7_PS_NOA_Core	PS		2 - Núcleo		t
8		F8_PS_NOA_Offshore_small	PS		3 – Alta mar - pequeños		t
9		F9_PS_NOA_Offshore_large	PS		3 – Alta mar - grandes		t
10		F10_PS_NOA_Galapagos_small	PS		4- Galápagos - pequeños		t
11		F11_PS_NOA_Galapagos_large	PS		4- Galápagos - pequeños		t
12		F12_PS_NOA_South_coastal_small	PS		5- Costera sur - pequeños		t
13		F13_PS_NOA_South_coastal_large	PS		5- Costera sur - grandes		t
14		F14_PS_DEL_North_coastal	PS	DEL	1 - Costera norte	Descartes de clasificación	t
15		F15_PS_DEL_Core	PS		2 - Núcleo		t
16		F16_PS_DEL_Offshore_South	PS		3 - Alta mar + Costera sur		t
17		F17_PS_DEL_Galapagos	PS		4- Galápagos		t
18		F18_PS_DIS_small_North_coastal	PS	OBJ - descartes	1 - Costera norte		t
19		F19_PS_DIS_small_Core	PS		2 - Núcleo		t
20		F20_PS_DIS_small_Offshore	PS		3 - Alta mar		t
21		F21_PS_DIS_small_Galapagos	PS		4- Galápagos		t
22		F22_PS_DIS_small_South_coastal	PS		5- Costera sur		t
23		F23_LP	LP	-	1 - Costera norte	Captura retenida	t
24		F24_LL_North_coastal_n	LL		1 - Costera norte		1,000
25		F25_LL_Core_n	LL		2 - Núcleo		1,000
26		F26_LL_Offshore_n	LL		3 - Alta mar		1,000
27		F27_LL_Galapagos_n	LL		4 - Galápagos		1,000
28		F28_LL_South_coastal_n	LL		5- Costera sur l		1,000
29		F29_LL_North_n	LL		6 - Norte		1,000
30		F30_LL_Polynesia_n	LL		7 - Polinesia		1,000
31		F31_LL_North_coastal_w	LL		1 - Costera norte		t
32		F32_LL_Core_w	LL		2 - Núcleo		t
33		F33_LL_Offshore_w	LL		3 - Alta mar		t
34		F34_LL_Galapagos_w	LL		4 - Galápagos		t
35		F35_LL_South_coastal_w	LL		5- Costera sur		t
36		F36_LL_North_w	LL		6 - Norte		t
37		F37_LL_Polynesia_w	LL		7 - Polinesia		t
Número		Nombre de la flota	Arte	Tipo de lance	Área	Talla	
38	Estudio	S1_EPO	PS	DEL	1 - Costera norte	Composiciones por talla estandarizadas	t
39		S2_PS_NCoastal	PS		2 - Núcleo		t
40		S3_PS_Core	PS		3 - Alta mar		t
41		S4_PS_Offshore	PS		4 - Galápagos		t
42		S5_LL_Offshore	LL	-	5- Costera sur		1,000
43		S6_PS_Echo_east	PS	OBJ Ecosonda	2 - Núcleo	Como F2	t
44		S7_PS_Echo_west	PS		3 – Alta mar	Como F3	t

2. DATOS

2.1. Captura

2.1.1. Cerco

Las capturas totales de cerco del OPO por especie fueron estimadas por estratos de captura y luego agregadas por área geográfica (definiciones de pesquerías) por trimestre. Los estratos de captura son definidos como la combinación de área, mes, tipo de lance, y capacidad de acarreo del buque. El método utilizado para estimar la composición por especie de las capturas depende de las fuentes de información disponibles. Las estimaciones anteriores a 2000 se basan en los totales de especies registrados 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 de las tres especies de atunes tropicales, basado en los datos de muestreo en puerto de 2000-2004. Los totales de especies ajustados se prorratan por estratos de capturas utilizando información auxiliar de las bases de datos de observadores y bitácoras. Desde 2000, los datos de muestreo en puerto se han utilizado para determinar la composición por especie de la captura total. La captura total de las tres especies combinadas (de datos de descarga, de observadores y de bitácora) se prorrata en estratos de captura, utilizando la información de las bases de datos de observadores y de bitácora. Posteriormente, los datos de muestreo en puerto sobre la composición por especie y talla de la captura se utilizan para estimar la captura de cada especie por estrato de captura. En el Anexo de Suter (2010) y en WSBET-02-06 pueden encontrarse explicaciones detalladas sobre el muestreo y los estimadores. Esta metodología de estimación de captura, que es un enfoque basado en el diseño, se utiliza para obtener las mejores estimaciones científicas (BSE, por sus siglas en inglés) a nivel de flota de la composición por especie de las capturas para cada pesquería cerquera. La metodología está integrada en el paquete en R BSE (<https://github.com/HaikunXu/BSE>).

Se realizó un ajuste de sesgo para las capturas OBJ estimadas derivadas del algoritmo de BSE para los dos años afectados por la pandemia de COVID-19 (2020 y 2021). La pandemia interrumpió la recolección de datos de composición por especie y talla por los muestreadores en puerto de la CIAT, lo cual llevó a una pérdida sistemática de datos de muestreo en puerto de los puertos donde se descarga gran parte de la captura de patudo del OPO (SAC-13 INF-L). Ya que el algoritmo de BSE depende de estimaciones de la composición por especie de las capturas cerqueras derivadas de datos de muestreo en puerto, es probable que las capturas cerqueras por especie de los dos años de COVID-19 estén sesgadas (Majumdar et al., 2023). Las capturas de aleta amarilla obtenidas a partir del algoritmo de BSE en la pesquería OBJ probablemente se subestimaron en 2000 y se sobreestimaron en 2021. En esta evaluación de referencia se aplican los factores de corrección que figuran en la Tabla 3 del documento SAC-14 INF-D. Las capturas OBJ trimestrales de atún aleta amarilla para 2020 se incrementaron en un 22% y para 2021 se redujeron en un 9%, respectivamente.

2.1.2. Palangre

El personal de la CIAT no recolecta datos de capturas de palangre directamente. En su lugar, las capturas son notificadas anualmente a la CIAT por los Miembros y no Miembros Cooperantes (CPC) individuales, de conformidad con la resolución C-03-05 sobre provisión de datos. Las capturas son notificadas por especie, pero la disponibilidad y formato de los datos varían entre flotas: las principales flotas palangreras notifican datos de captura y esfuerzo agregados por 5° de latitud y 5° de longitud por mes. Las bases de datos de la CIAT incluyen datos sobre la distribución espacial y temporal de las capturas palangreras en el OPO por las flotas de los CPC de aguas lejanas (China, Corea, Taipéi Chino, Polinesia Francesa, Japón, y Vanuatu) y costeros (principalmente México y Estados Unidos).

Para esta evaluación, los datos de captura de palangre se agregan por pesquería definida en el área de

operación (Figura 2). Dado que las capturas pueden notificarse en número o en peso, se definen dos flotas pesqueras palangreras para cada área, de modo que las capturas puedan incluirse en el modelo de evaluación en sus unidades originales (miles de peces y toneladas métricas), y la conversión entre número y peso se realiza internamente por la evaluación de la población. En la evaluación actual se incorporan datos de captura actualizados y nuevos de las flotas pesqueras palangreras. Si no se disponía de datos de captura de un año o años recientes, las capturas se establecieron iguales al último año del que se disponía de datos. En el caso de las flotas que notificaron capturas agregadas por año y por celda de 5° por 5°, los datos se dividieron en trimestres, utilizando la proporción de capturas por trimestre y área del año más cercano para el que se disponía de datos. Las capturas de los CPC costeros que notificaron capturas agregadas se añadieron al área que cubre la Zona Económica Exclusiva (ZEE) del CPC. El algoritmo para calcular la captura por flota pesquera palangrera se describe en el documento WSBET-02-03, y el código R asociado está disponible en https://github.com/HaikunXu/IATTCassessment/blob/master/R/II_catch.R.

2.1.3. Descartes

Se consideran dos tipos de descarte en esta evaluación de referencia: 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.

Para la pesquería cerquera, la cantidad de aleta amarilla descartada, independientemente del motivo, se estima con la información recolectada bajo el programa de observadores a bordo del Acuerdo sobre el Programa Internacional para la Conservación de los Delfines (APICD), utilizando los métodos de Maunder y Watters (2003). No se dispone de datos de observadores para estimar los descartes antes de 1993, y se supone que no hubo descartes antes de esa fecha. Asimismo, hay periodos para los que los datos de observadores no son suficientes para estimar los descartes, en cuyo caso se supone que la tasa de descartes (descartes/capturas retenidas) es igual a la tasa de descartes del mismo trimestre del año anterior o, si no se dispone de datos trimestrales, de un año próximo. La captura total de las pesquerías cerqueras (Flotas 1 a 17) representa la captura retenida más los descartes resultantes de ineficiencias en el proceso de pesca. Los descartes de clasificación son poco frecuentes en las pesquerías NOA y DEL y también se añaden a la captura total. La clasificación en las pesquerías OBJ era un problema a principios de la década de 2000, y disminuyó tras la implementación de reglamentos. También se definen cinco pesquerías de descartes (Flotas 18-22) siguiendo el razonamiento de Watters y Maunder (2001), y corresponden a las mismas áreas de las pesquerías OBJ. Se supone que los descartes de clasificación OBJ se componen de aleta amarilla de entre 1 y 3 trimestres de edad.

Los descartes de la pesquería palangrera no están disponibles, por lo que se supone que la captura retenida representa la captura total.

2.2. Composición por talla

2.2.1. Cerco

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 agrega entre estratos para obtener estimaciones trimestrales de cada pesquería. Luego, el número estimado de peces se convierte en proporción de peces de talla para la evaluación. Los números estimados de talla para cada estrato se obtienen multiplicando las estimaciones a nivel de bodega de la proporción de talla, combinadas a través de las bodegas muestreadas, por la captura total estimada en números para las especies en el estrato. Desde 2000, las estimaciones a nivel de bodega de las proporciones de talla utilizan tanto los recuentos de especies como los datos de medición de tallas. Los

detalles de los estimadores pueden encontrarse en el documento WSBET-02-06.

En el caso de algunas pesquerías cerqueras no asociadas que mostraban distribuciones de tallas bimodales, se utilizaron los datos a nivel de bodega para representar las tallas de los peces pequeños y grandes y se dividieron las capturas en dos pesquerías, una para cada clase de talla. Los detalles de este procedimiento se describen en el documento SAC-16-INF-F.

2.2.2. Palangre

En la evaluación de referencia de 2020, aunque se disponía de datos de composición por talla para las flotas de palangre, no se utilizaron para ajustar los modelos finales que entraron en la evaluación de riesgos porque la evaluación se centró en el área núcleo de las capturas de aleta amarilla, que son realizadas por la flota de cerco asociada a delfines (DEL). La pesquería asociada a delfines tiene poco traslape con las flotas de palangre. Dado que la evaluación de referencia actual también tiene en cuenta la estructura espacial, los datos de composición por talla de palangre son importantes en algunos escenarios de modelos, como el modelo espacial y los modelos SO.

Los datos de composición por talla de las flotas pesqueras palangreras proceden de datos de composición por talla de buques palangreros comerciales japoneses medidos por pescadores. La flota japonesa fue durante muchas décadas la flota palangrera de aguas lejanas dominante que operaba en el OPO (OTH-30-RPT). En los últimos años se ha producido una contracción del área de operación de la flota japonesa, así como una marcada disminución del esfuerzo, la captura y la proporción de la captura palangrera total. La contribución de la captura palangrera japonesa a la captura palangrera total de aleta amarilla ha disminuido continuamente con el tiempo y desde 2017 ha sido inferior al 25% de lo que era en 1985. La flota china se ha expandido en el mismo periodo. Se han planteado preocupaciones sobre cuán representativos son los datos de composición por talla de Japón de las otras flotas de palangre. Los datos de composición de cada pesquería, definidos espacialmente, deberían representar todas las capturas de palangre de esa pesquería. Por lo tanto, también deberían considerarse los datos de otros CPC. Sin embargo, en los últimos años, los datos de todos los CPC tienen una cobertura baja, ya que proceden exclusivamente de observadores (menos del 5% de cobertura). Los datos de observadores difieren de los procedentes de los pescadores en varios aspectos. Así, para representar las pesquerías solo se utilizaron datos de la flota japonesa medidos por los pescadores en los modelos finales.

Los datos de composición por talla de palangre de Japón para el atún aleta amarilla en el OPO abarcan el periodo entre 1986 y 2023. Todas las composiciones por talla antes de 2011 y después de 2015 fueron recolectadas por pescadores y observadores a bordo, respectivamente. Entre 2010 y 2015, hubo una transición rápida de la fuente de datos de 100% pescadores a 100% observadores a bordo. Las mediciones de talla de la flota palangrera japonesa se registraron en varias resoluciones espaciales y tamaños de intervalo. Esta evaluación de referencia incluye solo las recolectadas con una resolución espacial de $1^\circ \times 1^\circ$ y un tamaño de intervalo de 1, 2 o 5 cm. Los datos de composición por talla de palangre, recolectados por observadores coreanos con una resolución espacial de $1^\circ \times 1^\circ$ y un tamaño de intervalo de 1 cm, abarcan el periodo comprendido entre 2013 y 2023. Los datos de composición por talla de palangre recolectados por observadores coreanos se consideraron además de los datos obtenidos por observadores japoneses. Corea sustituyó recientemente a Japón como la flota con mayor esfuerzo palangrero y capturas de patudo, su principal especie objetivo. No se encontraron diferencias entre los datos obtenidos por los observadores coreanos y japoneses en el mismo periodo. Los datos coreanos complementan los japoneses, ya que algunos buques coreanos operan en áreas no cubiertas por los japoneses (SAC-15-02).

Tanto los datos medidos por los pescadores como los medidos por los observadores se estandarizaron utilizando modelos espaciotemporales, y luego se expandieron a las capturas o a la densidad, de forma

similar a lo que se hizo en la evaluación de referencia del patudo en 2024 (SAC-15-02). Sin embargo, a diferencia del patudo, se estimaron dos modelos distintos, uno para cada tipo de datos, ya que se detectaron diferencias en los datos recolectados por pescadores y observadores. No está claro cómo se recolectaron los datos y si los métodos utilizados fueron diferentes entre pescadores y observadores. También es posible que la diferencia se deba a cambios temporales en la población y, dado que la recolección de datos de observadores sustituyó en su mayor parte a la recolección de datos de pescadores, se confunden los efectos temporales y los métodos de muestreo. Además, los datos de observadores contienen peces más pequeños que no están presentes en los datos de los pescadores. No está claro si los observadores registran los peces descartados, si los criterios de selección de los peces medidos difieren entre observadores y pescadores o si algún otro factor está causando estas diferencias.

Las composiciones por talla previstas en una resolución de 5 por 5 por trimestre se multiplicaron por las capturas en la misma escala espacial o por la abundancia estimada (densidad*área) y luego se agregaron dentro de los límites de la definición espacial de las pesquerías o del dominio espacial del índice, para representar las capturas o el índice, respectivamente.

2.2.2.1. Procedimiento de estandarización

La estandarización de los datos de composición por talla para representar las capturas es una mejora con respecto a lo que se ha hecho anteriormente. Para la evaluación de referencia de 2020, los datos de composición por talla de palangre no se utilizaron para ajustar los modelos porque la evaluación se centró en el área donde se realiza la mayor parte de las capturas. Las evaluaciones anteriores se limitaron a utilizar los datos de composición por talla nominales expandidos a las capturas de palangre. Dado que la distribución espacial de los datos de composición por talla difería de la distribución espacial de las capturas, había áreas para las que no se disponía de datos de composición por talla y esas capturas no se tuvieron en cuenta al expandir los datos de composición por talla nominales a las capturas, lo que implica que es posible que la composición por talla resultante no represente adecuadamente la extracción de la pesquería. Esto podría no ser un problema para el modelo del OPO entero, o los modelos de la región NE, ya que las capturas palangreras representan una pequeña proporción de la captura total de atún aleta amarilla. Este no es el caso para el SO, para el cual la pesquería palangrera contribuye una gran proporción de la captura de adultos. Para permitir una imputación informada de los datos de composición por talla para las áreas sin muestras, se utilizaron modelos espaciotemporales por talla. Se utilizaron modelos similares a los implementados para el patudo (SAC-15-02). Los modelos se implementaron en VAST (Thorson y Barnett 2017), un paquete en R de código abierto (<https://github.com/James-Thorson-NOAA/VAST>). Los datos utilizados fueron la frecuencia de talla, agregada entre buques por año, mes, 1° de latitud y 1° de longitud.

El modelo espaciotemporal utilizó funciones de enlace logit y log para los predictores lineales de la probabilidad de encuentro y la tasa de captura positiva, respectivamente, para cada intervalo de talla. Ambos predictores lineales incluyen un término de intersección (año-trimestre), un término espacial invariable con el tiempo y un término espaciotemporal variable con el tiempo. Se supone que los tres términos son independientes y están idénticamente distribuidos entre los intervalos de talla. De los tres términos, el término de intersección se estima como efectos fijos y los otros dos como efectos aleatorios. Se supone que los efectos aleatorios espaciales y espaciotemporales están autocorrelacionados en el espacio según la función de Matérn. Ni la covariable de capturabilidad (anzuelos entre flotadores) ni los efectos de buque se incluyen en este modelo porque no están disponibles en este conjunto de datos.

Las ejecuciones preliminares del modelo no lograron converger. Lo más probable es que esto se deba a la escasez de datos, que es posible que no tengan suficiente información para estimar la autocorrelación u otros parámetros. Además, para el documento de indicadores de 2024 (SAC-15 INF-F), el modelo tenía

una estimación de la correlación espaciotemporal que no era creíble (era la opuesta a la estimada para el modelo de CPUE, es decir, la anisotropía en el eje SO-NE en lugar del eje NO-SE como se estimó en el modelo de CPUE). Por lo tanto, los parámetros de autocorrelación espacial para la estandarización de los datos de frecuencia de talla se fijaron en los valores estimados en el modelo espaciotemporal desarrollado para obtener el índice conjunto de abundancia utilizando datos operacionales de Japón y Corea (SAC-16 INF-U).

Debido a la gran dimensión del modelo espaciotemporal por talla, se hicieron varias simplificaciones para que el modelo fuera informáticamente más viable: 1) solo se utilizan 40 nudos espaciales para estimar los efectos aleatorios espaciales y espaciotemporales en el OPO; 2) los intervalos de talla se reagrupan de la resolución original a 10 cm; 3) las frecuencias de talla para < 60 cm son insignificantes y se suponen 0 (intervalos de talla en el modelo: 60-70 cm, 70-80 cm, ..., 170+ cm); y 4) se supone que todos los hiperparámetros se comparten entre intervalos de talla. Cabe señalar que las frecuencias de talla (lf) predichas para cada nudo y momento no necesariamente suman 1 en todos los intervalos de talla, ya que el campo espaciotemporal de la frecuencia de talla se predice para cada intervalo de talla de 10 cm sin una restricción multinomial. Para resolver este problema, escalamos las frecuencias de talla predichas para que sumen 1 para cada nudo y momento.

Las composiciones por talla de una flota pesquera son expandidas a la captura dentro del dominio espacial de la pesquería. En concreto, la frecuencia de talla de una flota pesquera ($LF(F)$) en el tiempo t y la talla l se calcula como:

$$LF(F)_{t,l} = \frac{\sum_s (c_{s,t} \times lf_{s,t,l})}{\sum_l \sum_s (c_{s,t} \times lf_{s,t,l})} \quad (\text{Ecuación 1})$$

donde c_s es la captura total por flota en la cuadrícula s y tiempo t , y $lf_{s,t,l}$ es la frecuencia de talla en la cuadrícula s , tiempo t y talla l predicha por el modelo espaciotemporal por talla. La captura total por flota, notificada en número de peces, se extrae de la base de datos de la CIAT y tiene una resolución espacial de $5^\circ \times 5^\circ$. Para coincidir con esta resolución espacial, agregamos las frecuencias de talla predichas del modelo espaciotemporal por talla de $1^\circ \times 1^\circ$ a $5^\circ \times 5^\circ$. Los datos de composición por talla de palangre están basados en modelos espaciotemporales; para ser consistentes, también utilizamos un tamaño de muestra de entrada basado en modelos para los datos de composición por talla de palangre. Específicamente, el tamaño de muestra de entrada se calcula mediante el modelo espaciotemporal por talla para aproximar la imprecisión estimada para la frecuencia de talla predicha (Thorson y Haltuch 2018).

2.3. Índices de abundancia y composición por talla correspondiente

En esta evaluación de referencia, los índices de cerco y palangre son piezas clave de información en diferentes modelos de referencia. Los índices de abundancia utilizados dependen de la hipótesis de estructura poblacional/espacial considerada (Tabla 1). El índice de cerco se utiliza en los modelos NE y OPO (y en el modelo espacial), y el índice de palangre se utiliza en el modelo SO.

La ponderación de los índices de abundancia se determina a partir de la variabilidad estimada por el modelo espaciotemporal para cada intervalo temporal más un componente adicional de varianza para tener en cuenta el error del proceso no modelado por los modelos de evaluación. El componente de varianza se estimó ajustando un modelo de producción estructurado por edad con desviaciones estimadas del reclutamiento (ASPM_dev). Dado que ASPM_dev se ajusta solo al índice, es el mejor ajuste posible a estos datos, y el componente de varianza estimado es mínimo. Sin embargo, esto sigue la filosofía de dar prioridad a la información sobre la abundancia absoluta y las tendencias de abundancia de los índices de abundancia sobre los datos de composición.

Los índices de abundancia de la pesquería de cerco se obtuvieron utilizando el modelo espaciotemporal integrado (ISAM, SAC-16 INF-F) recientemente desarrollado. Esta nueva metodología mejora los procedimientos previos de estandarización mediante el uso de cuadrículas de extrapolación de variables que aproximan los cambios estacionales y los cambios debidos a las condiciones oceanográficas a gran escala (El Niño Oscilación del Sur) en la distribución y caladeros del aleta amarilla. El ISAM también permite construir índices regionales de abundancia que comparten efectos de buque aleatorios, que se utilizan para modelar la diferencia en la potencia pesquera por buque. Se obtuvieron varios índices del ISAM con diferentes dominios espaciales en función de las hipótesis de estructura espacial (Tabla 1).

El índice de abundancia de palangre se obtuvo ajustando un modelo espaciotemporal a los datos operacionales de CPUE de las flotas palangreras de Japón y Corea (SAC-16 INF-U). VAST, un modelo delta lineal generalizado mixto, modela por separado la probabilidad de encuentro y la tasa de captura positiva para tener en cuenta las observaciones infladas en cero de tasa de captura. Se especificó VAST para utilizar el enlace logit para los predictores lineales de la probabilidad de encuentro y el enlace lognormal para la tasa de captura positiva. Tanto los predictores lineales de la probabilidad de encuentro como la tasa de captura positiva incluyen un efecto fijo de año y trimestre, un efecto aleatorio espacial invariable con el tiempo, un efecto aleatorio espaciotemporal variable con el tiempo, un efecto fijo de capturabilidad de anzuelos entre flotadores, un efecto aleatorio de buque y un efecto fijo de pabellón (Japón vs. Corea). Se seleccionaron los buques y las celdas de la cuadrícula espacial que tenían al menos 40 trimestres de datos. Esta selección se hizo para eliminar la parte oriental del OPO y la ZEE de la Polinesia Francesa, ambas con datos escasos y CPUE baja para el aleta amarilla. Los análisis preliminares mostraron que filtrar los datos de CPUE como se ha descrito anteriormente da como resultado un índice de abundancia con un CV reducido. Se utilizó el índice de abundancia de palangre al modelar la región SO (Tabla 2)

Las composiciones por talla de las pesquerías se ponderan espacialmente por la captura dentro de sus respectivas áreas operativas, mientras que las composiciones de los índices de abundancia se ponderan por la abundancia de peces en todo el OPO. Esta distinción asegura que la selectividad del índice sea tratada como basada principalmente en el arte y aproximadamente constante en el tiempo, mientras que la selectividad de la pesquería toma en cuenta las diferencias espaciales en abundancia y distribución de la flota. Para el índice de abundancia de cerco, el modelo espaciotemporal para la estandarización de la composición por talla y el procedimiento de expansión se describen en el documento SAC-16 INF-F. Para el índice de palangre, el modelo VAST para la composición por talla se describe en la Sección 2.2.2.2.1, y se utilizan tanto los datos de los pescadores como los de los observadores para representar el índice.

3. Supuestos y parámetros

3.1. Crecimiento

El crecimiento se actualizó ajustando el modelo de cese de crecimiento a una combinación de nuevos datos de edad y talla de incrementos diarios de otolitos y datos de marcado (SAC-16 INF-F). La información para los peces más jóvenes (hasta 10 trimestres de edad) procedía de los datos de otolitos y la información para los peces de más edad procedía de peces marcados con una edad prevista en el momento de la recuperación de 10 trimestres o más y con información fiable sobre la talla. La información sobre el sexo de los peces recuperados es limitada. Según los datos disponibles, no se encontraron diferencias de crecimiento entre machos y hembras. Se estimaron tanto la talla promedio por edad como la variabilidad de la talla por edad, teniendo en cuenta el error de medición y el sesgo debido al encogimiento de los peces marcados a causa de la congelación.

Se utilizaron tres supuestos sobre el crecimiento (Figura 3). El supuesto "base" son las estimaciones de máxima verosimilitud (EMV) obtenidas en el modelo externo (talla asintótica de 167.1 cm). También se incluyeron los supuestos "G_low" y "G_high" para representar la incertidumbre en el crecimiento. Éstos

se obtuvieron fijando la talla asintótica a los valores que tenían la mitad de la verosimilitud de EMV, es decir 171.922 cm para la hipótesis G_high y 162.245 cm para la hipótesis G_low, y estimando todos los demás parámetros en el modelo externo ajustado a los datos de otolitos y de marcado.

En los modelos de evaluación, el crecimiento se fijó en las estimaciones externas, excepto para el coeficiente de variación a la edad 1, que se estimó dentro de los modelos de evaluación (Figura 3). La variabilidad de la talla por edad incluye varias fuentes de variación, como las diferencias en las tasas de crecimiento entre peces con el mismo día de nacimiento, las diferencias en el día de nacimiento dentro de un trimestre, el momento del trimestre en que se capturó un pez y los cambios en el crecimiento entre años. Es posible que esta variabilidad, especialmente a edades tempranas, no se refleje adecuadamente al estimar el crecimiento utilizando datos de incrementos diarios. Es conveniente estimarla en el modelo de evaluación para aprovechar la información contenida en los datos de frecuencia de talla, especialmente en el caso de los peces pequeños.

3.2. Mortalidad natural

La mortalidad natural (M) del atún aleta amarilla en el OPO fue estimada en un análisis externo y fijada en el modelo de evaluación. Se supuso que M varía por edad y sexo, ya que (i) se ha demostrado que la mortalidad natural tiene un patrón consistente de disminuir con la talla (Lorenzen, 2022) y (ii) los datos de proporción de sexos mostraron preponderancia de machos en tallas grandes, mientras que el crecimiento es similar para hembras y machos. Se estimó M externamente mediante la aplicación de un análisis de cohortes a los datos de marcado del OPO obtenidos por el reciente programa de marcado de la CIAT (SAC-14-07) y ajuste a los datos de proporción de sexos del OPO (SAC-16 INF-F). Los datos de proporción de sexos provinieron de pesquerías cerqueras y palangreras.

Se utiliza el análisis de cohortes porque es robusto ante el impacto de la no mezcla en la mortalidad por pesca. Sin embargo, en su lugar hace supuestos sobre la mortalidad por pesca terminal (es decir, ningún pez marcado está vivo después de la última recaptura). La mortalidad natural se parametrizó utilizando la función de Lorenzen para modelar el descenso de M con la edad y un desfase logístico para modelar un aumento de la mortalidad natural de las hembras relacionado con la madurez. Los supuestos de M fueron similares a los de los modelos exploratorios de 2024, pero difieren ligeramente de los de la evaluación de referencia de 2020 (Figura 4).

De forma similar al crecimiento, en esta evaluación se implementaron tres hipótesis para la mortalidad natural (Figura 4). La hipótesis "base" estaba representada por las estimaciones EMV de mortalidad natural por edad y sexo (M) obtenidas a partir del análisis de cohortes. M_low y M_high se obtuvieron suponiendo una distribución normal con una media igual a la EMV y desviación estándar igual al error estándar estimado para cada valor de mortalidad natural por edad y sexo a partir del análisis de cohortes. M_low y M_high fueron:

$$M_{low_{a,s}} = \widehat{M_{a,s}} - 1.1759 * SE(\widehat{M_{a,s}})$$

$$M_{high_{a,s}} = \widehat{M_{a,s}} + 1.1759 * SE(\widehat{M_{a,s}})$$

Como $dnorm(x=-1.1759, mean=0, sd=1)/dnorm(x=0, mean=0, sd=1) = 0.5$

3.3. Biología reproductiva

Se utilizaron nuevos datos (Schaffer y Fuller 2023) para actualizar los supuestos biológicos (SAC-16 INF-F). Esto incluye la proporción madura, la fecundidad por camada y la frecuencia de desove por talla. Las estimaciones de talla al 50% de madurez fueron diferentes de las estimaciones anteriores. La talla al 50% de madurez es de 77.7 cm y 95 cm para las áreas NE y SO, respectivamente (Figura 5). La fecundidad por

camada se estimó para ambas regiones combinadas, ya que había pocos datos para la región SO, y aumenta más rápidamente que el peso ($0.04219w^{1.12444}$). La producción reproductora resultante difiere entre las dos regiones principalmente entre las tallas de 75 a 125 cm, que cubre el rango para la mayoría de las hembras adultas.

3.4. Reclutamiento

El reclutamiento se estima en un intervalo temporal trimestral como desviaciones en torno a una curva población-reclutamiento de Beverton-Holt (Beverton y Holt, 1957). La curva de Beverton-Holt está parametrizada de modo que la relación entre la biomasa reproductora (fecundidad en esta evaluación) y el reclutamiento está determinada por el reclutamiento promedio producido por una población no explotada (reclutamiento virgen) y la inclinación (h). La inclinación se define como la proporción del reclutamiento virgen que produce una población cuando se reduce al 20% de su estado virgen. Una inclinación de 1.0 implica que la población puede producir reclutamientos iguales al nivel virgen, en promedio, en todos los niveles de biomasa reproductora, mientras que una inclinación de 0.8 indica que cuando una población está al 20% de su biomasa reproductora virgen, solo se produce el 80% del reclutamiento virgen, en promedio.

La inclinación es un parámetro clave de la evaluación de una población, pero su estimación es problemática (Lee et al., 2012). En la práctica, el reclutamiento de atunes tropicales puede estar más relacionado con la extensión del hábitat favorable para las larvas que con la biomasa reproductora (Maunder y Deriso, 2013). El hábitat puede variar con las condiciones ambientales (SAC-14-06), y pueden producirse cambios decadales en la productividad. Es posible que estos factores se confundan con la biomasa reproductora, lo que dificulta la estimación de la inclinación. **Se incluyeron tres valores de inclinación (1.0, 0.9, y 0.8)** para abordar la incertidumbre en la forma de la relación población-reclutamiento (de forma similar a lo que se supone para el patudo en el OPO, SAC-15-02). Los tres valores de inclinación se ponderan con base en la opinión de expertos del análisis de riesgos para la última evaluación de referencia (SAC-11 INF-F): $P(h=1.0) = 0.46$, $P(h=0.9) = 0.32$, $P(h=0.8) = 0.22$.

Se supone que el reclutamiento varía lognormalmente en torno a la relación población-reclutamiento con una desviación estándar fija en el logaritmo de las desviaciones del reclutamiento (σ_R). Idealmente, la variabilidad del reclutamiento debería estimarse utilizando efectos aleatorios o enfoques de espacio de estados (Maunder y Thorson, 2019), que pueden ser limitantes informáticamente para modelos grandes. Como aproximación, los modelos integrados implementan un enfoque de verosimilitud penalizada en el que la variabilidad del reclutamiento está limitada por una penalización añadida a la función objetivo. Los reclutamientos se corrigen para que los valores esperados no estén sesgados. La corrección del sesgo se calcula utilizando el método de Methot y Taylor (2011). Tal y como se recomienda en las revisiones externas, en la fase de desarrollo de modelos se utilizó un valor de $\sigma_R (= 1)$ lo suficientemente grande como para estimar el reclutamiento individual sin demasiadas restricciones. Luego se modificó σ_R siguiendo un proceso iterativo que tiene en cuenta tanto la variabilidad entre los reclutamientos estimados como la incertidumbre de cada una de las estimaciones (Methot y Taylor, 2011). La corrección de sesgo aplicada se calculó utilizando la biblioteca *r4ss* (Taylor et al., 2021).

3.5. Desplazamiento

Los datos de marcado sugieren que los desplazamientos del atún aleta amarilla son limitados. Sin embargo, los datos disponibles son limitados, particularmente en los lugares de liberación, y no se ha realizado un análisis exhaustivo de los datos con respecto a las necesidades de un modelo espacial de evaluación de poblaciones. Por lo tanto, es prematuro basar el desplazamiento dentro de una evaluación espacial de la población en los datos de marcado disponibles para el atún aleta amarilla en el OPO.

No se supuso ningún desplazamiento en los modelos de evaluación, excepto en el modelo espacial exploratorio. Para ese modelo, el desplazamiento se limitó direccionalmente del área 1 al área 2 al área 3 para seguir el aumento de talla en la pesquería cerquera asociada a delfines. Se supone que la información sobre los desplazamientos procede del supuesto de selectividad asintótica en esta pesquería y del ajuste a sus datos de composición por talla. El desplazamiento por edad se modeló fijando la edad por debajo de la cual la magnitud del desplazamiento era constante y la edad por encima de la cual la magnitud del desplazamiento era constante y suponiendo un aumento exponencial del desplazamiento con la edad entre esas edades. Se estimaron los dos niveles de desplazamiento. Se realizaron modelos con diferentes edades para estos niveles. Se estimó que el desplazamiento era muy bajo y, por lo tanto, las evaluaciones separadas para las distintas regiones, como se hizo en la evaluación, son consistentes con estas estimaciones. Se llegó a la conclusión de que se necesita un enfoque más flexible para modelar los desplazamientos y más información sobre los mismos (por ejemplo, datos de marcado) para construir un modelo espacial fiable con desplazamientos explícitos. Ninguno de los modelos utilizados en el análisis de riesgos modela explícitamente el desplazamiento.

3.6. Selectividad de la pesca y ponderación de los datos

El enfoque utilizado para definir las pesquerías, modelar las selectividades y ponderar los datos de composición por talla se basa en un árbol de decisión, similar al utilizado para las evaluaciones de las poblaciones de patudo (SAC-15-02) y barrilete (SAC-15-04). La filosofía subyacente de este enfoque es que el índice de abundancia y sus datos de composición (estandarizados utilizando modelos espaciotemporales para representar mejor la abundancia y minimizar las tendencias temporales en la selectividad) deben proporcionar la principal fuente de información sobre la abundancia de la población. Por el contrario, las pesquerías deberían estar estructuradas para extraer la captura a la talla y edad adecuadas y aportar una información limitada sobre la abundancia. Este enfoque supone que las pesquerías deberían presentar distribuciones de composición por talla “regulares” (es decir, suavizadas y unimodales), que pueden modelarse mediante una curva de selectividad “regular” (por ejemplo, normal doble). Estos supuestos están respaldados por estudios de selectividad de artes de pesca que han mostrado composiciones por talla y selectividades regulares. Sin embargo, cuando el índice no informa de manera fiable la abundancia absoluta, es posible que las pesquerías tengan que servir como fuente suplementaria de información sobre la abundancia.

Este árbol de decisión compensa la representación adecuada de los patrones de selectividad al tiempo que mantiene la eficacia y la estabilidad de los modelos y evita que los errores en los datos se interpreten como señales. Aunque, en teoría, todas las flotas pesqueras ricas en datos deberían emplear una selectividad variable con el tiempo para reducir la especificación errónea y mejorar la precisión de las estimaciones (Martell y Stewart, 2014; Xu et al., 2019), la estimación de parámetros de selectividad adicionales para cada flota afectaría a la eficacia y estabilidad de los modelos.

Para poner en práctica esta filosofía, primero se definieron espacialmente las pesquerías para construir áreas en las que las composiciones por talla fueran similares y, posteriormente, se elaboró un marco estructurado (“árbol de decisión”) para evaluar si las pesquerías presentan composiciones por talla “regulares” y si una curva de selectividad normal doble puede predecir adecuadamente la composición por talla en la evaluación de la población. Si una pesquería no cumple estos criterios, puede ser necesario realizar otros ajustes, como afinar las definiciones de las pesquerías, reducir la ponderación o eliminar los datos de composición y fijar los parámetros de selectividad en los niveles adecuados.

El enfoque en el documento SAC-15-02 se modificó ligeramente para el atún aleta amarilla, y se resume en el árbol de decisión de la Figura 6. Para cada flota, se toma una decisión basada en la magnitud de las capturas, la calidad de los datos de composición por talla y si los datos mostraban distribuciones

unimodales que pudieran modelarse mediante una selectividad normal doble. Cada flota sigue una de tres estrategias de selectividad y ponderación de datos:

1. Las flotas con grandes volúmenes de capturas, datos de composición abundantes y un buen ajuste a una curva de selectividad normal doble deberían utilizar una selectividad variable con el tiempo. El enfoque de selectividad variable con el tiempo adoptado consiste en incluir bloques de selectividad cada 10 años. La ponderación de los datos debería aplicar el método de ponderación de Francis (Francis, 2011). Sin embargo, si los datos dentro de un bloque son deficientes, los datos de ese bloque deberían tener una ponderación cero y el bloque de selectividad debería reflejar el bloque más cercano.
2. Las flotas con bajos volúmenes de capturas, datos de composición deficientes o incapacidad para ajustar una curva de selectividad normal doble no deberían tener una selectividad estimada en los modelos finales (es decir, debería fijarse en los valores obtenidos en las ejecuciones preliminares o reflejar otras flotas) y el modelo no debería ajustarse a sus datos de composición.
3. Las flotas que no pertenezcan a ninguna de estas categorías deberían utilizar una selectividad constante y aplicar el 20% de la ponderación de Francis.

Las flotas F2, F14 y F15 tienen tres bloques de tiempo de selectividad (divisiones en los años 2000 y 2010), y F3 tiene dos bloques de tiempo (división en el año 2010). Para la flota F3, los datos anteriores al año 2000 tenían un tamaño de muestra bajo, eran escasos y variables, por lo que su calidad era baja y su ponderación nula. Todas las demás flotas para las que se estima la selectividad utilizan una selectividad invariable con el tiempo, con sus datos de composición con una ponderación reducida del 80% para minimizar su influencia en las estimaciones de abundancia de la población (Tabla 3).

La selectividad normal doble por talla, parametrizada en SS3, tiene formas flexibles y puede utilizarse incluso para representar curvas de selectividad asintótica. En las ejecuciones iniciales, se estimaron todos los parámetros de las selectividades normales dobles. En las ejecuciones posteriores, se fijaron algunos, o todos los parámetros según el árbol de decisión y se ajustaron a la composición por talla.

Para F15, la pesquería cerquera asociada a delfines más importante, se utilizó tanto una selectividad asintótica basada en la edad como una selectividad asintótica basada en la talla para proporcionar más flexibilidad en la forma de la curva para las edades más jóvenes, lo que fue necesario para modelar adecuadamente los datos de composición por talla.

Las pesquerías cerqueras más grandes asociadas a objetos flotantes (F2, F3, F4) capturan sobre todo peces más pequeños, pero ocasionalmente también se capturan peces grandes. La presencia de estos peces grandes en los datos de composición por talla puede sesgar la estimación de la curva de selectividad. Es posible que la curva resultante no modele adecuadamente los peces pequeños. Para minimizar esta influencia, a los peces de más de 82 cm se les dio ponderación cero en la estimación y la curva de selectividad se modeló en SS3 como una combinación de selectividad, una curva de retención (1 para talla < 82.5 cm, 0 en caso contrario) y mortalidad por pesca cero para las tallas no retenidas. Estos supuestos garantizaron que la mayor parte de la captura se extrajera con precisión en las tallas pequeñas, y que una parte muy pequeña de la captura se extrajera en una talla menor incorrecta.

Se utilizó un enfoque similar para modelar la selectividad de las pesquerías no asociadas para las tallas grandes (Tabla 3), pero el truncamiento se hizo en el lado izquierdo de la curva de distribución, para eliminar las tallas pequeñas.

Es importante considerar cuidadosamente el supuesto de selectividad asintótica debido a la posible influencia de este supuesto en la estimación del tamaño absoluto de la población y la condición de la población, al ajustar los modelos a los datos de composición de esas flotas. Las pesquerías que capturan las tallas más grandes son las que se considera que tienen selectividad asintótica (Tabla 3, pesquerías

indicadas con “A” en la columna “normal doble”). Se trata de pesquerías palangreras, de pesquerías cerqueras asociadas a delfines, o de ambas, según el modelo. También depende del área, ya que esas pesquerías muestran una variación espacial en la composición por talla. La investigación de la composición por talla histórica de la pesquería palangrera de Japón de las décadas de 1960 y 1970 (Figura 7b en SAC-15-03) respaldó la hipótesis de que los peces más grandes se encontraban históricamente en el área núcleo, que muestra principalmente peces de talla intermedia en la pesquería de cerco asociada a delfines, mientras que los peces grandes se encuentran histórica y actualmente en las áreas de alta mar y costeras del sur tanto en la pesquería palangrera como en la pesquería de cerco asociada a delfines. Unos pocos buques del programa de observadores en palangreros de las flotas chinas que operan en el área núcleo han mostrado capturas de tallas más grandes que las de la pesquería de cerco asociada a delfines, lo que indica que quizá en esta área la pesquería cerquera asociada a delfines no disponga de aletas amarillas grandes (análisis no publicados realizados por el personal en colaboración con científicos chinos).

3.7. Selectividad de los índices y ponderación de los datos de composición de los índices

Las selectividades y la ponderación de los datos de composición para los índices de abundancia relativa no siguen el mismo árbol de decisión que para las pesquerías. Se supone que los índices y sus datos de composición tienen la información más fiable de abundancia absoluta y tendencias de abundancia. Se supone que las selectividades son asintóticas e invariables con el tiempo, y la ponderación de la composición por talla se basa en el método de Francis. A diferencia de las pesquerías, para las cuales los datos de composición son ponderados espacialmente por la captura dentro de sus áreas operacionales respectivas, las composiciones de la flota de estudio son ponderadas por la abundancia de peces en todo el OPO. Esto permite tratar la selectividad de los índices como basada principalmente en el arte y aproximadamente constante en el tiempo, mientras que la selectividad de las pesquerías necesita tomar en cuenta cambios temporales en la disponibilidad y distribución de la flota.

3.8. Condiciones iniciales

Se supone que el modelo parte de un estado de pesca, con el reclutamiento inicial y la mortalidad por pesca inicial (F_{inic}) estimados, sin penalización asociada a las capturas iniciales de equilibrio. La pesquería que se supone corresponde a F_{inic} se eligió como una pesquería con una amplia gama de tallas y capturas elevadas para representar mejor la mortalidad por pesca de equilibrio por edad para la población (F15 para los modelos OPO, NE y NE_short y F16 para los modelos SO). Además, se estimaron 16 desviaciones (trimestrales) del reclutamiento antes del inicio del trimestre inicial del modelo, de modo que se tiene en cuenta la variabilidad de la estructura de edad inicial.

3.9. Dimensiones de los modelos

El periodo de los modelos es 1984-2023, excepto en el caso de los modelos NE_short (ver Sección 5), que comienzan en 2006. El año de inicio es el mismo que el de la evaluación de referencia de 2020, pero difiere de las anteriores evaluaciones de referencia, que comenzaron en 1975, porque los datos de la pesquería cerquera anteriores a 1984 con la información espacial necesaria para estandarizar el índice y las frecuencias de talla son limitados. Se definen 30 clases de edad, de 0 trimestres a 29+ trimestres (7.25 años). La estructura de tallas de la población se definió en intervalos de 2 cm, de 2 a 200+ cm. El modelo está estructurado por sexos, pero solo la mortalidad natural difiere entre hembras y machos. Las composiciones por talla se definen utilizando intervalos de 2 cm, de 20 a 198+ cm, para las pesquerías, e intervalos de 10 cm, de 20 a 170 cm para los índices de cerco y de 60 a 170 cm para el índice de palangre. Los modelos están condicionados a las capturas y se ajustan a los índices de abundancia relativa y a los datos de composición por talla.

4. MODELOS

4.1. Modelo ancestral

Se creó un "modelo ancestral" como base para los modelos utilizados en la evaluación y el análisis de riesgos. Todos los modelos se derivaron del modelo ancestral, que contenía 37 pesquerías y 7 índices (Tabla 2). Este modelo se ajusta a todos los datos disponibles. El modelo ancestral no se utiliza para el asesoramiento de ordenación ni en el análisis de riesgos. Dependiendo de la hipótesis de estructura de la población representada por un modelo de evaluación, se activan y desactivan diferentes pesquerías e índices y las selectividades se fijan en los valores estimados en el modelo ancestral. El modelo espacial se implementó asignando la región de la pesquería como se indica en la Tabla 1.

4.2. Modelos de referencia

En esta evaluación de referencia se utiliza un enfoque de análisis de riesgos. El primer paso para aplicar el marco de análisis de riesgos (SAC-11 INF-F) consiste en enumerar las cuestiones sin resolver y las incertidumbres que deben tenerse en cuenta en el asesoramiento de ordenación. Esto incluye definir "estados de naturaleza" alternativos (Hilborn y Mangel, 1997) (es decir, hipótesis) que se consideren plausibles para describir la dinámica poblacional del atún aleta amarilla y que aborden las cuestiones sin resolver o representen las incertidumbres. Se formulan varias hipótesis que representan estos diferentes estados de naturaleza que se ordenan jerárquicamente. Las hipótesis de nivel superior (hipótesis dominantes) representan la incertidumbre más importante (nivel 1) y las hipótesis de nivel inferior anidadas dentro del nivel superior para representar otras incertidumbres (nivel 2), y se cruzan con las hipótesis de nivel 3, que abarcan parámetros para los que hay poca o ninguna información en los datos.

Los tres niveles de hipótesis en el análisis de riesgos para el atún aleta amarilla son los siguientes:

Nivel 1 - estructura espacial;

Nivel 2 - incertidumbre en los parámetros biológicos (crecimiento, mortalidad natural) y progresión del esfuerzo (aumento del 1% anual de la capturabilidad de los índices de abundancia); y

Nivel 3 - inclinación de la relación población-reclutamiento.

Las hipótesis dominantes (Nivel 1) abordan la cuestión de la estructura espacial. Aunque hay algunas pruebas de la existencia de poblaciones al norte y al sur, las divisiones no son claras y es posible que la mezcla entre las dos poblaciones potenciales sea episódica, o que la magnitud varíe de un año a otro (SAC-14-06). Alternativamente, es posible que exista una dinámica regional. La delimitación de regiones significativas es un reto y es posible que requiera la expansión del esfuerzo de marcado en el OPO. Se abordó la delimitación de regiones y áreas con análisis de conglomerados de la composición por talla. La estructura de la población se aproxima de dos maneras, con modelos espaciales y con el enfoque de áreas como pesquerías. El modelo espacial se considera exploratorio en este momento y no se utilizará para el asesoramiento de ordenación, ya que se estimó que las tasas de desplazamiento eran muy bajas y existen limitaciones en la plataforma de modelado para modelar los desplazamientos. También se desarrolló un modelo NE a partir de 2006 para abordar la diferente información sobre las tendencias de abundancia entre el índice de abundancia y los datos de composición que indicaban un cambio en la dinámica de la población o de la pesquería tras el gran fenómeno de El Niño de 1998. Aunque no se trata de una hipótesis sobre la estructura de la población, se incluyó en el Nivel 1 para garantizar que las hipótesis de los Niveles 2 y 3 también se evaluaran para este modelo.

Nivel 1 Estructura de la población:

1. OPO
2. NE

3. NE_short
4. SO

Los modelos para el OPO y la región NE se ajustan a índices de abundancia basados en lances cerqueros asociados a delfines y los modelos para la región SO se ajustan a índices de abundancia basados en palangre.

Las hipótesis de nivel 2 se implementaron cambiando un supuesto a la vez en el modelo de referencia base de cada estructura espacial. Las hipótesis de crecimiento (Figura 3) y de mortalidad natural (Figura 4) bajos y altos se basaron en la incertidumbre de las estimaciones externas (valores que tienen aproximadamente la mitad de probabilidad que la estimación de máxima verosimilitud). El escenario de progresión del esfuerzo del 1% anual de aumento de la capturabilidad se basa en los resultados de una revisión reciente ([IOTC-2024-WPPT26DP-16](#)).

Para las hipótesis de nivel 3, se consideraron tres valores de inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt ($h=1.0$, $h=0.9$, $h=0.8$).

Se realizó un análisis de riesgos para cada una de las cuatro hipótesis de nivel 1 combinando 18 modelos de referencia, lo que dio como resultado un total de 72 modelos utilizados. Se utilizó la misma ponderación para todas las hipótesis de nivel 2. La ponderación de los tres valores de inclinación (hipótesis de nivel 3) se basó en la opinión de los expertos a partir del análisis de riesgos realizado para la evaluación de referencia de 2020: $P(h=1.0) = 0.46$, $P(h=0.9) = 0.32$, $P(h=0.8) = 0.22$.

5. RESULTADOS DE LA EVALUACIÓN

5.1. Diagnósticos y convergencia de los modelos

Los modelos se ajustaron minimizando una función de verosimilitud logarítmica negativa (NLL) penalizada. Para garantizar que los modelos obtuvieran los mínimos globales, se realizaron una serie de análisis de *jitter*, que cambian aleatoriamente los valores iniciales de los parámetros para probar la convergencia, hasta que superaron la prueba de *jitter* (las estimaciones iniciales de los parámetros fueron las que produjeron la NLL más baja entre todos los modelos analizados). Los 72 modelos pasaron el análisis de *jitter*, convergieron (todos producen una matriz Hessiana positiva definida) y se utilizan en la evaluación y el análisis de riesgos (Tabla 4). Los ajustes también se evaluaron mediante un análisis de residuales y asegurándose de que las curvas de selectividad fueran "sensibles". Se utilizaron diagnósticos integrados de modelos para comprender el contenido informativo de los datos. Los diagnósticos utilizados fueron el modelo de producción estructurado por edad (ASPM), ASPM con desviaciones estimadas del reclutamiento (ASPM_dev), ASPM_dev también ajustado a los datos de composición por talla del índice, que tiene una curva de selectividad asintótica (ASPM_dev+), análisis de curva de captura (CCA), CCA solo ajustado a los datos de composición por talla del índice (CCA-I), perfil del componente de verosimilitud en el parámetro de escala ($\log_{R0}$) y análisis retrospectivo.

Análisis de residuales

El análisis de residuales proporciona información sobre que tan bien se ajusta el modelo a los datos y si son consistentes con los supuestos (por ejemplo, los supuestos de distribución y los factores de ponderación utilizados). En general, los patrones de los residuales se evalúan visualmente. Muchos de los factores de ponderación de los ajustes de los datos se determinan en función de métodos de ajuste o supuestos sobre la influencia que debería tener un conjunto de datos, por lo que su evaluación es menos informativa.

Índices de abundancia

Todos los modelos se ajustan visualmente a los índices de abundancia razonablemente bien y el ajuste no difiere entre los supuestos (hipótesis de nivel 2 y 3, Figuras 7a - 7d). Esto también lo confirma la RECM del ajuste (Figura 7e). Sin embargo, pueden observarse algunos patrones. En primer lugar, los modelos no pueden coincidir con la variabilidad trimestral de los datos y muestran una tendencia más suave. Además, ningún modelo puede captar el elevado aumento de los índices observados en torno al año 2000. NE_short es el modelo que mejor capta la tendencia interanual general (Figura 7c). Esto puede indicar que los nuevos supuestos biológicos son más consistentes con los datos de este periodo. El índice del área SO muestra una ligera incompatibilidad con las tendencias del modelo (Figura 7d). Es posible que esto se deba a la incertidumbre en los límites de la población/región y a la posible "contaminación" con datos de otras regiones.

Composición por talla

Los modelos se ajustan bien a la composición por talla. Los peces son extraídos aproximadamente a la talla correcta para las pesquerías que tienen sus selectividades fijadas en aquéllas estimadas por el modelo ancestral (Figura 8a). El modelo del OPO se ajusta, en promedio, generalmente bien a la composición por talla de la pesquería para los datos totalmente ponderados (Figura 8b), excepto la parte superior plana de los datos de composición por talla de la pesquería de cerco no asociada (F6). La parte superior plana puede deberse a que las capturas proceden de una mezcla de cardúmenes de peces de diferentes tallas, como en las otras pesquerías no asociadas, pero las tallas promedio de los peces pequeños y grandes son más similares que en otras áreas (SAC-16 INF-F). El ajuste de una composición por talla con la parte superior plana requiere una curva de selectividad muy inclinada. Los ajustes a los datos con ponderación reducida también son razonables (Figura 8c). El modelo del OPO también se ajusta bien a los datos de composición por talla del índice, pero no capta el pico ligeramente bimodal (Figura 8d). El pico bimodal puede deberse a una mezcla de tallas de diferentes áreas, una preocupación que fue señalada en los modelos exploratorios de 2024 (SAC-15-03). La bimodalidad en este modelo no es tan pronunciada, muy probablemente debido a las mejoras en los métodos de estandarización (por ejemplo, el dominio espacial cambia con los trimestres y la condición ENOS, lo que reduce el peso de las áreas en los límites que no tienen observaciones de capturas durante algunos periodos).

Los modelos NE y NE-short también se ajustan bien, en promedio, a la composición por talla del índice, y tampoco captan completamente el pico de la distribución (Figura 8d).

En general, los modelos SO se ajustan bien a los datos de composición por talla de la pesquería palangrera (Figura 8c) y del índice (Figura 8d), pero existe una inconsistencia con los datos del índice de palangre medidos por los pescadores y los observadores (Figura 8d). La distribución de la composición de los pescadores es unos centímetros más pequeña que la de los observadores y no incluye los peces más pequeños. El modelo se ajusta a los datos de pesca y no a la composición por talla de los observadores.

La inspección visual de las gráficas de burbujas permite detectar ajustes inadecuados sistemáticos representados por patrones en los residuales. Los patrones en los residuales de una pesquería concreta suelen ser los mismos independientemente de qué modelo se ajuste a los datos (Figuras 9a-9h). La mayoría de los ajustes son típicos de los modelos de evaluación de poblaciones ajustados a los datos de composición por talla, con ejecuciones en los residuales en todas las tallas para el mismo periodo, ejecuciones en el tiempo para la misma talla y ejecuciones diagonales tanto en el tiempo como en la talla. Lo más preocupante son los patrones de los residuales en los datos de composición del índice y las pesquerías que suponen selectividad asintótica y tienen ponderación completa (Tabla 3). Los datos de la pesquería asociada a delfines muestran algunos patrones (Figura 9e) que están relacionados con que el modelo no puede ajustarse a los hombros de la distribución de composición por talla. Los modelos OPO,

NE, y NE_short subestiman los peces grandes en la segunda mitad del periodo (Figura 9f), lo cual es consistente con el CCA que sugiere que los datos de composición por talla respaldan una biomasa mayor en la segunda mitad del periodo (Figura 10a). El patrón de los residuales para la pesquería sobre objetos flotantes de alta mar (F3) disminuye en el modelo SO en relación con los modelos OPO y NE, indicando una mejora en el ajuste (Figura 9b) e inconsistencia entre las áreas SO y NE. El ajuste mejora ligeramente para la principal pesquería cerquera asociada a delfines en el área núcleo (F15) en el modelo corto (NE_short) en relación con los modelos NE y OPO (Figura 9e). La mejora en el ajuste en el modelo corto es más marcada en los datos asociados con los índices de cerco (Figura 9h).

Selectividad

Las curvas de selectividad son un componente importante de la evaluación porque influyen directamente en la talla de los peces capturados y en el ajuste a los datos de composición. Las pesquerías se definieron de modo que las curvas de selectividad regulares (es decir, normales dobles) pudieran representar bien los datos de composición. En caso contrario, se reducía la ponderación de los datos de composición o no se ajustaban en absoluto y se fijaba la selectividad en función de otra información (Figura 6). Muchas de las pesquerías presentaban selectividades en forma de domo con una cola larga para los peces grandes (Figuras 10a-10e), incluidas todas aquellas con ponderación completa que no suponen una selectividad asintótica, lo que sugiere que, aunque estas pesquerías se dirijan a peces pequeños o de talla intermedia, también capturan peces grandes. Algunas de las pesquerías presentan cambios temporales sustanciales en la selectividad en tallas grandes.

De particular interés son las selectividades asociadas con los datos de composición por talla totalmente ponderados (Figuras 10d, 10e, 10f). La pesquería cerquera asociada a delfines en el área núcleo (F15) (Figura 10f) y el índice asociado a delfines (Figura 10g) combinan selectividades asintóticas basadas en edad y selectividades asintóticas basadas en talla para permitir flexibilidad para ajustarse a la distribución de composición por talla con la parte superior plana. Aunque la selectividad basada en la edad probablemente no añade mucho a la selectividad resultante basada en la edad que determina los peces que son extraídos de la población, es posible que brinde más flexibilidad en la representación de los datos de composición por talla.

Modelo de producción estructurado por edad (ASPM)

Este diagnóstico (Maunder y Piner, 2015) puede utilizarse para: (i) evaluar la especificación errónea del modelo, (ii) determinar la influencia de los datos de composición en las estimaciones de abundancia absoluta y las tendencias de abundancia, y (iii) comprobar si la captura por sí sola puede explicar las tendencias de los índices de abundancia. El diagnóstico ASPM se calcula del siguiente modo: (i) ejecutar el modelo de evaluación completo; (ii) fijar los parámetros de selectividad en la estimación de máxima verosimilitud (EMV), (iii) desactivar la estimación de todos los parámetros excepto los parámetros de escala (R_0), los parámetros utilizados para crear las condiciones iniciales y la capturabilidad del índice, y fijar las desviaciones del reclutamiento en cero; (iv) ajustar el modelo solo a los índices de abundancia; (v) comparar la trayectoria estimada con la del modelo de referencia. Cuando el ASPM se ajusta bien a un índice de abundancia con contraste, 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 los índices, el ASPM se ajustará deficientemente al índice. Esto puede deberse a varias causas: (i) la población está impulsada por el reclutamiento; (ii) la población aún no ha disminuido hasta el punto en que las capturas sean un factor importante que influya en la abundancia, (iii) el modelo de evaluación completo está incorrectamente especificado, o (iv) los índices de abundancia relativa no son proporcionales a la abundancia. Para comprobar si la población está impulsada por el reclutamiento, hay que estimar las desviaciones del reclutamiento al ajustar el modelo (ASPM_dev). Si aun así no se consigue captar la trayectoria de la población estimada en el modelo integrado, puede concluirse

que la información sobre la escala en el modelo integrado procede 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 tiene poca información sobre la abundancia absoluta.

El ASPM estima una biomasa mucho mayor que el modelo completo para todas las estructuras poblacionales, lo que indica que es necesaria información sobre el reclutamiento para extraer información fiable sobre la abundancia absoluta del índice de abundancia (no mostrado). El modelo ASPM-dev estima una biomasa mucho menor que el modelo completo para los modelos OPO, NE y NE_short (Figura 11a), de modo que la variación del reclutamiento impulsa las tendencias de abundancia para ajustarse al índice de abundancia (Figura 11b). Para estos modelos, los datos de composición estimados (no ajustados) son mucho menores que los observados debido a la mayor mortalidad por pesca estimada. Para el modelo SO, el ASPM-dev estima una biomasa mayor que el modelo completo en la primera mitad del periodo. El modelo ASPM-dev+ con los datos de composición del índice estima la biomasa absoluta y las tendencias de la biomasa más cerca del modelo completo, lo que indica que la información sobre estas cantidades procede de los datos de composición del índice, que tiene una curva de selectividad asintótica. Sin embargo, los niveles absolutos siguen siendo diferentes para los modelos NE y NE-short, por lo que parte de la información sobre la escala absoluta debe proceder de otros datos de composición. Este diagnóstico también se realizó para la sensibilidad de M baja y, en general, son como los modelos de referencia base.

El análisis de curva de captura (CCA) 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., 2021, 2017). La disminución de la proporción de la captura por edad con la edad (la curva de captura) proporciona información sobre la mortalidad por pesca (ya que la mortalidad natural se supone conocida), y cuando se combina con los datos de captura proporciona información sobre la abundancia. El CCA se utiliza para verificar si la tendencia temporal implícita por los datos de composición por tallas es consistente con la procedente del índice de abundancia. Si las dos tendencias son similares, hay más confianza en que la tendencia de abundancia estimada sea precisa. Se utilizaron dos variantes de CCA, una que se ajusta a todos los datos de composición por talla (CCA) y otra que se ajusta solo a los datos de estudio (CCA-I).

En general, el CCA-I y el CCA muestran estimaciones similares de biomasa absoluta y tendencias (Figura 11a). El CCA estima un aumento de la biomasa después de 2006 mientras que el modelo de evaluación completo estima una biomasa menor para los modelos OPO y NE. Esto motivó el desarrollo del modelo NE_short que comienza después de este cambio para tomar en cuenta cualquier cambio en la dinámica de la población o pesquería, que pudo haber sido causado por El Niño fuerte en 1998, seguido por La Niña fuerte en 1999. Además, los datos de marcado, otolitos y biología reproductiva proceden de años recientes y es posible que representen mejor el marco temporal de los modelos NE_short. El CCA para el modelo NE-short destaca algunas diferencias de información entre el índice y los datos de composición sobre el aumento de la abundancia en los últimos 20 años. El CCA para el modelo SO muestra niveles y tendencias de abundancia muy similares a los de la evaluación completa, lo que indica la influencia de los datos de composición, excepto en la última década, en la que los datos de composición del índice respaldan un rápido descenso. Este diagnóstico también se realizó para la sensibilidad de M baja y, en general, son como los modelos de referencia base.

Perfil de componente de verosimilitud en el parámetro de escala global

Se utiliza un perfil de componente de verosimilitud del reclutamiento promedio en una población no pescada (virgen) en escala logarítmica, $\ln R_0$, para determinar si la información sobre la escala de la biomasa absoluta es consistente entre conjuntos de datos (por ejemplo, Francis, 2011; Lee et al., 2014; Wang et al., 2014). El perfil se realiza fijando $\ln R_0$ a un rango de valores en torno a la estimación de máxima verosimilitud (EMV) y estimando todos los demás parámetros, para luego obtener la contribución de cada

conjunto de datos y componentes de penalización a la verosimilitud condicionada al valor de $\ln R_0$. El perfil cuantifica cómo se degrada el ajuste de 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 verosimilitud logarítmica negativa) a medida que la escala de la población se modifica con respecto a su mejor estimación (Lee et al., 2014). Si los distintos componentes de los datos favorecen valores diferentes de $\ln R_0$, existe información contradictoria entre ellos, condicionada por el modelo, lo que apunta a una posible especificación errónea del modelo.

Las principales contribuciones al perfil de verosimilitud, que informan la abundancia absoluta, para todos los modelos son los datos de composición por talla y la penalización del reclutamiento (Figura 11c). El índice de abundancia relativa respalda niveles de biomasa más bajos, pero proporciona mucha menos información que los datos de composición. En general, todos los datos de composición de las distintas pesquerías apoyan valores de biomasa absoluta similares. Este diagnóstico también se realizó para la sensibilidad de M baja y, en general, son como los modelos de referencia base (Figura 11d).

Análisis retrospectivo

Los análisis retrospectivos son útiles para determinar la sensibilidad de las estimaciones del modelo a la adición de nuevos datos. Indican la fiabilidad de las estimaciones recientes de abundancia y mortalidad por pesca. El análisis suele realizarse eliminando consecutivamente un año de datos del final de la serie de tiempo. Las inconsistencias en los resultados de esta eliminación progresiva de datos son una señal de deficiencias en los modelos de evaluación. El modelo de evaluación tiene un intervalo temporal trimestral, pero los nuevos datos se actualizan anualmente (cuatro trimestres a la vez). Por lo tanto, el análisis retrospectivo se hizo eliminando años enteros de datos a la vez.

Se realizó un análisis retrospectivo para cada uno de los modelos del OPO con una inclinación de 1. Los resultados fueron similares para todos los modelos (hipótesis de nivel 2). Las estimaciones finales de biomasa presentaron un sesgo negativo moderado en algunos años (Figura 11e).

5.2. Tendencias estimadas

5.2.1. Estimaciones del reclutamiento

Las tendencias del reclutamiento muestran patrones de similitudes y diferencias entre las hipótesis de estructura espacial (Figura 12a). Todos los modelos que componen el conjunto para cada hipótesis de estructura espacial presentan tendencias similares en el reclutamiento (Figura 11a). Los modelos para las cuatro hipótesis de estructura espacial estiman dos picos en el reclutamiento, pero para el modelo SO el mayor pico se produce en 1998, mientras que en los otros se produce en 1999 (Figura 12b). El segundo pico se produce en 2021. Los modelos SO también estiman un reclutamiento elevado en 2015-2017. Los modelos OPO y NE estiman un cambio de régimen en el reclutamiento a un nivel más bajo después de este pico, mientras que el modelo SO no lo hace.

5.2.2. Biomasa reproductora

Se estima que la biomasa reproductora en el NE es aproximadamente el doble del nivel de la estimada para el SO independientemente de las hipótesis de nivel 2 y 3 (Figura 13a). La estimación para el OPO es mayor que la suma de las estimaciones para las dos poblaciones componentes (Figura 13b). Las tendencias de la biomasa siguen generalmente las tendencias del reclutamiento. Las biomazas de desove elevadas son el resultado de un fuerte reclutamiento 2 o 3 años antes. Las fuertes cohortes de 1998 y 1999 en las regiones NE y SO se manifiestan como biomazas reproductoras elevadas en 2001 y 2002 en ambas regiones, respectivamente. Las tendencias de la biomasa desde 2010 son diametrales en las regiones NE y SO.

Los modelos del OPO entero, que usan el enfoque de áreas como flotas para modelar la estructura espacial, estiman niveles de biomasa reproductora mayores y más inciertos que los del NE y SO combinados, lo que indica que los modelos del OPO entero tienen dificultades para ajustar datos con señales incompatibles (Figura 13b). Los modelos NE y NE_short estiman biomazas reproductoras muy similares.

5.2.3. Mortalidad por pesca

La distribución relativa de la mortalidad por pesca por edad es similar para los modelos OPO, NE y NE_short, independientemente de las hipótesis de nivel 2 (Figura 14a): la mortalidad por pesca es mucho mayor para las clases de edad mayores. Sin embargo, la magnitud de la mortalidad por pesca es menor para los modelos del OPO (Figura 14b), lo que es consecuencia de que su biomasa se estima superior a la suma de las biomazas de las regiones NE y SO. La distribución relativa de la mortalidad por pesca por edad de la región SO sigue un patrón diferente. La mortalidad por pesca del aleta amarilla de edad intermedia (9-12 trimestres de edad) es inferior, ya que las capturas no asociadas son menores y la pesquería cerquera asociada a delfines captura generalmente aletas amarillas de mayor talla. La mortalidad por pesca del aleta amarilla más joven (1-4 trimestres de edad) ha aumentado constantemente tras la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes a mediados de la década de 1990. Después de 2015, la mortalidad por pesca de este grupo de edad supera a la de la clase de edad 5-8.

Las tendencias de la mortalidad por pesca son similares entre los modelos NE y NE_short (Figuras 14a-14b), lo que indica que empezar el modelo más tarde no cambia la percepción de los efectos de la pesca en los últimos años. Para estas dos hipótesis, se observa un aumento general de la mortalidad por pesca en todas las clases de edad después de 2006, que disminuye después de 2015 y alcanza su nivel más bajo al inicio de la pandemia de COVID-19, en 2020. Después de eso, la mortalidad por pesca aumenta, sobre todo en el caso del aleta amarilla más viejo.

El aumento de la mortalidad por pesca observado en los últimos cinco años en el área NE no es compartido por el modelo del OPO. Es posible que esto se deba a la influencia del área SO, que presenta una mortalidad por pesca estable seguida de un fuerte descenso en 2023. Esto indica que el uso de un modelo del OPO entero puede subestimar y enmascarar las tendencias regionales de la mortalidad por pesca.

5.2.4. Impacto de la pesca

El impacto de cada tipo de pesquería sobre la biomasa reproductora se estimó proyectando la población sin sus capturas (Wang et al. 2009). El aumento de la biomasa reproductora en relación con la biomasa reproductora actual indica el impacto de esas pesquerías.

Los modelos OPO, NE y NE_short estiman impactos similares de los diferentes tipos de pesquerías (Figura 16). Las pesquerías de palangre tienen el menor impacto, mientras que las pesquerías cerqueras asociadas a delfines tienen el mayor impacto durante la mayor parte del periodo modelado. Las pesquerías no asociadas tuvieron el segundo mayor impacto en los primeros años, pero en la década de 1990 el impacto de las pesquerías sobre objetos flotantes comenzó a aumentar y superó al de las pesquerías no asociadas alrededor de 2008.

En el caso de los modelos SO, el impacto de los distintos tipos de lance cerquero ha cambiado considerablemente con el tiempo. La pesquería palangrera y la pesquería cerquera asociada a delfines tuvieron el mayor impacto hasta mediados de la década de 1990, cuando se produjo una expansión de la pesquería sobre objetos flotantes, que aumentó de forma constante su impacto y se convirtió en la pesquería con el mayor impacto en esta región, mayor que todas las demás pesquerías combinadas. La pesquería palangrera ha disminuido tanto su esfuerzo como su impacto sobre el aleta amarilla en esa área.

La pesquería asociada a delfines ha aumentado lentamente su impacto absoluto en esta región, pero en proporción se ha mantenido estable desde el año 2000.

6. Análisis de transición (*bridging*)

Un análisis “de transición” (*bridging*) tradicional, en el que cada cambio se realiza en secuencia desde la configuración antigua a la nueva, no es posible debido a los amplios cambios estructurales en la evaluación actual en comparación con la evaluación de referencia de 2020 (como se ejecuta en la versión SS3 actual). En su lugar, se determina la sensibilidad al uso de los supuestos de crecimiento y mortalidad natural de referencia de 2020 en los modelos EPO_base-1 y NE_base-1 de la evaluación actual (Figuras 17a-17b).

El primer cambio es el crecimiento. El supuesto de crecimiento base para la evaluación de referencia de 2020 seguía una curva de Richards con una talla asintótica de 182 cm, que es mucho mayor que los aproximadamente 172 cm supuestos en la hipótesis G_high (y 167 cm o 162 cm supuestos en la hipótesis "base" y G_low) en la evaluación actual. La curva de crecimiento anterior era una curva de Richards estimada dentro de un modelo de evaluación ajustado a los datos de incrementos diarios recolectados a principios de la década de 1980 y a los datos de frecuencia de talla (Wild, 1986). En esta evaluación de referencia, la curva de crecimiento de Richards se sustituye por el modelo de cese de crecimiento ajustado a datos recientes de determinación de edad a partir de incrementos diarios para los peces más jóvenes y de datos de marcado para los peces más viejos (SAC-16 INF-F). La nueva curva de crecimiento tiene un gran impacto en el cociente de biomasa reproductora y la mortalidad por pesca, ya que se estima que la población está menos reducida y sujeta a una menor mortalidad por pesca en EPO_base-1 y NE_base-1 en comparación con los mismos modelos con la curva de crecimiento anterior.

El segundo cambio es en la mortalidad natural. En la evaluación de referencia de 2020, se supuso que la mortalidad natural variaba en función de la edad, era mayor para los peces pequeños siguiendo a Hampton (2000), y variaba entre machos y hembras en función de los cambios observados en la proporción de sexos por talla. En esta evaluación de referencia, M se reduce con la talla siguiendo la curva de Lorenzen (Lorenzen et al. 2022) con un desfase (*offset*) logístico para las hembras con los parámetros estimados ajustándose a los datos de marcado y a los datos de proporción de sexos utilizando un análisis de cohortes (SAC-16 INF-F). Se estimaron tanto la intercepción como el parámetro de forma de la curva de Lorenzen, así como el desfase logístico. El modelo EPO_base-1 con el antiguo supuesto de M muestra un SBR similar al de los modelos EPO_M_low-1 o NE_M_low-1, pero una mayor mortalidad por pesca.

El tercer cambio se refiere a la biología reproductiva. En la evaluación de referencia de 2020, la biología reproductiva se basaba en Schaefer, n.d. Se dispuso de un nuevo estudio (Schaefer y Fuller, 2022b), que también permitió estimar diferentes ojivas de madurez para las regiones NE y SO (SAC-16 INF-F). Los modelos con los nuevos supuestos de biología reproductiva tienen SBR más elevados, pero tasas de mortalidad por pesca similares.

Por último, se evaluó el efecto de cambiar simultáneamente los tres aspectos de la biología (crecimiento, mortalidad natural y biología reproductiva). Los modelos con los supuestos biológicos anteriores presentan un SBR inferior y una mortalidad por pesca superior a los supuestos actuales.

El modelo "base" para la evaluación de referencia de 2020, que fue el escenario más conservador en el análisis de riesgos de 2020 (SAC-11-07), también se muestra en las figuras, como referencia. Cabe destacar que las mortalidades por pesca en ese modelo tienen una mayor frecuencia de variación en comparación con los modelos de evaluación actuales. Este es el efecto de los supuestos de selectividad. En la evaluación de referencia de 2020, las selectividades eran *splines* irregulares, a diferencia de las curvas normales dobles suaves de la evaluación actual.

7. ANÁLISIS DE RIESGOS

En esta evaluación se implementa un análisis de riesgos mediante la cuantificación de la probabilidad de alcanzar los puntos de referencia objetivo y límite especificados en la regla de control de extracción de la CIAT a partir de un conjunto de modelos que representan la incertidumbre en la evaluación. La resolución C-16-02 define puntos de referencia (PR) 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. A continuación se describen dichos PR y el método utilizado para calcularlos en este documento, así como la regla de control de extracción (RCE) que los implementa.

7.1. Definición de los puntos de referencia

7.1.1. Límite

El punto de referencia límite de biomasa reproductora ($S_{\text{Límite}}$) es el nivel de S que debe evitarse, ya que una mayor reducción podría poner en peligro la sostenibilidad de la población. La $S_{\text{Límite}}$ provisional adoptada por la CIAT en 2014 es la S que produce el 50% del reclutamiento virgen si la relación población-reclutamiento sigue la función de Beverton-Holt con una inclinación de 0.75. Esta biomasa reproductora es igual al 0.077 de la biomasa reproductora virgen de equilibrio (Maunder y Deriso 2014). La RCE exige que se tomen medidas si la probabilidad (p) de que la biomasa reproductora a principios de 2020 (S_{actual}) sea inferior a $S_{\text{Límite}}$ es superior al 10%. Por lo tanto, para proporcionar asesoramiento de ordenación, se calculan $S_{\text{actual}}/S_{\text{Límite}}$ y la probabilidad de que esta razón sea < 1 (suponiendo que la función de distribución de probabilidad para la razón es normal).

El punto de referencia límite de mortalidad por pesca ($F_{\text{Límite}}$) es el umbral de mortalidad por pesca que debe evitarse porque una pesca más intensiva podría poner en peligro la sostenibilidad de la población. La $F_{\text{Límite}}$ provisional adoptada por la CIAT en 2014 es la tasa de mortalidad por pesca que, en condiciones de equilibrio, mantiene la S en $S_{\text{Límite}}$. La RCE exige que se tomen medidas si la probabilidad de que la mortalidad por pesca promedio durante 2021-2023 (F_{actual}) sea superior a $F_{\text{Límite}}$ es superior al 10%. Por lo tanto, para proporcionar asesoramiento de ordenación, se calculan $F_{\text{actual}}/F_{\text{Límite}}$ y la probabilidad de que esta razón sea > 1 (suponiendo que la función de distribución de probabilidad para la razón es normal).

7.1.2. Objetivo

El punto de referencia objetivo de biomasa reproductora es el nivel de biomasa reproductora que debe alcanzarse y mantenerse. En 2014, la CIAT adoptó S_{RMS} (la biomasa reproductora que produce el RMS) como el punto de referencia objetivo definido como el nivel de RMS dinámico (S_{RMS_d}) en la RCE. En este caso, se deriva S_{RMS_d} proyectando la población hacia el futuro bajo el reclutamiento histórico (ajustado por sesgo) y una tasa de mortalidad por pesca que produce el RMS. El valor actual de S_{RMS_d} utilizado para calcular los puntos de referencia para el aleta amarilla es la S del último trimestre en el periodo de proyección. Para proporcionar asesoramiento de ordenación, se calculan $S_{\text{actual}}/S_{\text{RMS}_d}$ y la probabilidad de que esta razón sea < 1 (suponiendo que la función de distribución de probabilidad para la razón es normal con un CV igual al de $F_{\text{actual}}/F_{\text{RMS}}$).

El punto de referencia objetivo de mortalidad por pesca es el nivel de mortalidad por pesca que debe alcanzarse y mantenerse. 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, para proporcionar asesoramiento de ordenación, se calculan $F_{\text{actual}}/F_{\text{RMS}}$ y la probabilidad de que esta razón sea > 1 (suponiendo que la función de distribución de probabilidad para la razón es normal), al igual que la inversa de $F_{\text{actual}}/F_{\text{RMS}}$ (multiplicador de F).

El RMS dinámico (RMS_d) también se deriva de la proyección para S_{RMS_d} y se define como el total de

capturas de la pesquería en los últimos cuatro trimestres de la proyección.

7.1.3. Puntos de referencia objetivo sustitutos

En la resolución sobre las reglas de control de extracción se citan puntos de referencia sustitutos, pero no se definen sustitutos específicos. El personal ha recomendado utilizar F30% (SAC-15-05), que es la mortalidad por pesca que lleva a la población al 30% de la biomasa de la población reproductora sin pesca (SSB0 dinámica o SSBt, F=0). A modo ilustrativo, se calculó la gráfica de Kobe utilizando F30% y SSB30% como puntos de referencia objetivo.

7.2. Condición de la población

El cociente de biomasa reproductora para las cuatro hipótesis de estructura espacial estuvo por encima del punto de referencia límite (Figuras 18a-18b) para todos los periodos de evaluación, independientemente de las hipótesis de nivel 2 y 3. El cociente de biomasa reproductora respecto al punto de referencia objetivo sustituto 30% S_d estuvo por encima de 1 en la mayor parte del periodo de evaluación, con la excepción de algunos años para NE y NE_short (Figuras 19a-19b).

Con respecto a los puntos de referencia objetivo y límite provisionales de la CIAT, las cuatro hipótesis de estructura espacial estiman la misma condición general actual de la población (Tablas 5a-d y 6). Se estima que la(s) población(es) se encuentra(n) muy por encima de la biomasa reproductora correspondiente al RMS (S_{RMS}) y del sustituto del RMS propuesto por el personal $S_{30\%}$ (SAC-15-05) con baja probabilidad de estar por debajo de estos. Se estima que la mortalidad por pesca está muy por debajo del nivel correspondiente al RMS y del sustituto del RMS $F_{30\%}$, con una baja probabilidad de estar por encima de estos (Figuras 21, 22, 23). La evaluación estima una probabilidad de cero de que se hayan traspasado los puntos de referencia límite de biomasa reproductora o de mortalidad por pesca (Figuras 22, 23c, 24c). El modelo del OPO es el más optimista.

Los modelos más pesimistas son los que tienen una mortalidad natural baja (Figuras 24a-c, Tablas 5a-d). Algunos de estos modelos estiman que la biomasa reproductora está por debajo del nivel de $S_{30\%}$ y la mortalidad por pesca está por encima del nivel de $F_{30\%}$. Los niveles elevados de mortalidad natural suelen ser los más optimistas.

Las estimaciones del SBR (cociente entre la biomasa reproductora y la biomasa reproductora virgen) correspondientes al RMS son bajas (en general, inferiores al 20%, Tabla 5), a pesar de que la mayor mortalidad por pesca se da en el aleta amarilla más viejo. El valor es más alto con una menor inclinación de la relación población-reclutamiento y una menor mortalidad natural. Por ejemplo, el modelo SO, sin relación entre el tamaño de la población y el reclutamiento (inclinación igual a 1) y con una mortalidad natural elevada, tiene un valor del 5%, mientras que el modelo NE_short, con una inclinación igual a 0.8 y una mortalidad natural baja, tiene un valor del 32%. El bajo nivel de SBR correspondiente al RMS podría deberse a los supuestos de que la mortalidad natural disminuye con la edad (es decir, una M elevada para los juveniles).

Modelos del OPO entero

La biomasa reproductora al inicio de 2024 osciló entre 1.21 y 2.13 veces la biomasa reproductora en el punto de referencia sustituto de 30% S_d y osciló entre 1.11 y 11.2 veces la biomasa que produce el RMS dinámico, dependiendo del modelo (Tabla 5a). La mortalidad por pesca del aleta amarilla en 2021-2023 osciló entre el 36% y el 91% del punto de referencia sustituto de mortalidad por pesca y entre el 12% y el 91% de mortalidad por pesca en el RMS (Tabla 5, Figura 20a). La mediana de la función de densidad de probabilidad conjunta para los cocientes de la mortalidad por pesca reciente con respecto a los puntos de referencia sustitutos y objetivo son 0.559 y 0.397, respectivamente, y existe una probabilidad del 0.2% y

0.4% de traspasar dichos puntos de referencia (Tabla 6, Figuras 20b-21b). La mediana de la biomasa reproductora actual es 1.73 y 2.38 veces los puntos de referencia sustituto y objetivo de biomasa y la probabilidad de traspasar dichos puntos de referencia es prácticamente cero (Tabla 6). La probabilidad global de traspasar los puntos de referencia límite también es cero tanto para la biomasa reproductora como para la mortalidad por pesca (Tabla 6). El modelo más pesimista es el escenario que supone una inclinación de 0.8 y una mortalidad natural baja (Tablas 5a-d). Incluso para este escenario, las probabilidades de traspasar los puntos de referencia límite de biomasa y mortalidad por pesca son cero y la biomasa reproductora tiene una probabilidad del 5% de estar por debajo del PR objetivo y una probabilidad del 0.1% de estar por debajo de 30%SO_d.

Modelos NE y NE_short

Los escenarios NE o NE_short proporcionan la misma conclusión de que la población no ha traspasado los puntos de referencia límite ni objetivo (o sustituto), pero conducen a resultados ligeramente menos optimistas que el modelo del OPO entero (Tablas 5b-c). Para la hipótesis NE, la biomasa reproductora al inicio de 2024 osciló entre 0.95 y 1.69 de 30%SO_d, y entre 0.89 y 7.98 de S_{MSY}_d. La mortalidad por pesca del aleta amarilla en 2021-2023 osciló entre el 50% y el 108% del punto de referencia sustituto de mortalidad por pesca y entre el 16% y el 110% de la mortalidad por pesca en el RMS (Tabla 5, Figura 18). La probabilidad de traspasar los puntos de referencia límite es cero tanto en general como en el escenario más pesimista. La probabilidad de traspasar los puntos de referencia objetivo o sustituto es del 5.9% para la mortalidad por pesca y del 4.4% para la biomasa reproductora, respectivamente. Conclusiones similares se extraen de los modelos NE_short, que son ligeramente más optimistas.

Modelos SO

El área SO mostró una condición de la población ligeramente diferente, aunque todavía optimista, ya que no se traspasó ningún punto de referencia objetivo (Tabla 5d). La mortalidad por pesca reciente es, en promedio, el 75.7% del punto de referencia objetivo sustituto de mortalidad por pesca y tiene una probabilidad del 16% de ser superior. La mortalidad por pesca reciente es, en promedio, la mitad de la mortalidad por pesca que produce el RMS y tiene una probabilidad del 7.5% de ser superior. La biomasa reproductora estimada a principios de 2024 osciló entre 0.93 y 2.08 de 30%SO_d y entre 0.84 y 13.73 de S_{MSY}_d, y en promedio era de 1.46 de 30%SO_d y 2.2 de S_{MSY}_d. La probabilidad de que la biomasa reproductora fuera inferior al punto de referencia límite fue cero.

8. DIRECCIONES FUTURAS

Una incertidumbre principal en la evaluación de la población de atún aleta amarilla en el OPO sigue siendo la estructura espacial. Esta evaluación demostró que es posible que distintas áreas en el OPO tengan distintos niveles de reducción. Los valores utilizados para la mortalidad natural y la dependencia en los datos de composición por talla para informar la abundancia absoluta siguen siendo fuentes clave de incertidumbre. El crecimiento, especialmente en las edades más avanzadas, se basó en unas pocas devoluciones de marcas de alta calidad. Estas cuatro fuentes de incertidumbre podrían reducirse con un programa exhaustivo de marcado.

9. AGRADECIMIENTOS

Esta evaluación fue posible gracias al trabajo diligente de los observadores a bordo, muestreadores en puerto, editores de datos, especialistas en datos, científicos y personal administrativo de la CIAT y los CPC que proporcionaron los datos y realizaron las investigaciones usadas en esta evaluación. El grupo de biología de la CIAT encabezado por Dan Fuller fue fundamental para la evaluación de referencia de 2025 ya que implementó los estudios de crecimiento y biología reproductora así como los estudios de marcado que fueron la base para las estimaciones actualizadas de crecimiento, mortalidad natural y biología

reproductora del atún aleta amarilla en el OPO. Japón, Corea, Taipéi Chino y China colaboraron con el personal para mejorar los índices de abundancia de palangre, Japón y Corea proporcionaron los datos operacionales usados en las estimaciones finales de los índices de palangre usados para ajustar los modelos SO. El equipo de evaluación agradece a Rick Methot, Ian Taylor y el equipo de SS3 las constantes mejoras del código SS3. Paulina Llano coordinó la traducción al español. Cristine Patnode ayudó en la edición de las figuras.

REFERENCIAS

- Beverton, R.J.H., Holt, S.J., 1957. On the dynamics of exploited fish populations, Gt. Britain Fishery Invest.
- Carvalho, F., Punt, A.E., Chang, Y.-J., Maunder, M.N., Piner, K.R., 2017. Can diagnostic tests help identify model misspecification in integrated stock assessments? Fish. Res. 192, 28–40. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2016.09.018>
- Carvalho, F., Winker, H., Courtney, D., Kapur, M., Kell, L., Cardinale, M., Schirripa, M., Kitakado, T., Yemane, D., Piner, K.R., Maunder, M.N., Taylor, I., Wetzels, C.R., Doering, K., Johnson, K.F., Methot, R.D., 2021. A cookbook for using model diagnostics in integrated stock assessments. Fish. Res. 240, 105959. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2021.105959>
- Francis, R.I.C.C., 2011. Data weighting in statistical fisheries stock assessment models. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 68, 1124–1138. <https://doi.org/10.1139/f2011-025>
- Hilborn, R., Mangel, M., 1997. The ecological detective: confronting models with data, Monographs in population biology. Princeton university press, Princeton.
- Lee, H.-H., Maunder, M.N., Piner, K.R., Methot, R.D., 2012. Can steepness of the stock–recruitment relationship be estimated in fishery stock assessment models? Fish. Res. 125–126, 254–261. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2012.03.001>
- Lee, H.-H., Piner, K.R., Methot, R.D., 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. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2013.12.017>
- Majumdar, A., Lennert-Cody, C.E., Maunder, M.N., Aires-da-Silva, A., 2023. spatio-temporal modeling for estimation of bigeye tuna catch in the presence of pandemic-related data loss using parametric adjacency structures. Fish. Res. 268, 106813. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2023.106813>
- Martell, S., Stewart, I., 2014. Towards defining good practices for modeling time-varying selectivity. Fish. Res. 158, 84–95. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2013.11.001>
- Maunder, M.N., Deriso, R.B., 2013. A stock–recruitment model for highly fecund species based on temporal and spatial extent of spawning. Fish. Res. 146, 96–101. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2013.03.021>
- Maunder, M.N., Thorson, J.T., 2019. Modeling temporal variation in recruitment in fisheries stock assessment: A review of theory and practice. Fish. Res. 217, 71–86. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.12.014>
- 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. <https://doi.org/10.1139/f2011-092>
- Minami, M., Lennert-Cody, C.E., 2024. Regression Tree and Clustering for Distributions, and Homogeneous Structure of Population Characteristics. J. Agric. Biol. Environ. Stat. <https://doi.org/10.1007/s13253-024-00631-z>
- Schaefer, K.M., n.d. Reproductive biology of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the eastern Pacific Ocean. Bull. Inter-Am. Trop. Tuna Comm. 21, 205–272.
- Schaefer, K.M., Fuller, D.W., 2022a. Horizontal movements, utilization distributions, and mixing rates of yellowfin tuna (*THUNNUS ALBACARES*) tagged and released with archival tags in six discrete areas of the eastern and central Pacific Ocean. Fish. Oceanogr. 31, 84–107. <https://doi.org/10.1111/fog.12564>
- Schaefer, K.M., Fuller, D.W., 2022b. Spatiotemporal variability in the reproductive biology of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the eastern Pacific Ocean. Fish. Res. 248, 106225. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2022.106225>
- Taylor, I.G., Doering, K.L., Johnson, K.F., Wetzels, C.R., Stewart, I.J., 2021. Beyond visualizing catch-at-age models: Lessons learned from the r4ss package about software to support stock assessments. Fish. Res. 239, 105924. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2021.105924>

- Wang, S.-P., Maunder, M.N., Piner, K.R., Aires-da-Silva, A., 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. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2013.12.009>
- Waterhouse, L., Sampson, D.B., Maunder, M., Semmens, B.X., 2014. Using areas-as-fleets selectivity to model spatial fishing: Asymptotic curves are unlikely under equilibrium conditions. *Fish. Res.* 158, 15–25. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2014.01.009>
- Wild, A., 1986. Growth of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in the eastern Pacific Ocean based on otolith increments. *Bull. Inter-Am. Trop. Tuna Comm.* 18, 423–480.
- Xu, H., Thorson, J.T., Methot, R.D., Taylor, I.G., 2019. A new semi-parametric method for autocorrelated age- and time-varying selectivity in age-structured assessment models. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 76, 268–285. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2017-0446>

TABLES

TABLE 3. The decisions for selectivity and composition data weighting according to each fishery's catch amount and composition data quality. The rules on which this decision table is based are illustrated as a flowchart in Figure 6. "Double-normal" indicates whether the length composition data of the fleet can be fit well in the assessment model by using a double-normal selectivity curve, "trc" indicated that a retention curve was used to truncate the curve, "A" indicates that the selectivity was assumed asymptotic. "Data quality" indicates the relative quality of the fleet's length composition data. "Time blocks" indicates whether and how the selectivity of the fleet is time-varying. "Weighting scaler" indicates how length composition data are weighted in comparison to the Francis weighting method.

#	Type	Fleet name	Catch amount	Double-normal	Data quality	Selectivity	Time blocks	Weighting scaler
1	Fishery	F1_PS_OBJ_North_coastal	low	no	low	Fixed ³	no	0
2		F2_PS_OBJ_Core	high	yes, trc	high ¹	Estimate	2000; 2010	1
3		F3_PS_OBJ_Offshore	high	yes, trc	high ¹	Estimate	2010 ²	1
4		F4_PS_OBJ_Galapagos	low	yes, trc	high ¹	Estimate	no	0.2
5		F5_PS_OBJ_South_coastal	low	no	low	Fixed ³	no	0
6		F6_PS_NOA_North_coastal	high	yes	high	Estimate	no	1
7		F7_PS_NOA_Core_small	high	yes	low	Fixed ³	no	0
8		F8_PS_NOA_Core_large	high	yes, trc, A	low	Fixed ³	no	0
9		F9_PS_NOA_Offshore_small	low	yes	low	Fixed ³	no	0
10		F10_PS_NOA_Offshore_large	low	yes, trc, A	low	Fixed ³	no	0
11		F11_PS_NOA_Galapagos_small	high	Yes	low	Fixed ³	no	0
12		F12_PS_NOA_Galapagos_large	high	yes, trc, A	low	Fixed ³	no	0
13		F13_PS_NOA_South_coastal	low	No	low	Fixed ³	no	0
14		F14_PS_DEL_North_coastal	high	Yes	high	Estimate	2000; 2010	1
15		F15_PS_DEL_Core	high	yes, A ⁴	high	Estimate	2000; 2010	1
16		F16_PS_DEL_Offshore_South	high	no, A	high	Estimate	no	0.2
17		F17_PS_DEL_Galapagos	low	yes, A	high	Estimate	no	0.2
18		F18_PS_DIS_small_North_coastal	low	NA	NA	Fixed	no	NA
19		F19_PS_DIS_small_Core	low	NA	NA	Fixed	no	NA
20		F20_PS_DIS_small_Offshore	low	NA	NA	Fixed	no	NA
21		F21_PS_DIS_small_Galapagos	low	NA	NA	Fixed	no	NA
22		F22_PS_DIS_small_South_coastal		NA	NA	Fixed	no	NA
23		F23_LP	low	yes, A	high	Estimate	no	0.2
24		F24_LL_North_coastal_n	low	yes, A	no data	Mirror F26	no	NA
25		F25_LL_Core_n	low	yes, A	no data	Mirror F26	no	NA
26		F26_LL_Offshore_n	Low / High (SW)	yes, A	mixed	Fixed / Estimate (SW)	no	0 0.2 (SW)
27		F27_LL_Galapagos_n	low	yes, A	no data	Mirror F26	no	NA
28		F28_LL_South_coastal_n	Low / High (SW)	yes, A	mixed	Fixed / Estimate (SW)	no 2010 (SW)	0 0.2 (SW)
29		F29_LL_North_n	low	yes, A	no data	Mirror F26	no	NA
30		F30_LL_Polynesia_n	Low / High (SW)	yes	mixed	Fixed / Estimate (SW)	no	0 0.2 (SW)
31		F31_LL_North_coastal_w		yes, A		Mirror F24		NA
32		F32_LL_Core_w		yes, A	NA	Mirror F25		NA
33		F33_LL_Offshore_w		yes, A		Mirror F26		NA
34		F34_LL_Galapagos_w		yes, A		Mirror F27		NA
35		F35_LL_South_coastal_w		yes, A		Mirror F28		NA
36		F36_LL_North_w		yes, A		Mirror F29		NA
37		F37_LL_Polynesia_w				Mirror F30		NA

#	Type	Fleet name	Catch amount	Double-normal	Data quality	Selectivity	Time blocks	Weighting scaler
38	Survey	S1_EPO	NA	Yes, A ⁴		Estimated		0 / 1 (EPO)
39		S2_PS_NCoastal		Yes, A		Estimated in spatial model		0 / 1 (NC, spatial)
40		S3_PS_Core		yes, A ⁴		Estimated NE, NE_short, spatial model ⁵		0 / 1 (NE, NE_short, spatial)
41		S4_PS_Offshore				Estimated spatial model		0 / 1 (spatial)
42		S5_LL_Offshore		yes, A		Estimated SW		0 / 1 (SW)

1 Occasional large sizes, length >100 cm removed

2 Data before 1993 is sparse and was not used

3 Fixed at an early estimate as done in ASPM

4 Age and length selectivity curves were used, increase the flexibility in shapes curves

5 The index for NE and NE_short model had a spatial domain that comprised the Core and NC area, for the spatial model, the index covered only the core area.

TABLE 4. The diagnostics metrics for all models. Gradient is the final gradient of the assessment model, Jitter is the number of jittered starting values for each round until the model passed the jitter test. All models have a positive definite Hessian matrix.

Number	Level 1 Structure	Level 2 Biology/q	Level 3 h	estimated lnR0	parameters	NLL	Gradient	Jitter
1	EPO	base	1	16.1802	249	1531.6	0.00003	20
2		MI	1	12.8659	249	1534.4	0.00011	20 + 10
3		Mh	1	19.5440	249	1531.8	0.00011	20
4		GI	1	16.2418	249	1526.5	0.00009	20 + 10
5		Gh	1	16.1584	249	1533.9	0.00005	20
6		q1	1	16.2594	249	1552.4	0.00005	20 + 10 +10
7	EPO	base	0.9	16.2119	249	1530.4	0.00598	20
8		MI	0.9	12.9094	249	1531.1	0.00006	20 + 10 +10
9		Mh	0.9	19.5642	249	1530.4	0.00094	20
10		GI	0.9	16.2492	249	1530.4	0.00003	20 + 10
11		Gh	0.9	16.2357	249	1532.6	0.00008	20
12		q1	0.9	16.2861	249	1550.0	0.00063	20 + 10 +10
13	EPO	base	0.8	16.2882	249	1524.5	0.00008	21 + 10 +10
14		MI	0.8	12.9762	249	1527.7	0.00006	22 + 10 +10
15		Mh	0.8	19.5918	249	1528.9	0.02541	20
16		GI	0.8	16.2961	249	1523.5	0.00004	20 + 10
17		Gh	0.8	16.2291	249	1531.0	0.00004	20
18		q1	0.8	16.3074	249	1552.7	0.00047	20
19	NE	base	1	15.6582	238	1174.3	0.00004	20
20		MI	1	12.4259	238	1166.2	0.00376	20
21		Mh	1	18.9084	238	1183.6	0.00021	20
22		GI	1	15.6502	238	1177.0	0.00016	20
23		Gh	1	15.6545	238	1174.2	0.00003	20
24		q1	1	15.6991	238	1206.2	0.00007	20
25	NE	base	0.9	15.7032	238	1171.8	0.00015	20
26		MI	0.9	12.4933	238	1162.9	0.00559	20
27		Mh	0.9	18.9405	238	1181.5	0.02244	22 + 10 +10
28		GI	0.9	15.6953	238	1174.4	0.03919	22 + 10 +10
29		Gh	0.9	15.6997	238	1171.7	0.00077	20
30		q1	0.9	15.7401	238	1202.6	0.00002	20 + 10
31	NE	base	0.8	15.7677	238	1169.1	0.00007	20 + 10
32		MI	0.8	12.5921	238	1159.6	0.00066	20
33		Mh	0.8	18.9853	238	1179.2	0.04916	20
34		GI	0.8	15.7602	238	1171.7	0.00057	20
35		Gh	0.8	15.7642	238	1169.0	0.00098	20
36		q1	0.8	15.7979	238	1198.9	0.00008	20
37	NE_short	base	1	15.5175	135	442.8	0.00010	20 + 10
38		MI	1	12.2618	135	438.8	0.00008	20
39		Mh	1	18.8090	135	447.4	0.00006	20 + 10

Number	Level 1 Structure	Level 2 Biology/q	Level 3 h	estimated lnR0	parameters	NLL	Gradient	Jitter
40		Gl	1	15.5079	135	446.8	0.00003	20
41		Gh	1	15.5209	135	441.5	0.00003	20 + 10
42		q1	1	15.5083	135	444.9	0.00007	20 + 10
43	NE_short	base	0.9	15.5607	135	442.6	0.00002	20 + 10
44		MI	0.9	12.3278	135	438.5	0.00008	20
45		Mh	0.9	18.8381	135	447.2	0.00001	20
46		Gl	0.9	15.5514	135	446.6	0.00014	20
47		Gh	0.9	15.5627	135	441.4	0.00005	20 + 10
48		q1	0.9	15.5501	135	444.9	0.00010	20
49	NE_short	base	0.8	15.6213	135	442.4	0.00003	20 + 10
50		MI	0.8	12.4229	135	438.4	0.00113	20
51		Mh	0.8	18.8784	135	447.0	0.00003	20
52		Gl	0.8	15.6126	135	446.4	0.00005	20
53		Gh	0.8	15.6231	135	441.1	0.00010	20
54		q1	0.8	15.6105	135	444.7	0.00069	20 + 10
55	SW	base	1	14.9326	208	924.8	0.00001	20
56		MI	1	11.5782	208	937.4	0.00005	20
57		Mh	1	18.3939	208	915.6	0.00008	20
58		Gl	1	14.9449	208	912.4	0.00009	20
59		Gh	1	14.9338	208	937.8	0.00003	20
60		q1	1	14.9248	208	940.8	0.00001	20
61	SW	base	0.9	14.9610	208	924.8	0.00006	10
62		MI	0.9	11.6272	208	937.5	0.00590	10
63		Mh	0.9	18.4100	208	915.6	0.00009	10
64		Gl	0.9	14.9723	208	912.4	0.00002	10
65		Gh	0.9	14.9624	208	937.8	0.00009	10
66		q1	0.9	14.9533	208	940.9	0.00375	10
67	SW	base	0.8	14.9999	208	925.0	0.00010	10
68		MI	0.8	11.6960	208	937.8	0.00001	10
69		Mh	0.8	18.4318	208	915.7	0.00002	10
70		Gl	0.8	15.0099	208	912.6	0.00003	10
71		Gh	0.8	15.0017	208	938.0	0.00004	10
72		q1	0.8	14.9924	208	941.1	0.00005	10

TABLE 5a. Management table for yellowfin tuna in the EPO. $S_{current}$, S_0 , S_{MSY_d} : spawning biomass (metric tons) at the beginning of 2024, in a unfished equilibrium state, and at dynamic MSY, respectively; $F_{current}$, F_{MSY} : and $F_{30\%S_0_d}$ fishing mortality between 2021-2023, at MSY, and at level that takes the population to 30% of dynamic spawning biomass without fishing, respectively; S_{LIMIT} and F_{LIMIT} : limit reference points for spawning biomass and fishing mortality, respectively; $C_{current}$: total catch of yellowfin in 2023 (metric tons); MSY_d : dynamic MSY; $p()$: probability.

	B			Gh			Gl			Mh			Ml			Q1		
	1	0.9	0.8	1	0.9	0.8	1	0.9	0.8	1	0.9	0.8	1	0.9	0.8	1	0.9	0.8
EPO																		
MSY (1,000 t)	376	337	325	364	344	307	404	352	330	539	442	399	297	282	275	407	363	332
MSY_d (1,000 t)	416	372	353	409	380	337	448	388	359	578	478	425	341	318	307	431	376	342
$C_{current}/MSY_d$	0.72	0.80	0.85	0.73	0.79	0.89	0.67	0.77	0.83	0.52	0.62	0.70	0.88	0.94	0.97	0.69	0.79	0.87
S_{MSY}/S_0	0.06	0.22	0.27	0.11	0.22	0.28	0.10	0.22	0.27	0.06	0.19	0.25	0.19	0.26	0.31	0.10	0.22	0.28
$S_{current}/S_0$	0.61	0.59	0.59	0.60	0.61	0.56	0.64	0.62	0.60	0.73	0.72	0.70	0.48	0.45	0.43	0.57	0.55	0.53
$S_{current}/S_{LIMIT}$	7.88	7.66	7.63	7.77	7.86	7.23	8.28	8.02	7.83	9.51	9.33	9.11	6.21	5.87	5.55	7.39	7.20	6.92
$p(S_{current} < S_{LIMIT})$	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
$F_{current}/F_{LIMIT}$	0.21	0.25	0.27	0.22	0.25	0.30	0.19	0.23	0.27	0.14	0.16	0.19	0.31	0.37	0.43	0.21	0.24	0.29
$p(F_{current} > F_{LIMIT})$	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
$S_{current}/S_{MSY_d}$	7.83	2.17	1.78	4.57	2.23	1.62	5.16	2.30	1.82	11.2 1	3.26	2.38	1.97	1.35	1.11	4.83	2.23	1.70
$p(S_{current} < S_{MSY_d})$	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05	0.00	0.00	0.00
$F_{current}/F_{MSY}$	0.19	0.45	0.54	0.26	0.43	0.61	0.23	0.42	0.53	0.12	0.26	0.36	0.54	0.77	0.93	0.25	0.44	0.59
$p(F_{current} > F_{MSY})$	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.12	0.00	0.00	0.00
$S_{current}/30\%S_d$	1.75	1.70	1.70	1.72	1.75	1.59	1.86	1.78	1.74	2.13	2.09	2.04	1.37	1.29	1.21	1.77	1.71	1.62
$p(S_{current} < 30\%S_{MSY_d})$	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
$F_{current}/F_{30\%S_d}$	0.55	0.58	0.59	0.56	0.56	0.65	0.49	0.54	0.57	0.36	0.39	0.42	0.80	0.86	0.91	0.54	0.57	0.63
$p(F_{current} > F_{30\%S_d})$	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05	0.00	0.00	0.00

TABLE 5b. Management table for yellowfin tuna in the NE. $S_{current}$, S_0 , S_{MSY_d} : spawning biomass (metric tons) at the beginning of 2024, in a unfished equilibrium state, and at dynamic MSY, respectively; $F_{current}$, F_{MSY} : and $F_{30\%S_0_d}$ fishing mortality between 2021-2023, at MSY, and at level that takes the population to 30% of dynamic spawning biomass without fishing, respectively; S_{LIMIT} and F_{LIMIT} : limit reference points for spawning biomass and fishing mortality, respectively; $C_{current}$: total catch of yellowfin in 2023 (metric tons); MSY_d: dynamic MSY; p(): probability.

	B			Gh			Gl			Mh			Ml			Q1		
	1	0.9	0.8	1	0.9	0.8	1	0.9	0.8	1	0.9	0.8	1	0.9	0.8	1	0.9	0.8
NE																		
MSY (1,000 t)	226	208	200	225	208	200	226	208	200	276	237	220	200	195	196	236	216	205
MSY_d (1,000 t)	238	213	199	237	212	199	238	213	199	284	245	222	209	195	192	235	209	195
$C_{current}/MSY_d$	0.91	1.01	1.09	0.91	1.02	1.09	0.91	1.01	1.08	0.76	0.88	0.97	1.04	1.11	1.13	0.92	1.03	1.11
S_{MSY}/S_0	0.11	0.23	0.28	0.11	0.23	0.28	0.10	0.23	0.28	0.07	0.20	0.26	0.19	0.26	0.31	0.10	0.23	0.28
$S_{current}/S_0$	0.45	0.42	0.40	0.45	0.43	0.40	0.44	0.42	0.39	0.54	0.53	0.50	0.35	0.32	0.29	0.41	0.39	0.37
$S_{current}/S_{LIMIT}$	5.79	5.51	5.15	5.80	5.53	5.16	5.76	5.48	5.11	7.07	6.83	6.52	4.49	4.17	3.76	5.26	5.04	4.75
$p(S_{current} < S_{LIMIT})$	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
$F_{current}/F_{LIMIT}$	0.24	0.29	0.34	0.24	0.28	0.34	0.24	0.29	0.35	0.17	0.21	0.25	0.33	0.39	0.47	0.25	0.30	0.35
$p(F_{current} > F_{LIMIT})$	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
$S_{current}/S_{MSY_d}$	3.96	1.71	1.32	3.77	1.70	1.31	4.17	1.71	1.32	7.98	2.52	1.83	1.65	1.13	0.89	4.00	1.71	1.32
$p(S_{current} < S_{MSY_d})$	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	0.97	0.00	0.00	0.00
$F_{current}/F_{MSY}$	0.29	0.57	0.75	0.30	0.57	0.75	0.29	0.57	0.75	0.17	0.37	0.51	0.61	0.87	1.10	0.30	0.58	0.75
$p(F_{current} > F_{MSY})$	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.92	0.00	0.00	0.00
$S_{current}/30\%S_d$	1.41	1.35	1.27	1.42	1.35	1.27	1.41	1.34	1.26	1.69	1.64	1.58	1.12	1.05	0.95	1.36	1.30	1.23
$p(S_{current} < 30\%S_{MSY_d})$	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.21	0.83	0.00	0.00	0.00
$F_{current}/F_{30\%S_d}$	0.68	0.73	0.79	0.67	0.73	0.79	0.68	0.73	0.80	0.50	0.53	0.58	0.92	0.99	1.08	0.69	0.74	0.81
$p(F_{current} > F_{30\%S_d})$	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.06	0.41	0.88	0.00	0.00	0.00

TABLE 5c. Management table for yellowfin tuna in the NE_short. $S_{current}$, S_0 , S_{MSY_d} : spawning biomass (metric tons) at the beginning of 2024, in a unfished equilibrium state, and at dynamic MSY, respectively; $F_{current}$, F_{MSY} : and $F_{30\%S_0_d}$ fishing mortality between 2021-2023, at MSY, and at level that takes the population to 30% of dynamic spawning biomass without fishing, respectively; S_{LIMIT} and F_{LIMIT} : limit reference points for spawning biomass and fishing mortality, respectively; $C_{current}$: total catch of yellowfin in 2023 (metric tons); MSY_d: dynamic MSY; p(): probability.

	B			Gh			Gl			Mh			Ml			Q1		
	1	0.9	0.8	1	0.9	0.8	1	0.9	0.8	1	0.9	0.8	1	0.9	0.8	1	0.9	0.8
NE_short																		
MSY (1,000 t)	195	180	173	195	180	173	195	180	173	251	214	197	168	165	167	193	178	171
MSY_d (1,000 t)	235	216	203	235	217	203	235	216	203	290	260	237	204	193	189	229	210	198
$C_{current}/MSY_d$	0.92	1.00	1.07	0.92	1.00	1.06	0.92	1.00	1.06	0.75	0.83	0.91	1.06	1.12	1.14	0.94	1.03	1.09
S_{MSY}/S_0	0.11	0.24	0.29	0.10	0.23	0.29	0.11	0.24	0.29	0.07	0.20	0.26	0.21	0.28	0.32	0.11	0.24	0.29
$S_{current}/S_0$	0.59	0.56	0.53	0.58	0.56	0.53	0.59	0.57	0.54	0.72	0.70	0.68	0.45	0.42	0.39	0.55	0.53	0.50
$S_{current}/S_{LIMIT}$	7.60	7.30	6.90	7.57	7.27	6.86	7.66	7.36	6.97	9.36	9.12	8.79	5.84	5.49	5.02	7.12	6.84	6.47
$p(S_{current} < S_{LIMIT})$	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
$F_{current}/F_{LIMIT}$	0.21	0.25	0.30	0.22	0.26	0.31	0.21	0.25	0.30	0.15	0.18	0.21	0.31	0.36	0.43	0.23	0.27	0.32
$p(F_{current} > F_{LIMIT})$	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
$S_{current}/S_{MSY_d}$	4.26	1.81	1.42	4.51	1.82	1.42	4.09	1.82	1.43	9.22	2.76	2.00	1.61	1.16	0.95	4.06	1.74	1.35
$p(S_{current} < S_{MSY_d})$	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.84	0.00	0.00	0.00
$F_{current}/F_{MSY}$	0.27	0.52	0.68	0.26	0.52	0.68	0.27	0.51	0.67	0.14	0.31	0.43	0.61	0.85	1.06	0.28	0.54	0.71
$p(F_{current} > F_{MSY})$	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.83	0.00	0.00	0.00
$S_{current}/30\%S_d$	1.54	1.50	1.43	1.53	1.49	1.43	1.55	1.51	1.45	1.87	1.83	1.78	1.22	1.16	1.08	1.48	1.43	1.37
$p(S_{current} < 30\%S_{MSY_d})$	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.10	0.00	0.00	0.00
$F_{current}/F_{30\%S_d}$	0.61	0.65	0.70	0.61	0.65	0.71	0.60	0.64	0.69	0.42	0.45	0.49	0.86	0.92	1.00	0.64	0.68	0.74
$p(F_{current} > F_{30\%S_d})$	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05	0.47	0.00	0.00	0.00

TABLE 5d. Management table for yellowfin tuna in the SW. $S_{current}$, S_0 , S_{MSY_d} : spawning biomass (metric tons) at the beginning of 2024, in a unfished equilibrium state, and at dynamic MSY, respectively; $F_{current}$, F_{MSY} : and $F_{30\%S_0_d}$ fishing mortality between 2021-2023, at MSY, and at level that takes the population to 30% of dynamic spawning biomass without fishing, respectively; S_{LIMIT} and F_{LIMIT} : limit reference points for spawning biomass and fishing mortality, respectively; $C_{current}$: total catch of yellowfin in 2023 (metric tons); MSY_d: dynamic MSY; p(): probability.

	B			Gh			Gl			Mh			MI			Q1		
	1	0.9	0.8	1	0.9	0.8	1	0.9	0.8	1	0.9	0.8	1	0.9	0.8	1	0.9	0.8
SW																		
MSY (1,000 t)	105	92	85	104	91	84	110	94	87	176	136	121	77	74	72	106	92	85
MSY_d (1,000 t)	110	104	99	104	102	98	111	107	102	168	141	129	93	93	94	104	100	95
$C_{current}/MSY_d$	0.75	0.79	0.83	0.79	0.80	0.84	0.74	0.77	0.81	0.49	0.58	0.64	0.88	0.88	0.88	0.79	0.82	0.86
S_{MSY}/S_0	0.09	0.21	0.27	0.05	0.21	0.27	0.05	0.21	0.27	0.04	0.17	0.24	0.18	0.26	0.31	0.05	0.21	0.27
$S_{current}/S_0$	0.61	0.59	0.57	0.60	0.58	0.56	0.63	0.61	0.59	0.77	0.76	0.74	0.45	0.43	0.40	0.53	0.51	0.49
$S_{current}/S_{LIMIT}$	7.92	7.69	7.39	7.80	7.58	7.28	8.18	7.95	7.64	10.0	9.87	9.65	5.91	5.62	5.25	6.85	6.61	6.31
$p(S_{current} < S_{LIMIT})$	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
$F_{current}/F_{LIMIT}$	0.29	0.34	0.39	0.30	0.34	0.40	0.29	0.33	0.38	0.17	0.20	0.23	0.46	0.53	0.61	0.32	0.37	0.44
$p(F_{current} > F_{LIMIT})$	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
$S_{current}/S_{MSY_d}$	4.77	2.03	1.50	9.64	1.97	1.46	10.0	2.12	1.56	13.7	3.56	2.45	1.72	1.07	0.84	8.62	1.84	1.34
$p(S_{current} < S_{MSY_d})$	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.24	0.97	0.00	0.00	0.01
$F_{current}/F_{MSY}$	0.32	0.57	0.74	0.24	0.58	0.76	0.23	0.54	0.71	0.14	0.28	0.39	0.72	1.05	1.31	0.26	0.63	0.83
$p(F_{current} > F_{MSY})$	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.70	0.99	0.00	0.00	0.03
$S_{current}/30\%S_d$	1.54	1.48	1.42	1.52	1.47	1.40	1.58	1.53	1.46	2.08	2.04	1.98	1.06	1.00	0.93	1.41	1.35	1.27
$p(S_{current} < 30\%S_{MSY_d})$	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.30	0.51	0.78	0.00	0.01	0.02
$F_{current}/F_{30\%S_d}$	0.71	0.75	0.81	0.72	0.76	0.82	0.69	0.73	0.79	0.41	0.44	0.47	1.11	1.18	1.27	0.79	0.84	0.91
$p(F_{current} > F_{30\%S_d})$	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.84	0.93	0.98	0.01	0.04	0.17

TABLE 6. Management quantities for yellowfin tuna in the EPO for each spatial structure hypothesis. The medians (or expected values *) and probabilities were obtained from the join probability distributions across models

	EPO	NE	NE_short	SW
$SMSY/SO^*$	0.180	0.189	0.194	0.162
$SMSY_d/SO_d^*$	0.190	0.192	0.201	0.170
$F_{current}/F_{30\%SO_d}$	0.559	0.718	0.643	0.757
$p(F_{current} > F_{30\%SO_d})$	0.002	0.059	0.020	0.161
$F_{current}/F_{MSY}$	0.397	0.532	0.484	0.502
$p(F_{current} > F_{MSY})$	0.004	0.034	0.031	0.075
$F_{current}/F_{LIMIT}$	0.232	0.272	0.243	0.330
$p(F_{current} > F_{LIMIT})$	0.000	0.000	0.000	0.000
$S_{current}/30\%SO_d$	1.73	1.35	1.49	1.46
$p(S_{current} < 30\%SO_d)$	0.0000588	0.044	0.004	0.081
$S_{current}/SMSY_d$	2.38	1.82	1.91	2.22
$p(S_{current} < SMSY_d)$	0.000	0.000	0.000	0.000
$S_{current}/S_{LIMIT}$	7.67	5.43	7.23	7.48
$p(S_{current} < S_{LIMIT})$	0.000	0.000	0.000	0.000

FIGURES

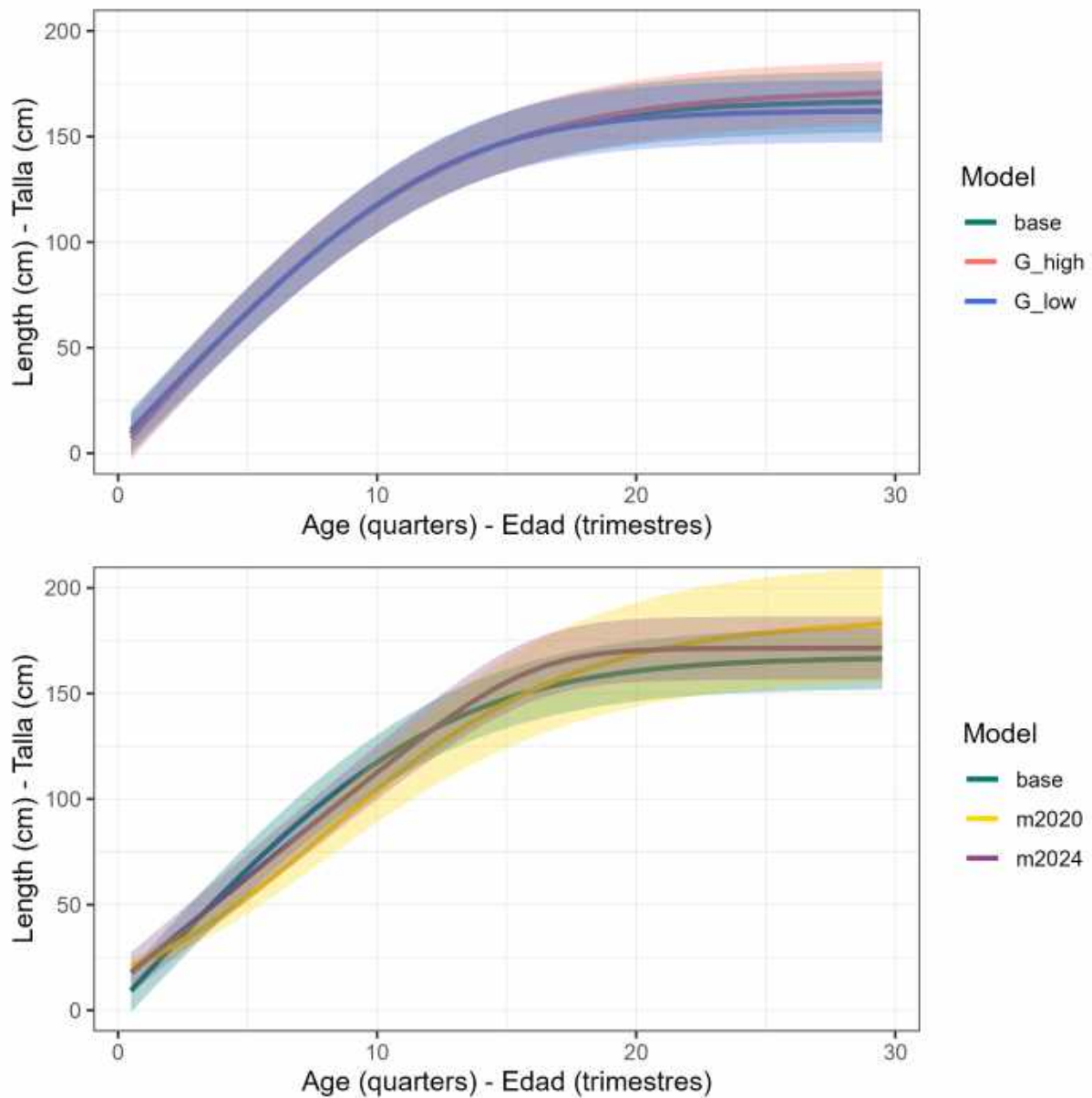


FIGURE 3. Growth curves for yellowfin tuna in the EPO. Top: three growth assumptions used in this assessment. Bottom: comparison of the base assumption with the assumptions used in the 2020 benchmark assessment (base) and 2024 exploratory analysis.

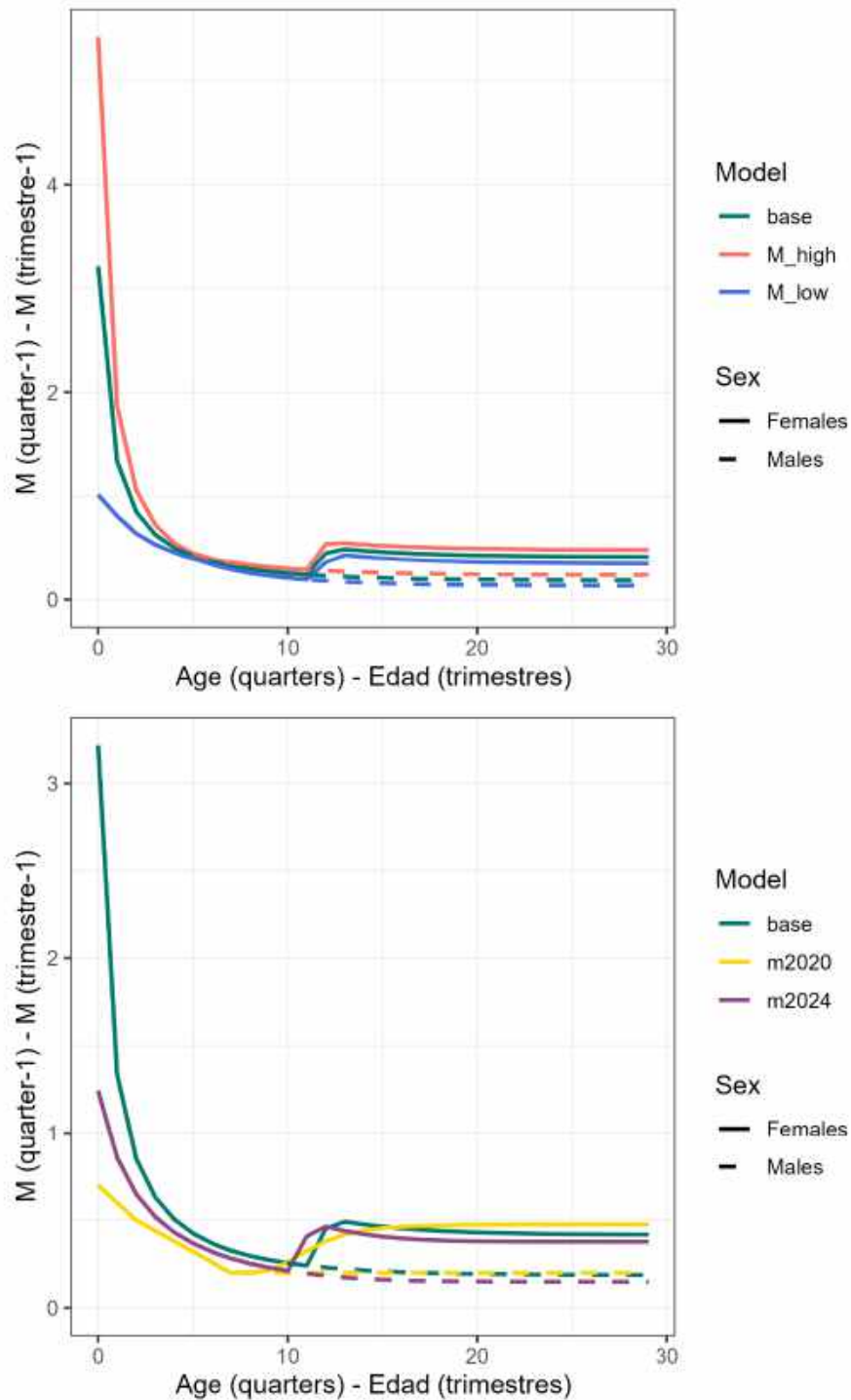


FIGURE 4. Natural mortality curves for yellowfin tuna in the EPO. Top: three assumptions used in this assessment. Bottom: comparison of the base assumption with the assumptions used in the 2020 benchmark assessment (base reference model) and 2024 exploratory analysis.

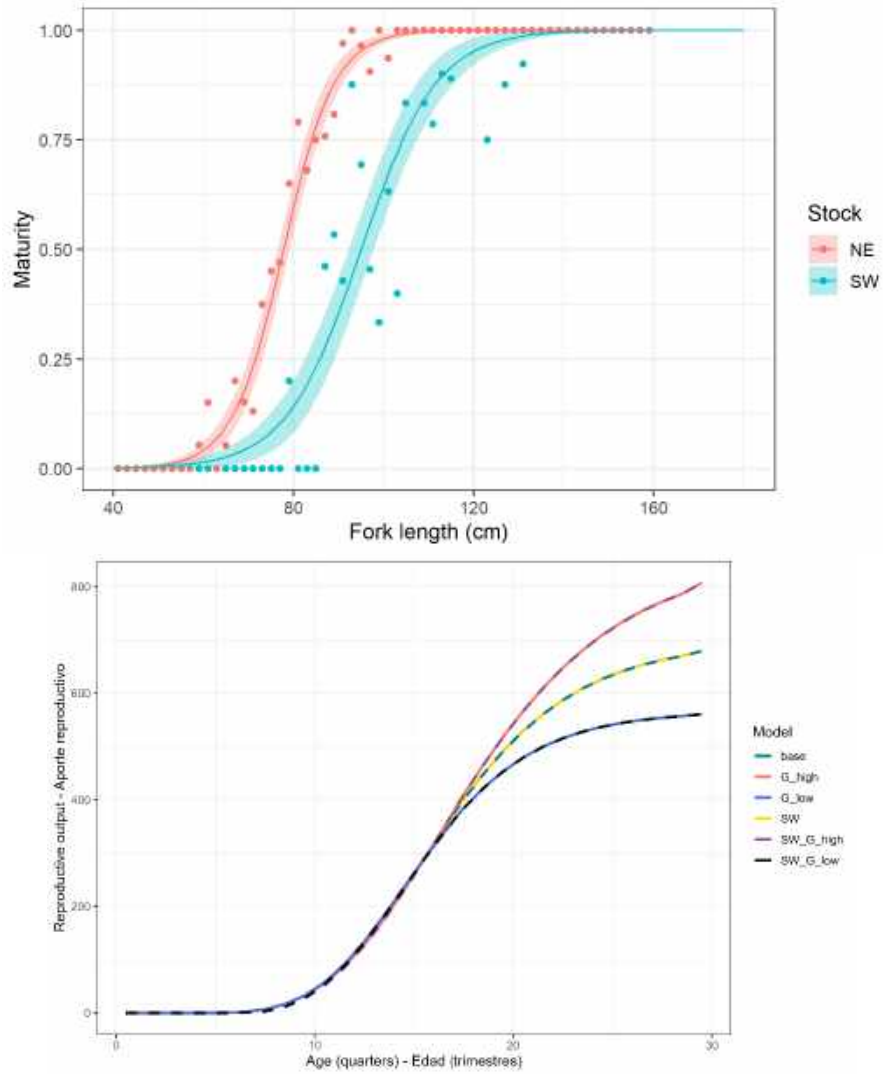


FIGURE 5. Top: Maturity at length estimated for yellowfin tuna in the EPO. Bottom:reproductive output at age for yellowfin tuna in the EPO (combination of batch fecundity at length, maturity at length, frequency of spawning at length and length at age).

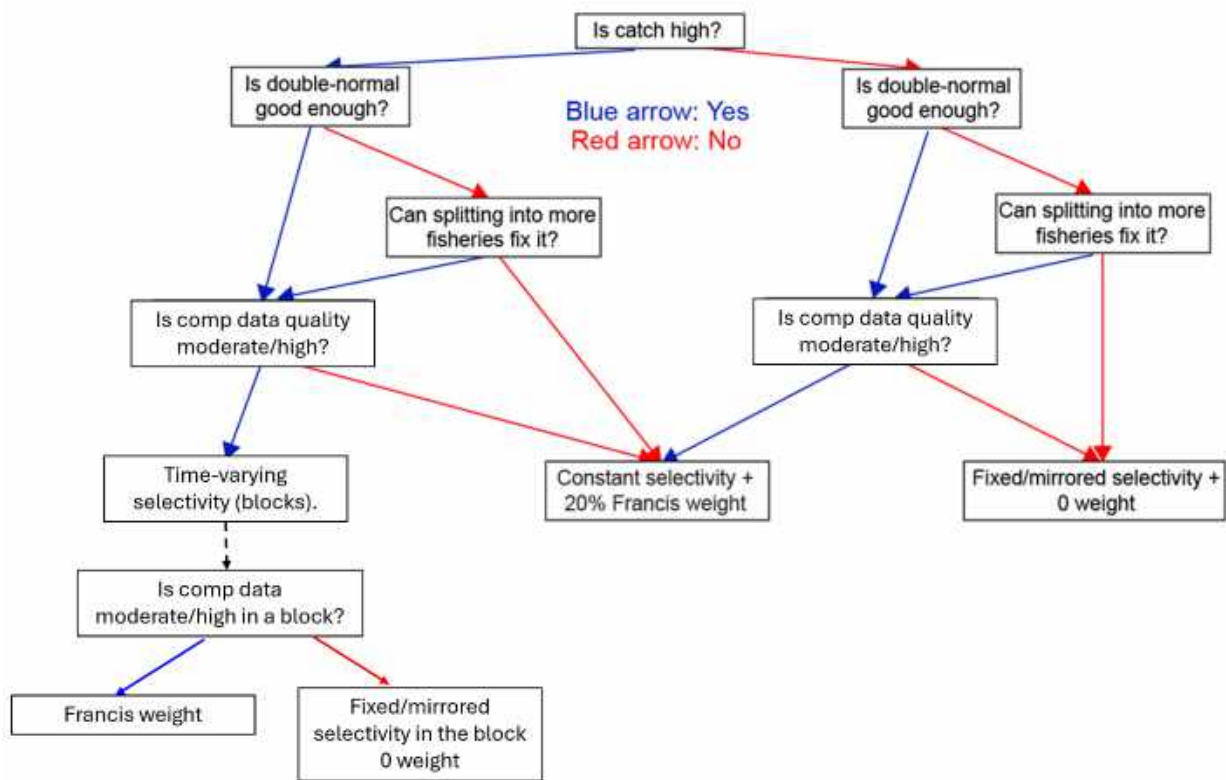


FIGURE 6. The decision tree on which the selectivity form and composition data weighting in this benchmark assessment are based on SAC-15-02 with a modification indicated by the dashed arrow.

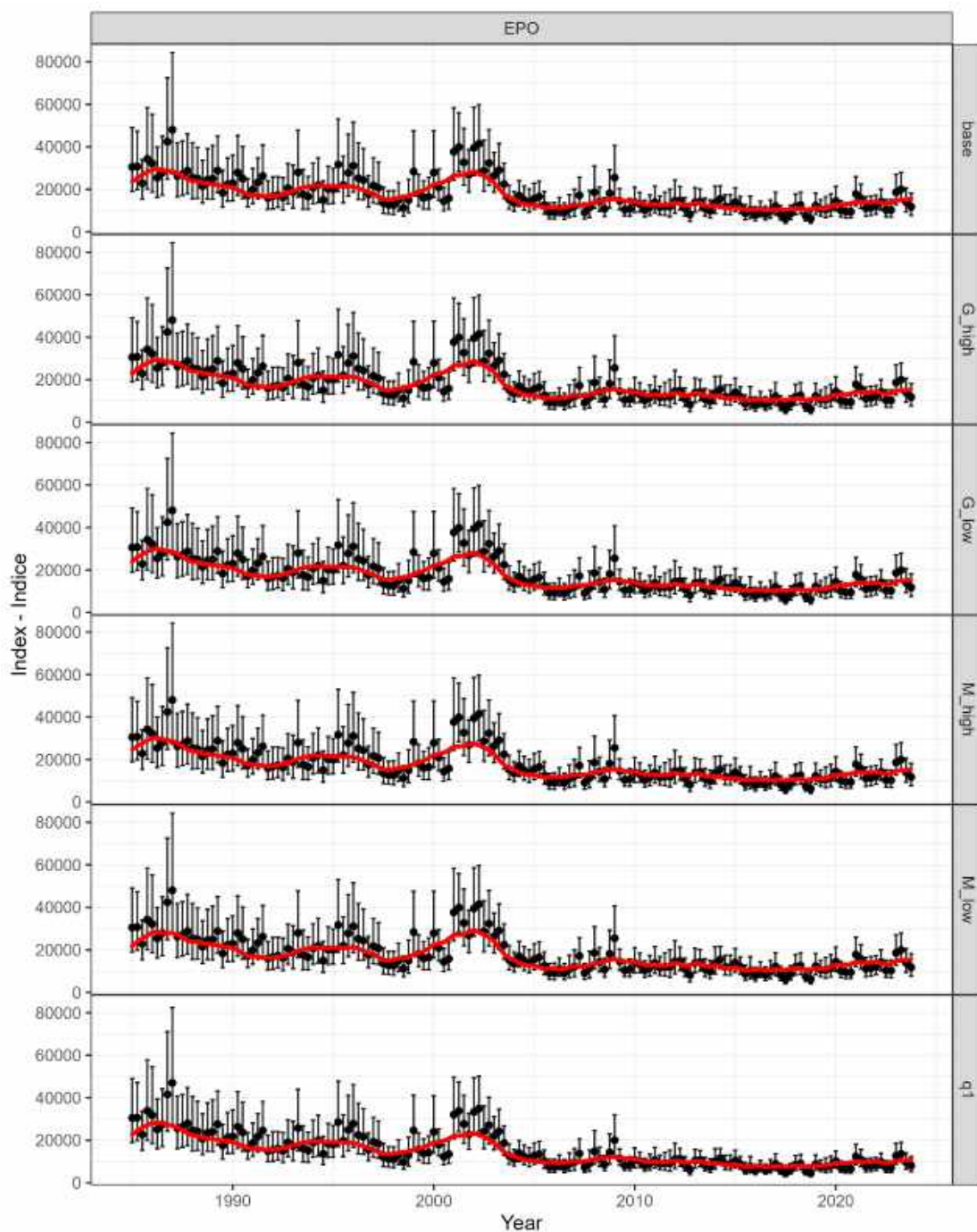


FIGURE 7a. Fit to the indices of relative abundance for EPO, steepness =1 . The black dots and error bars represent the observed values and their 95% confidence interval. The solid red lines are predicted values from the stock assessment model.

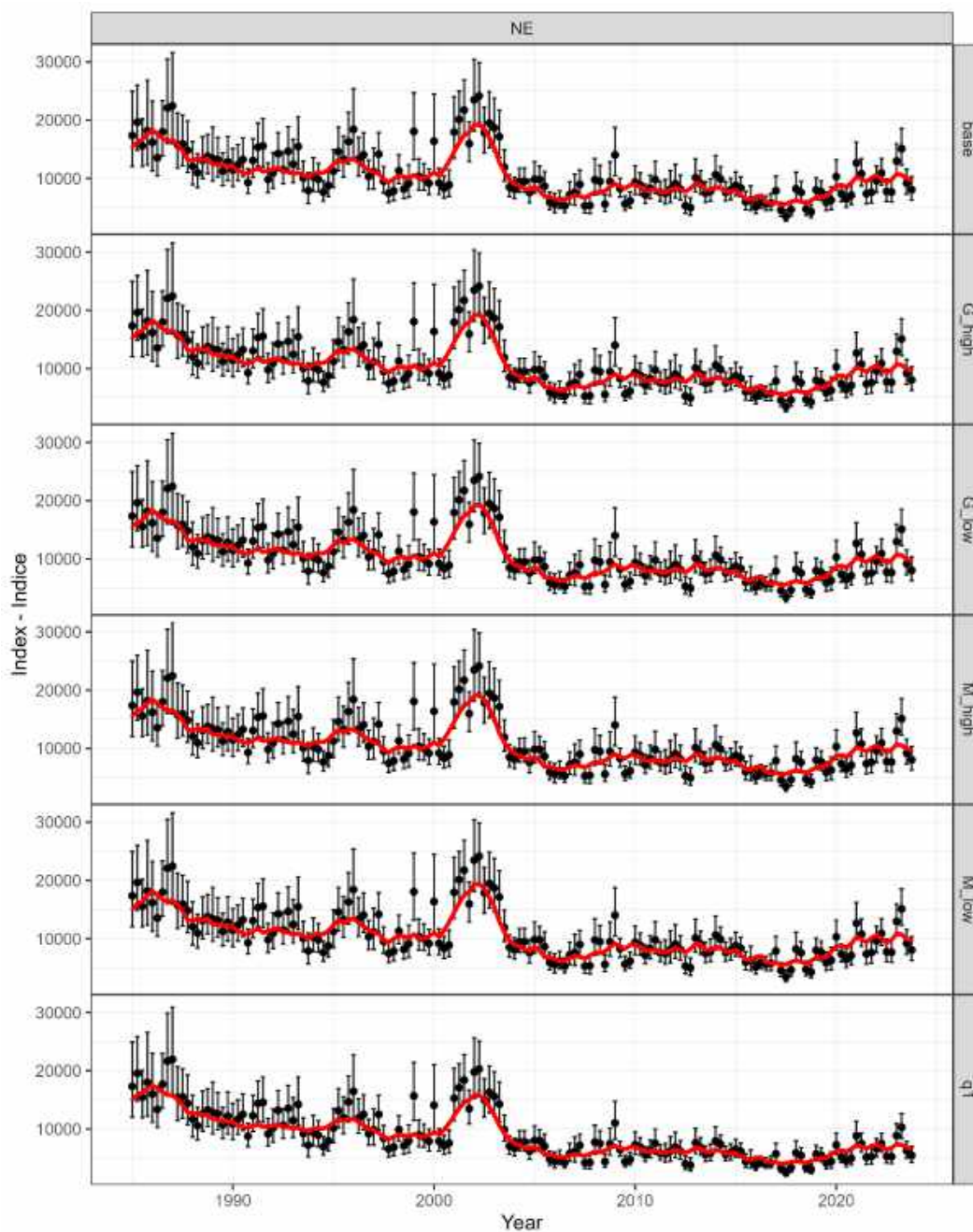


FIGURE 7b. Fit to the indices of relative abundance for NE, steepness= 1. The black dots and error bars represent the observed values and their 95% confidence interval. The solid red lines are predicted values from the stock assessment model.

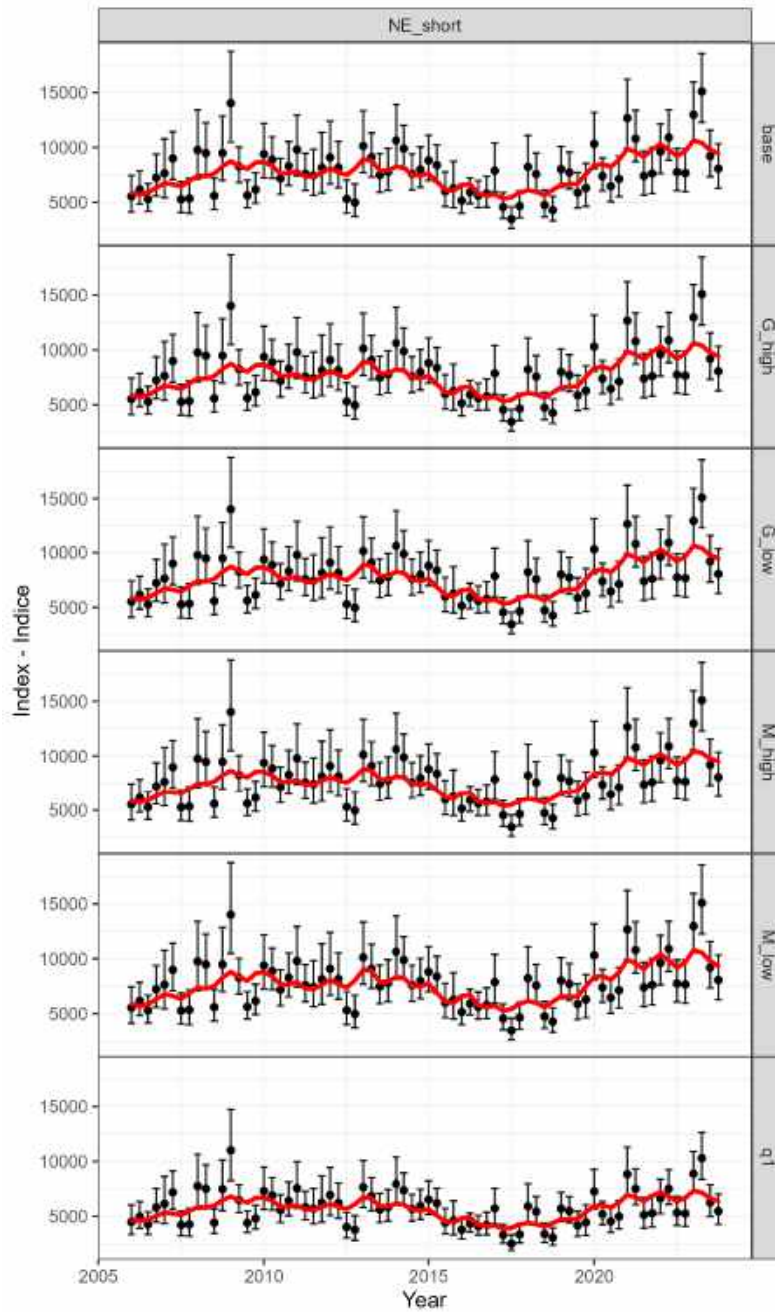


FIGURE 7c. Fit to the indices of relative abundance for NE_short, steepness = 1. The black dots and error bars represent the observed values and their 95% confidence interval. The solid red lines are predicted values from the stock assessment model.

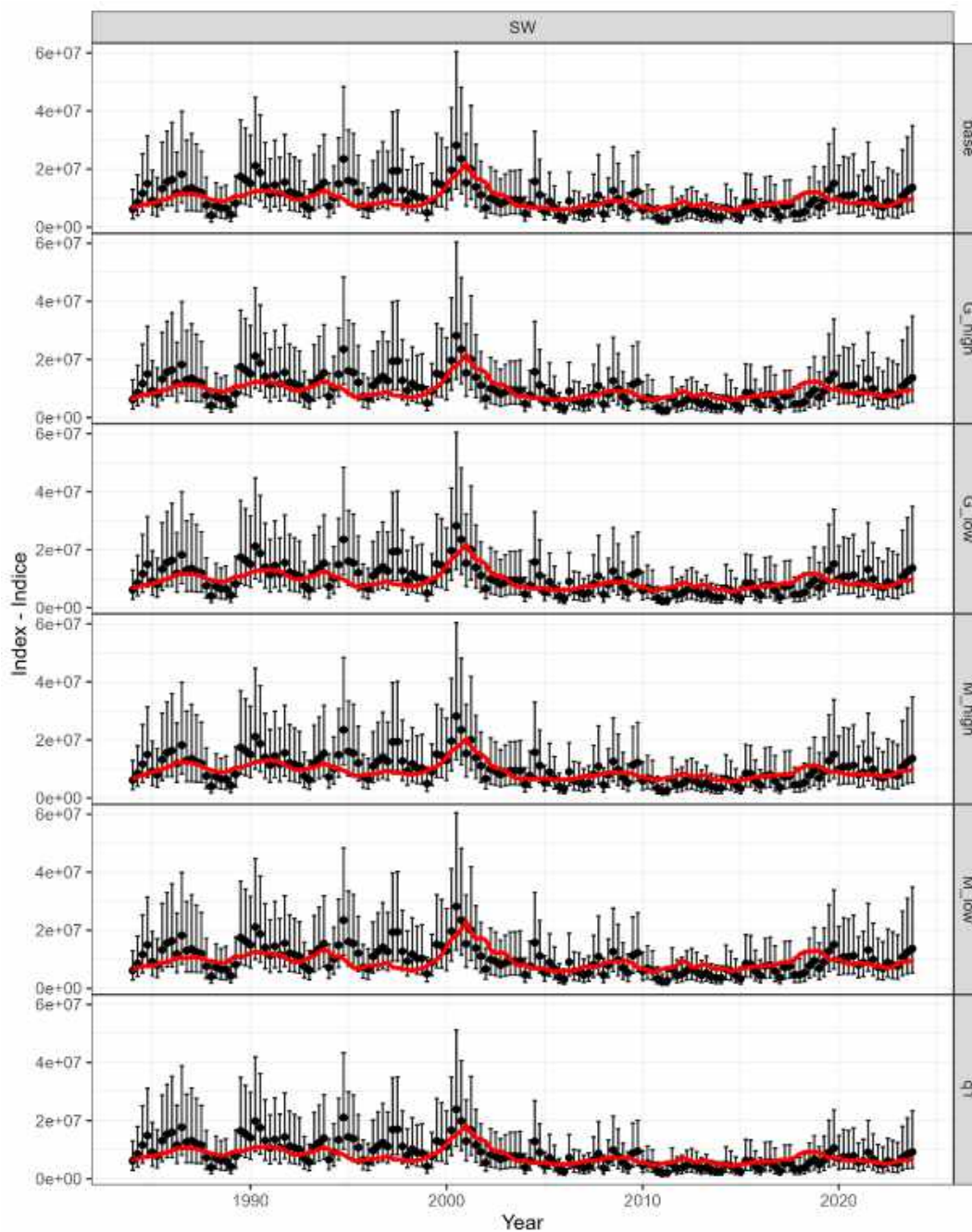


FIGURE 7d. Fit to the indices of relative abundance for SW, steepness = 1. The black dots and error bars represent the observed values and their 95% confidence interval. The solid red lines are predicted values from the stock assessment model.

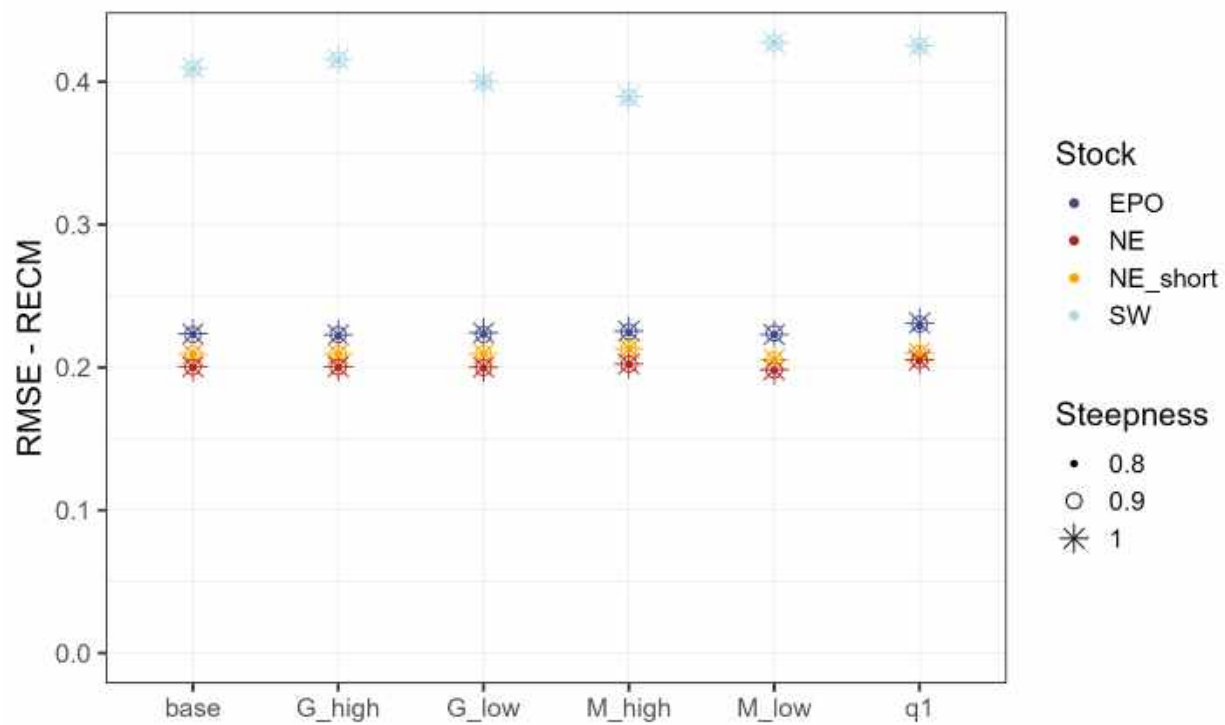


FIGURE 7e. Root mean square error (RMSE) for the indices for each model.

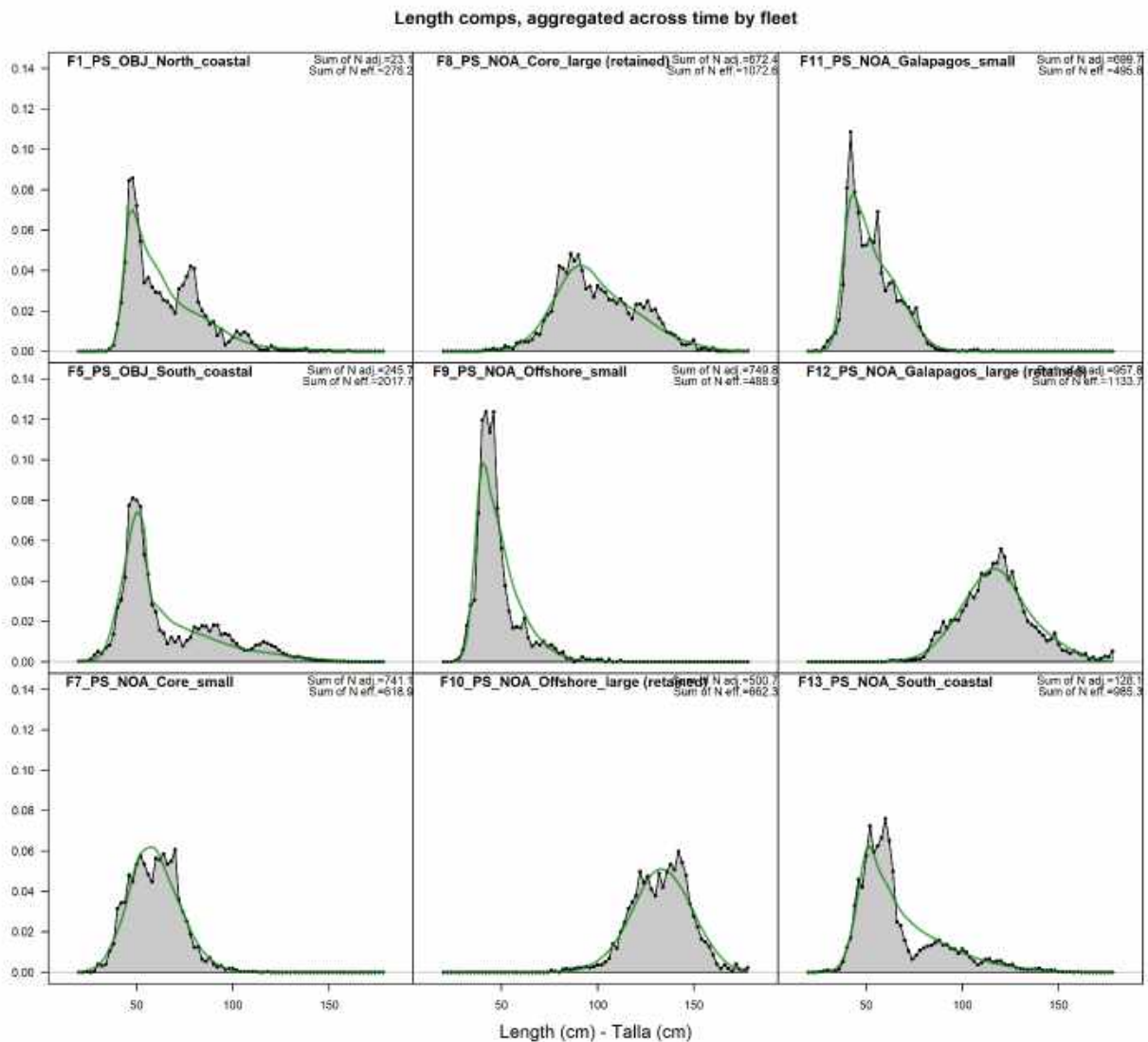


FIGURE 8a. Weighted average observed (shaded area) and predicted length-composition data by the ancestral model for purse-seine fleets that had 0 weight in the models used in the risk analysis and had selectivity curves fixed to the values estimated in the ancestral model

EPO-base-1

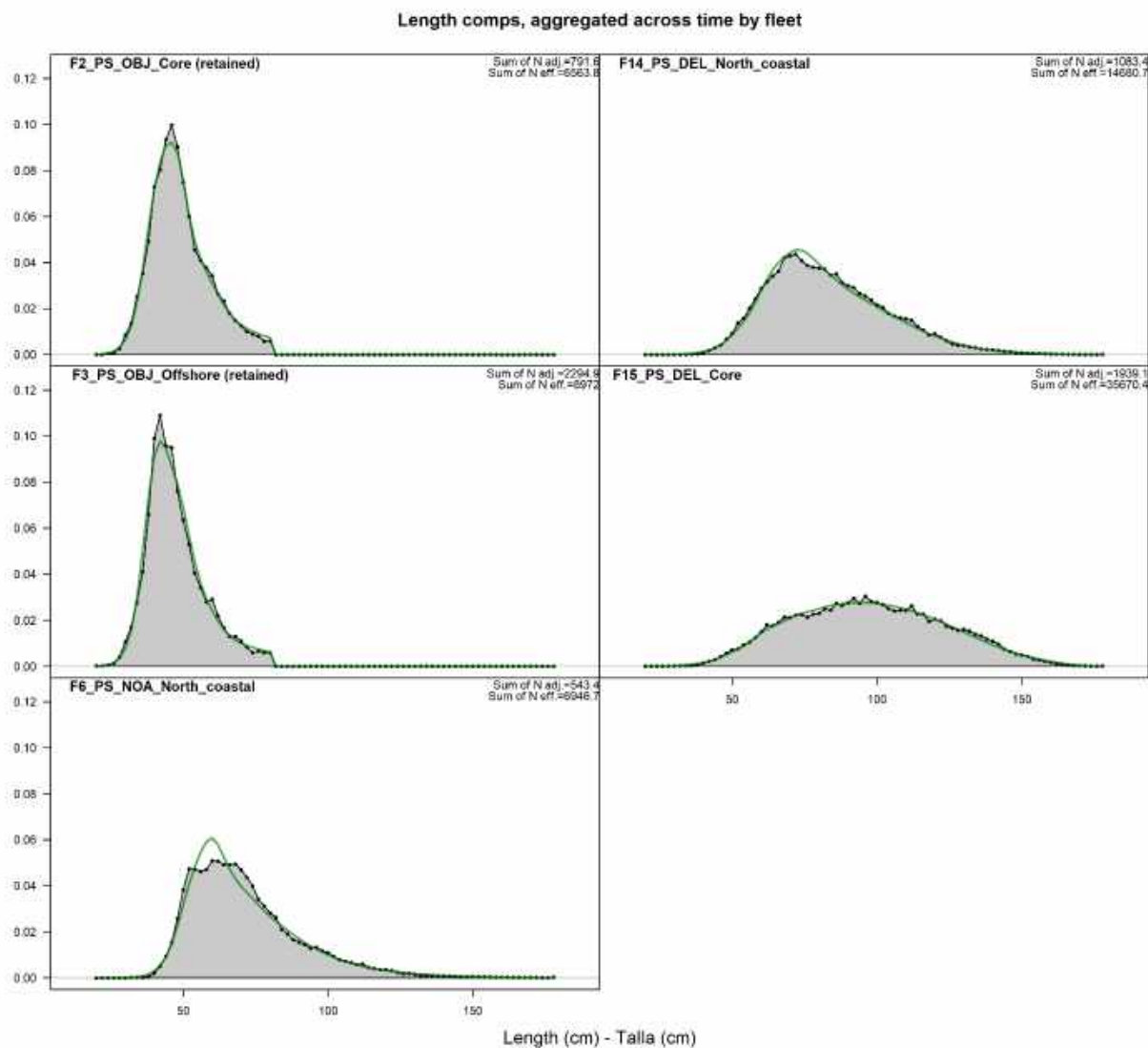
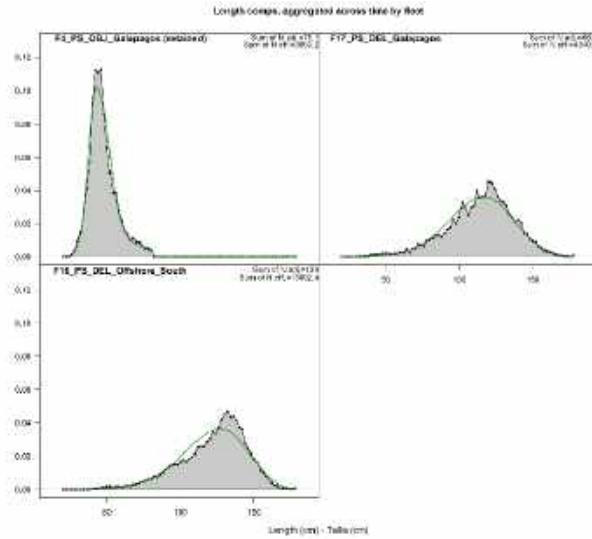


FIGURE 8b. Weighted average observed (shaded area) and predicted by the EPO-base-1 (line) length-composition data, by purse-seine fishery, for fleets with weighting scaler = 1.

EPO-base-1



SW-base-1

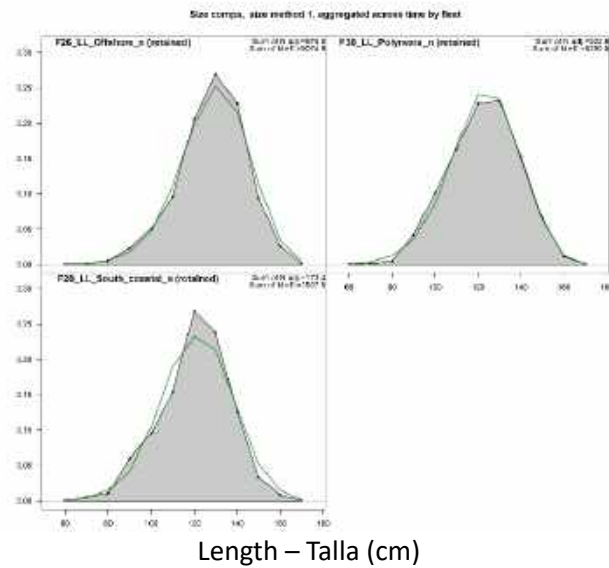


FIGURE 8c. Weighted average observed (shaded area) and predicted by the EPO-base-1 (line) length-composition data, by purse-seine fishery, for fleets with weighting scaler = 0.2.

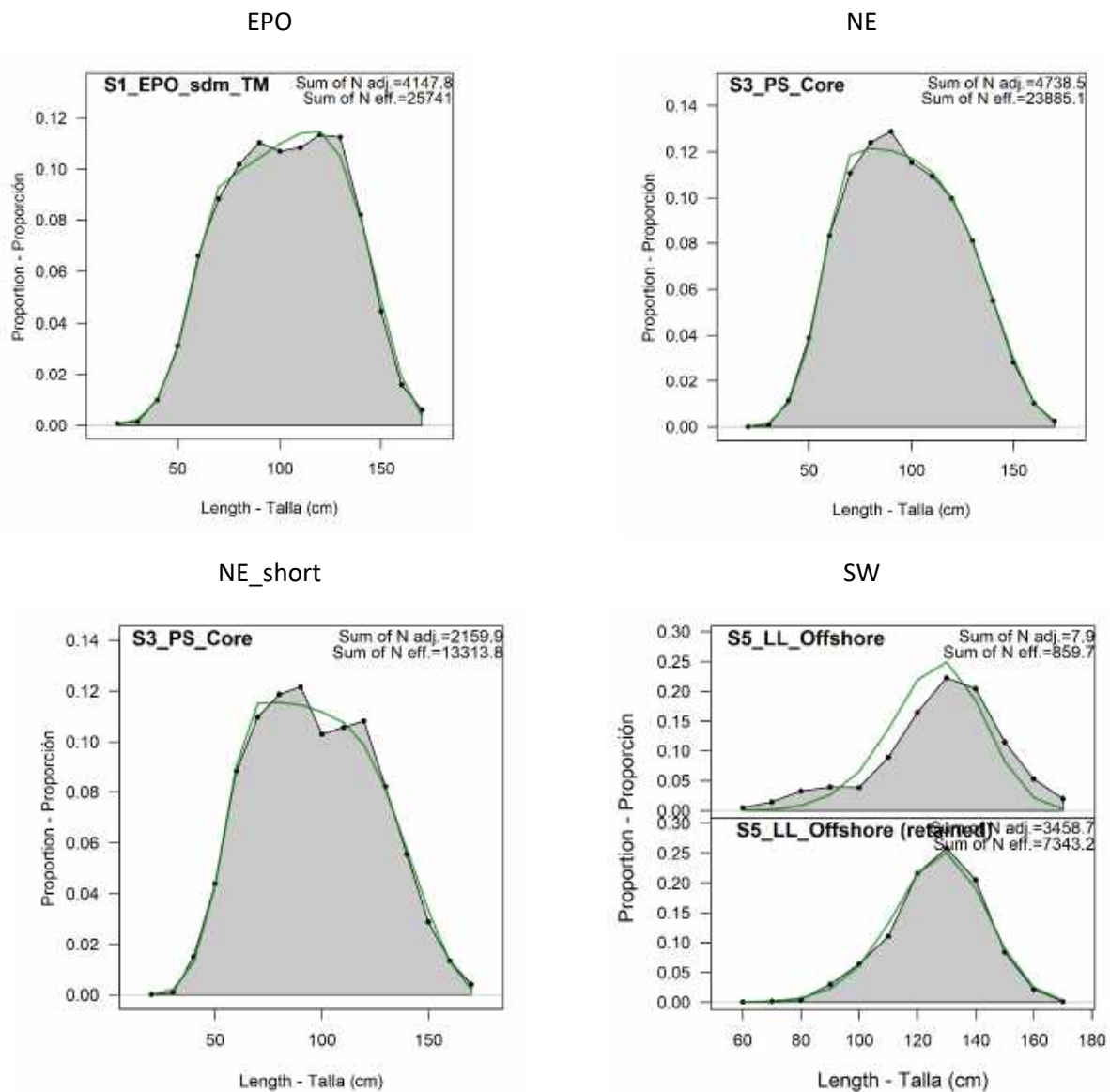


FIGURE 8d. Weighted average observed (shaded area) and predicted (line) length-composition data associated with the index of abundance for each stock structure hypothesis (base-1 models)

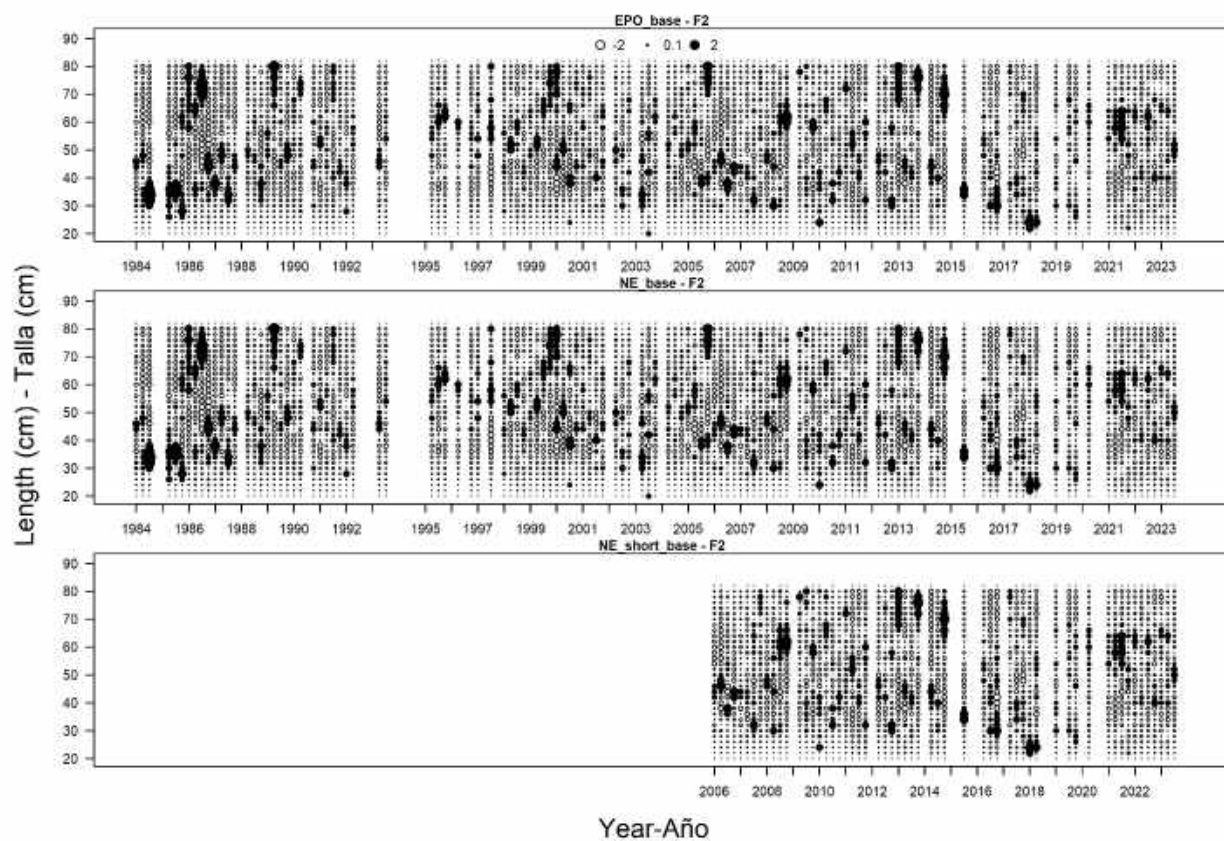


FIGURE 9a. Bubble plots: Pearson residuals for the length composition of the F2 OBJ fishery in the different models (with $h=1$).

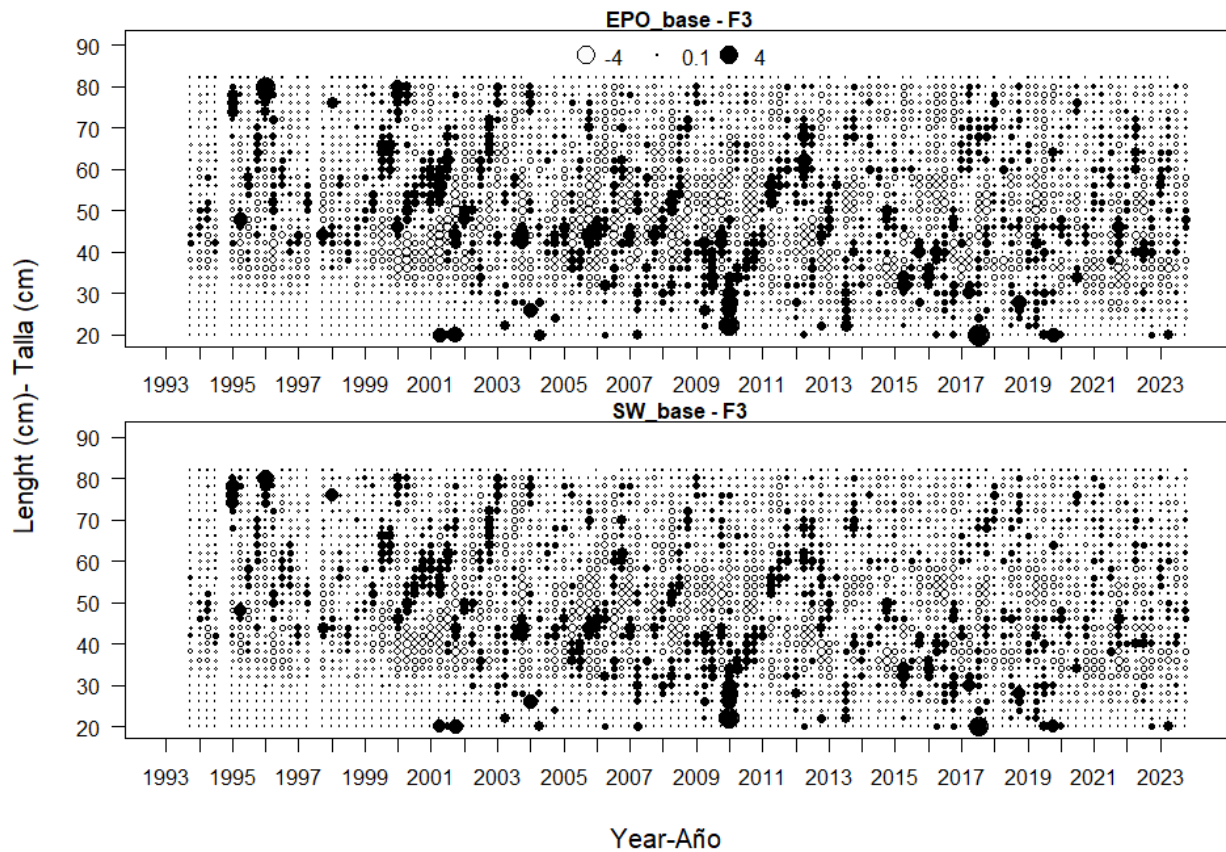


FIGURE 9b. Bubble plot: Pearson residuals for the length composition of the F3 OBJ fishery in the different models (with $h=1$).

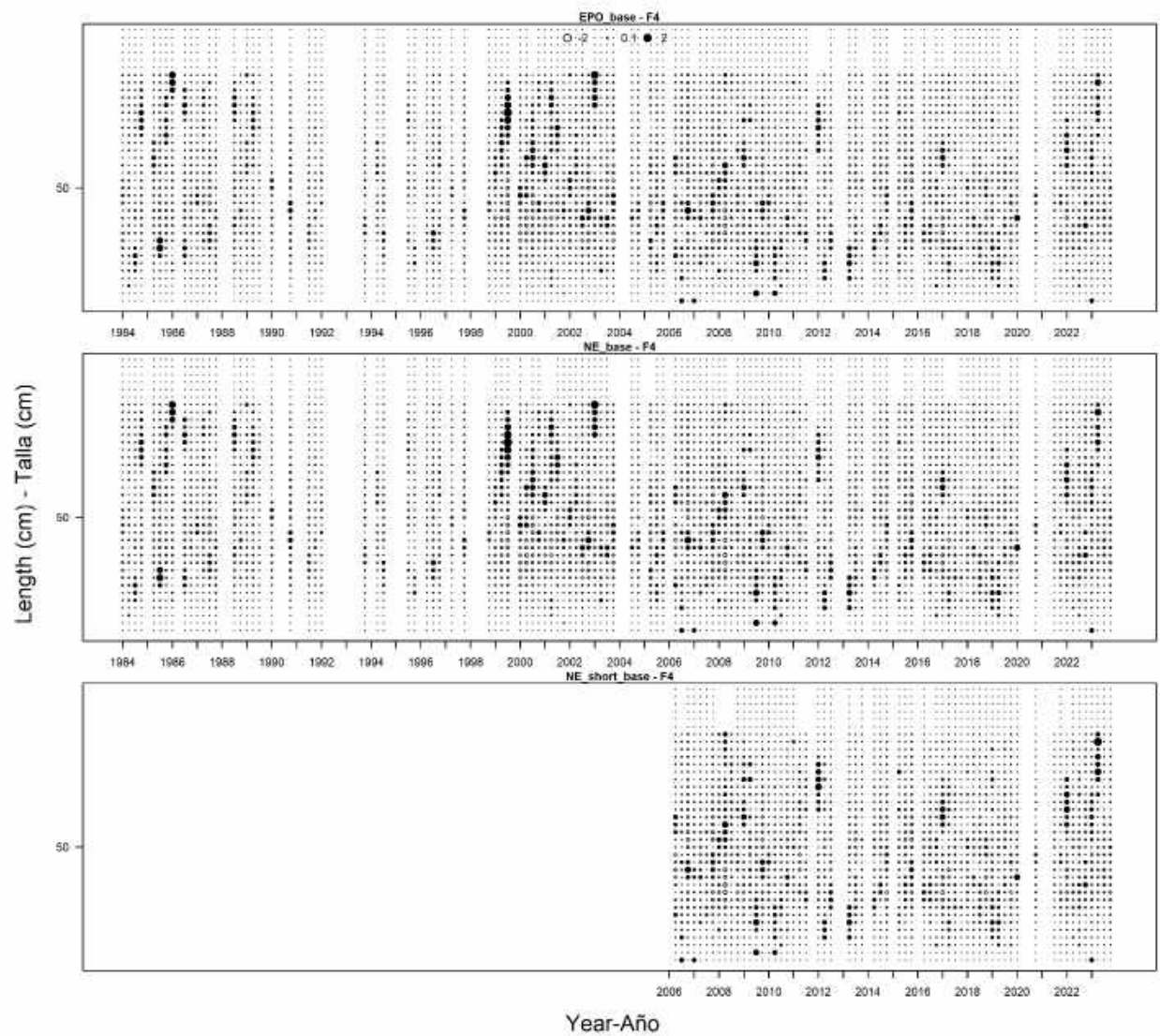


FIGURE 9c. Bubble plot: Pearson residuals for the length composition of the F4 OBJ fishery in the different models (with $h=1$).

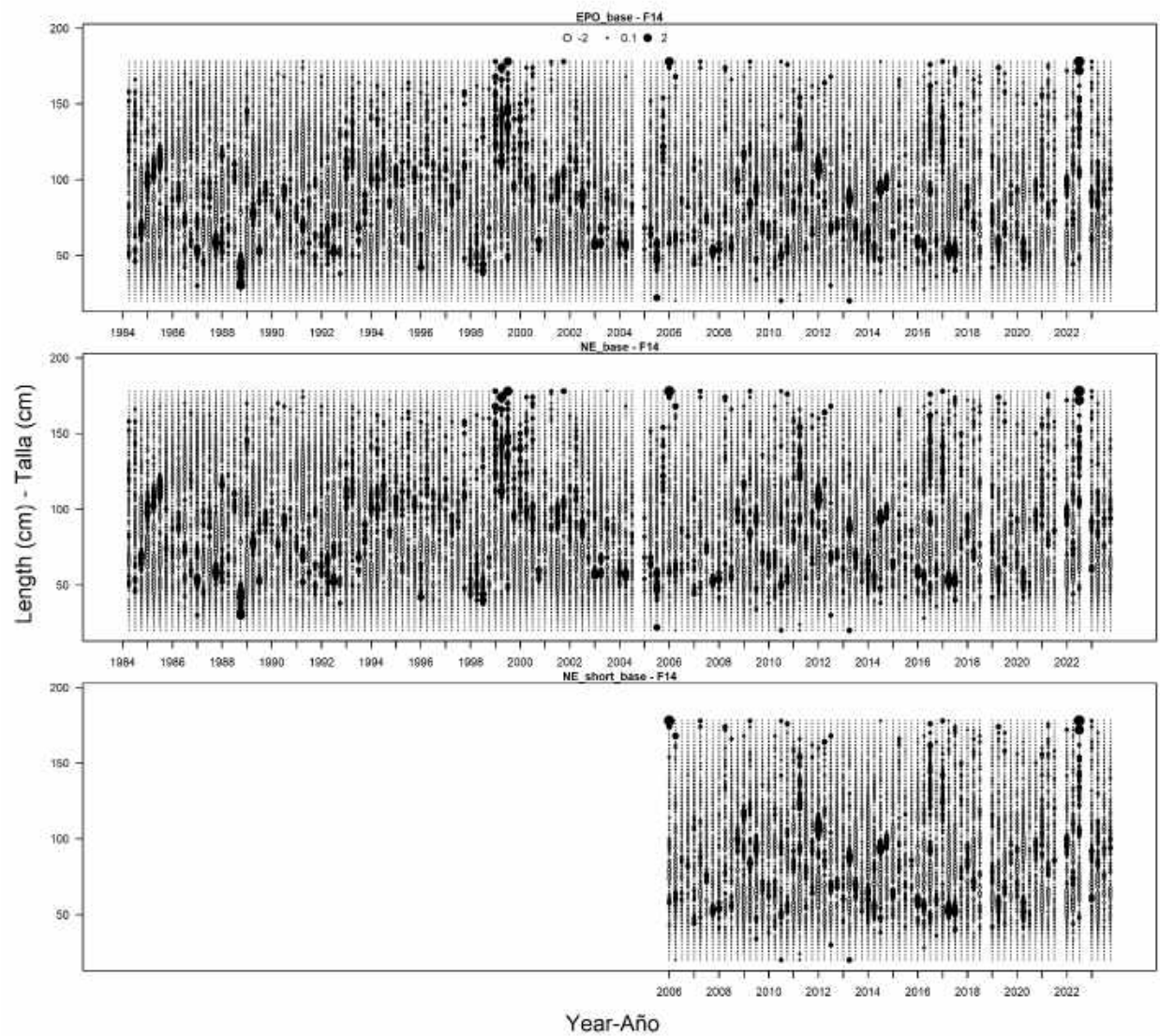


FIGURE 9d. Bubble plot: Pearson residuals for the length composition of the F14 DEL fishery in the different models (with $h=1$).

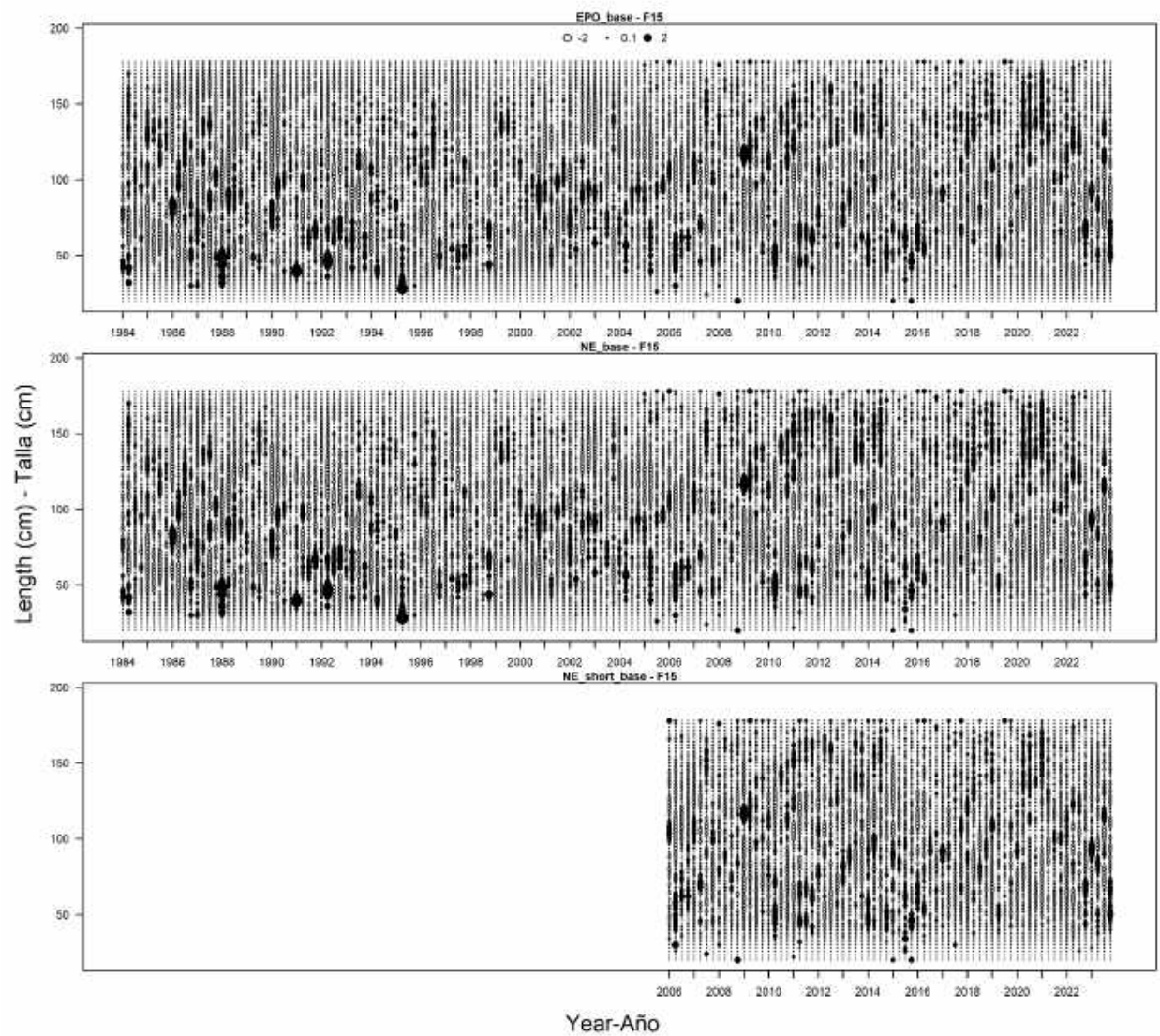


FIGURE 9e. Bubble plot: Pearson residuals for the length composition of the F15 DEL fishery in the different models (with $h=1$).

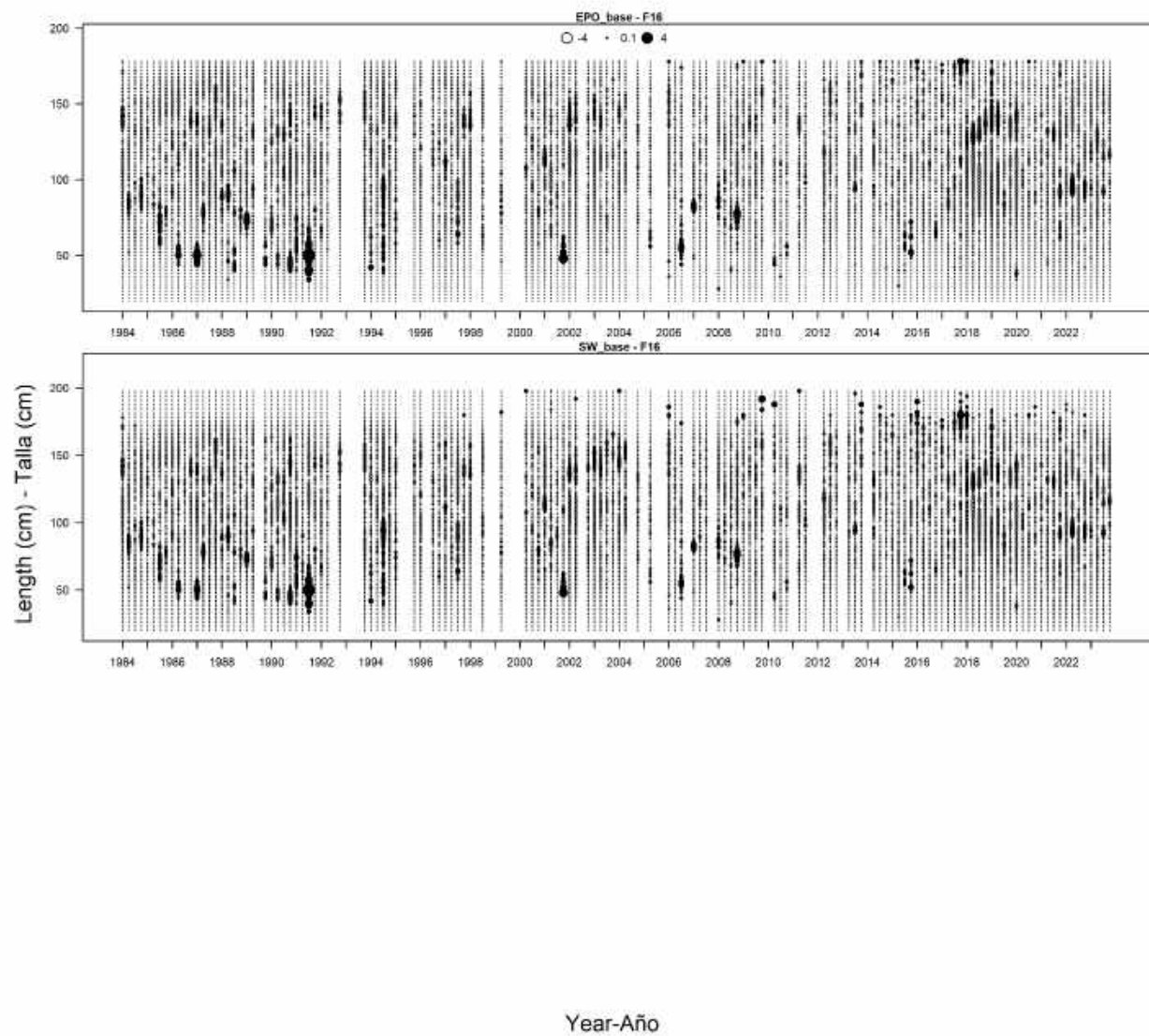


FIGURE 9f. Bubble plot: Pearson residuals for the length composition of the F16 DEL fishery in the different models (with $h=1$).

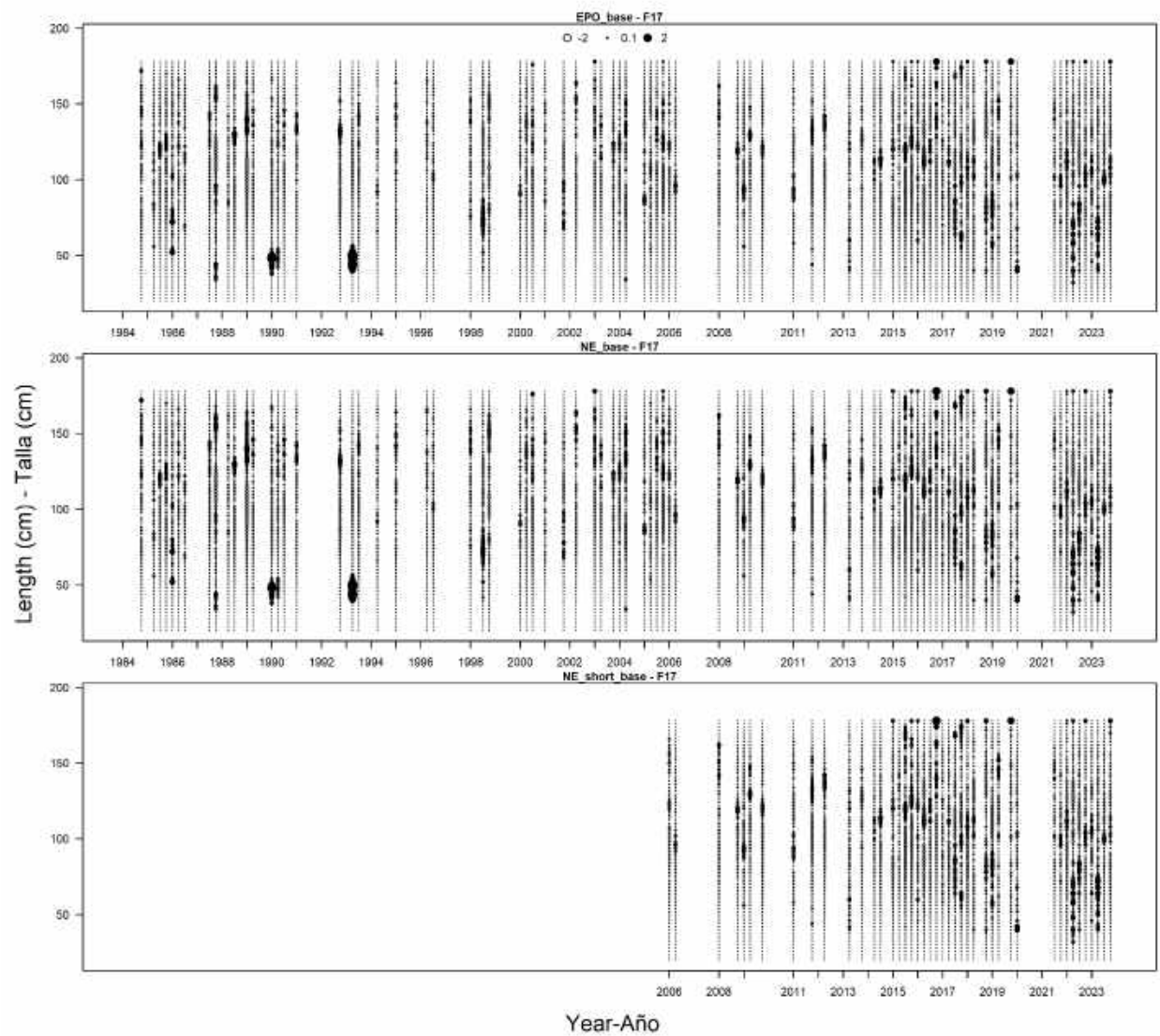


FIGURE 9g. Bubble plot: Pearson residuals for the length composition of the F17 DEL fishery in the different models (with $h=1$).

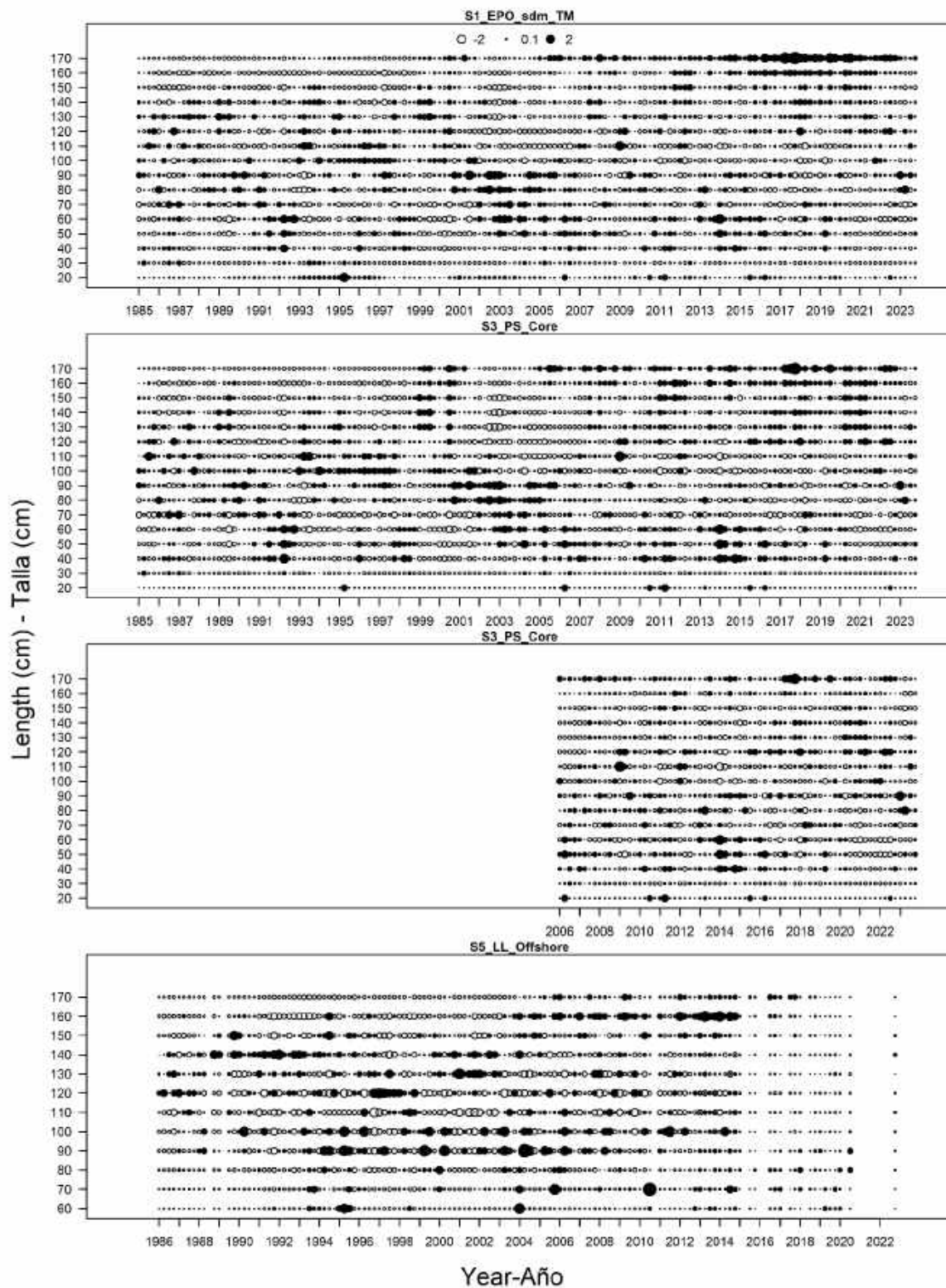


FIGURE 9h. Bubble plot: Pearson residuals for the length composition of the indices of abundance in the different models.

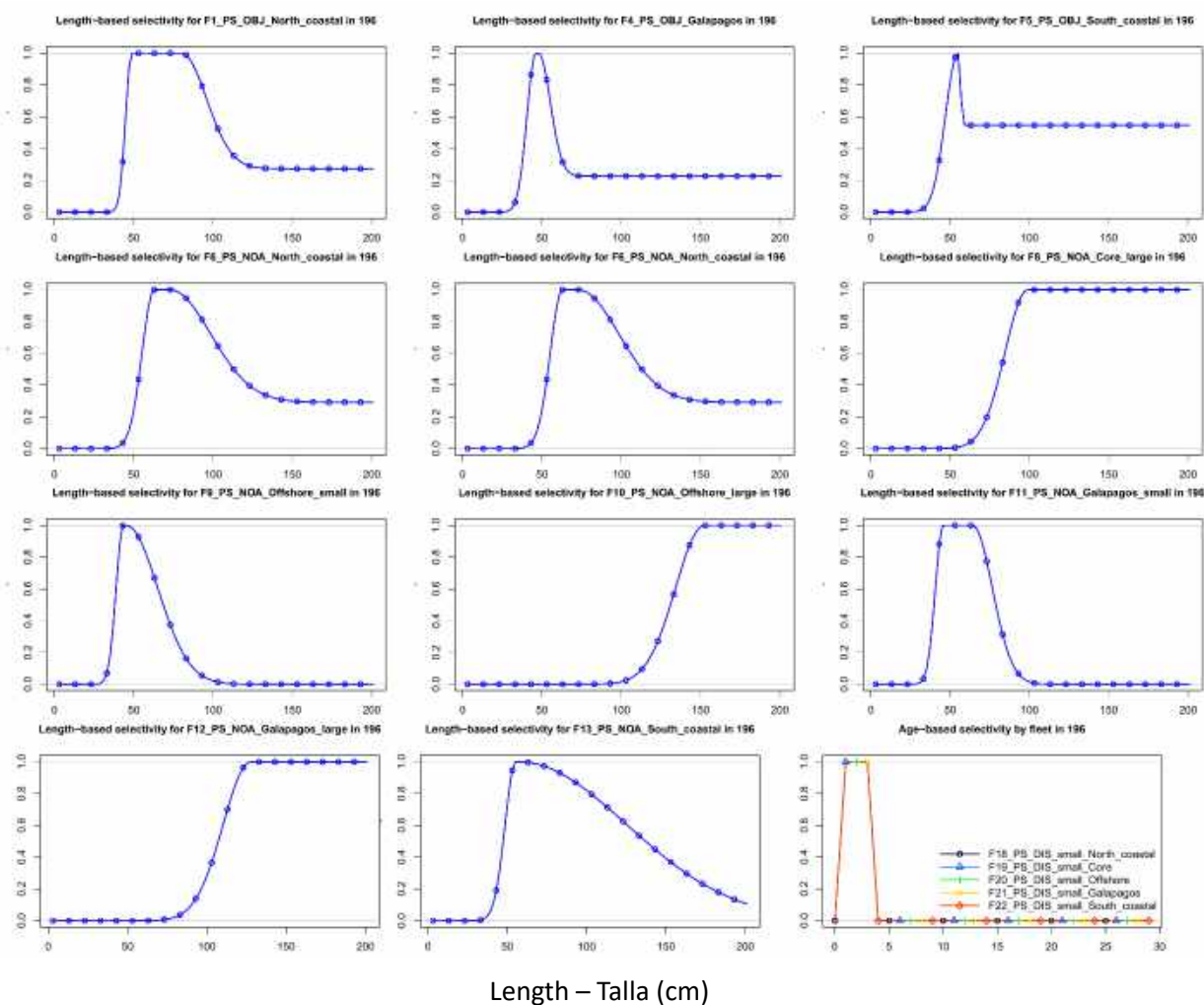


FIGURE 10a. Assumptions for fixed selectivity curves. The selectivities were estimated in the ancestral model and fixed in the other models, except for sorting discard fisheries (F18-F22) which were fixed in all models.

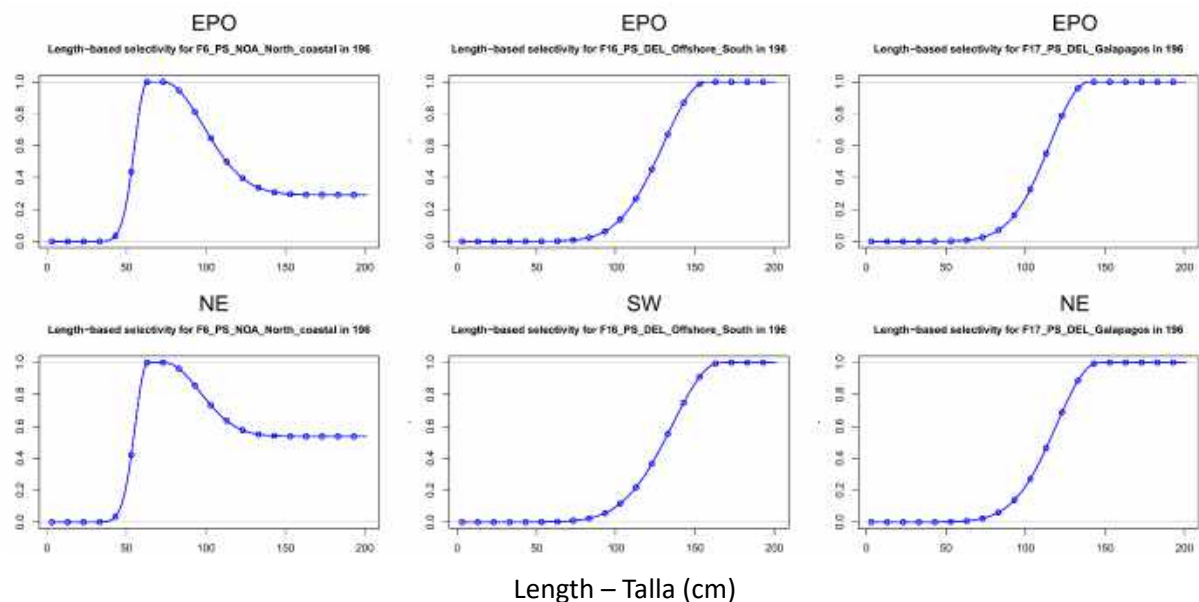


FIGURE 10b. Assumptions for selectivity curves for fleets whose length composition data had 0.2 weighting scalar in the risk analysis models.

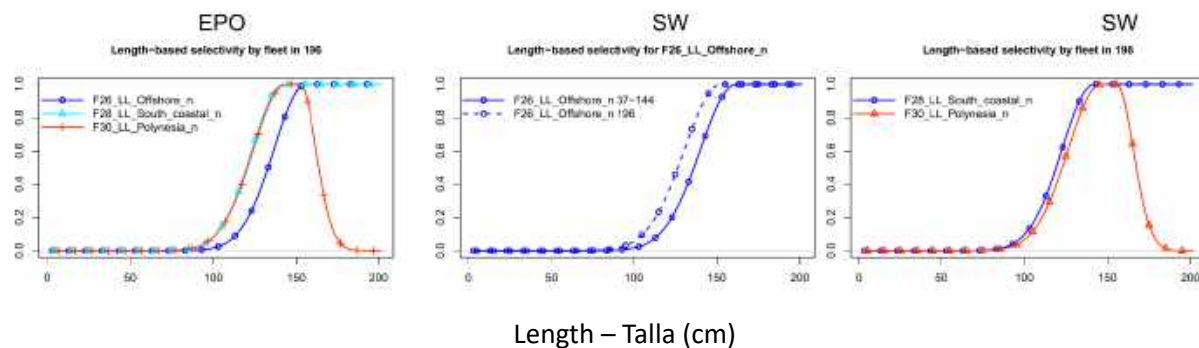


FIGURE 10c. Assumptions for selectivity curves for fleets whose length composition data had 0.2 weighting scalar in the SW models and 0 in the other models (longline fisheries).

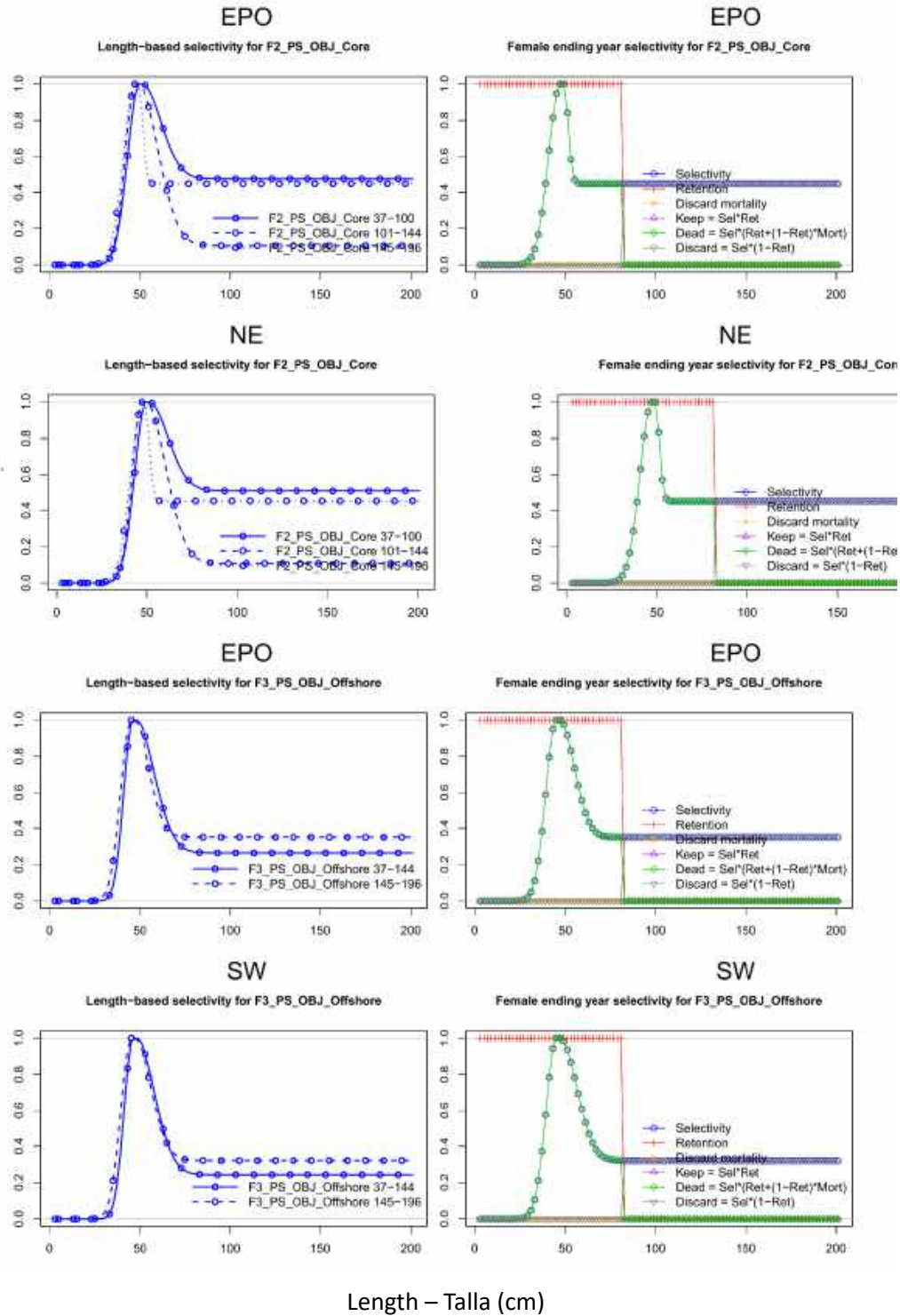


FIGURE 10d. Assumptions for selectivity and retention curves for purse-seine fisheries on floating object for fleets whose length composition data had 1 weighting scalar.

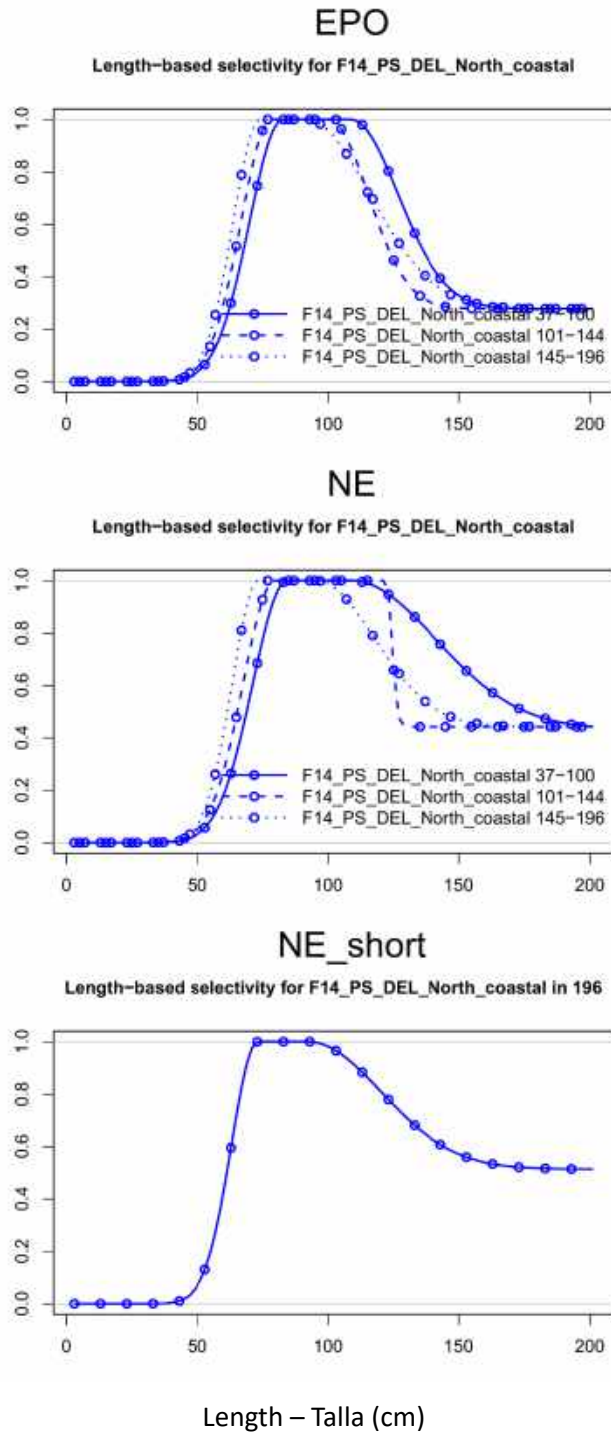


FIGURE 10e. Assumptions for selectivity curves for the purse-seine fishery associated with dolphins in the North coastal are F14 (weighting scalar = 1).

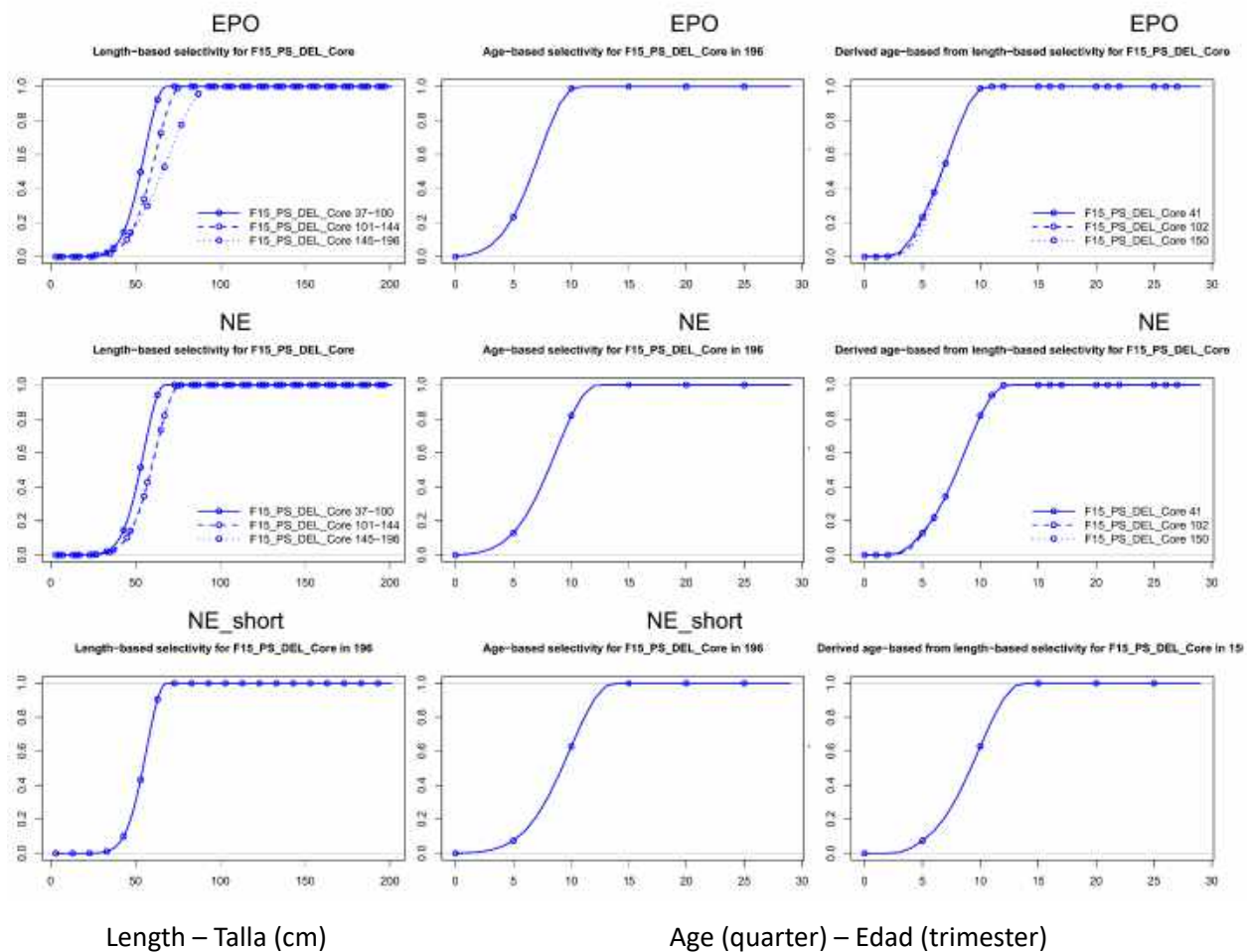


FIGURE 10f. Assumptions for selectivity curves for the purse-seine fishery associated with dolphins in the core area F15 (weighting scalar = 1). Selectivity was modelled as a combination of age selectivity and length selectivity.

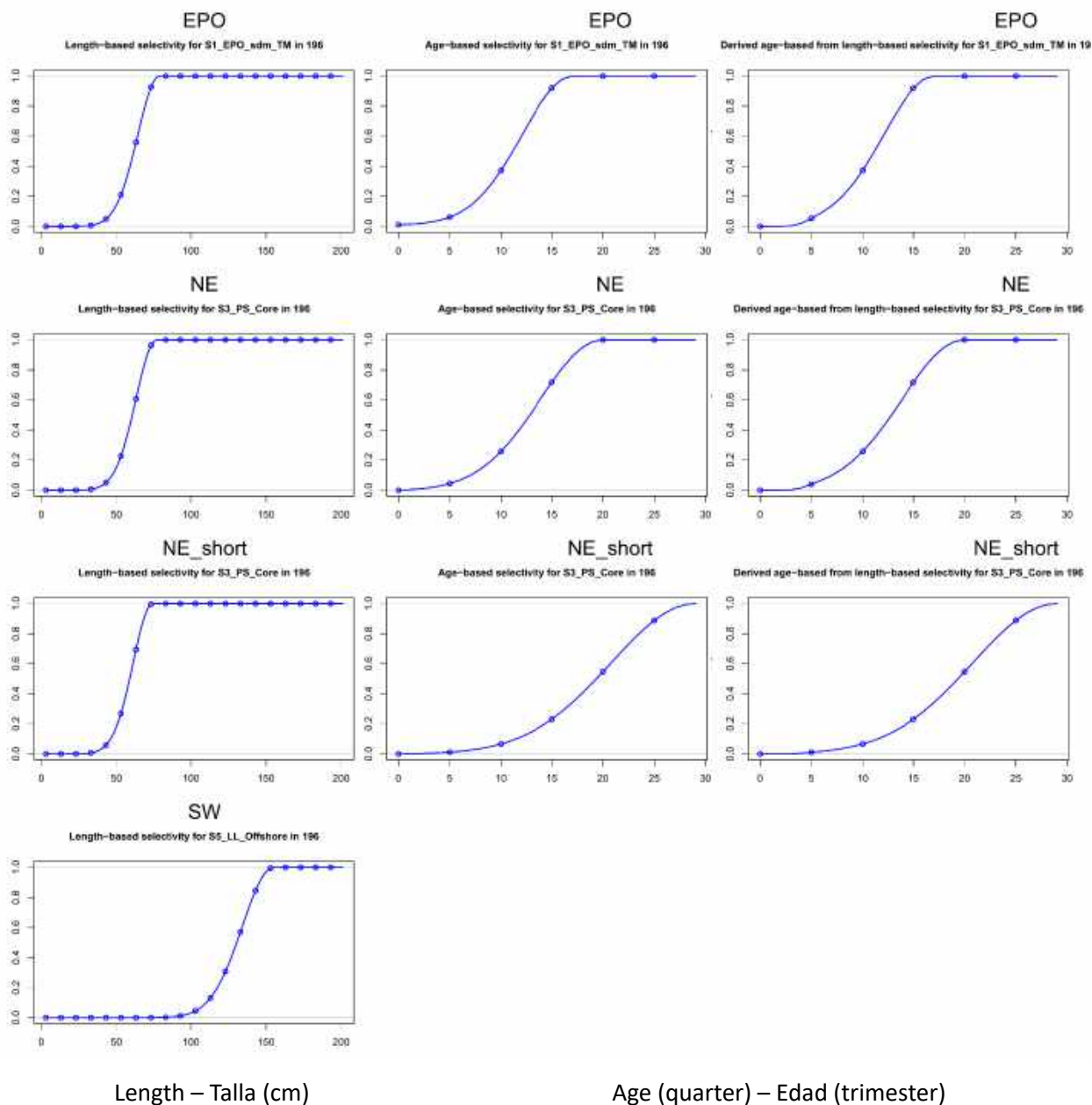


FIGURE 10g. Assumptions for selectivity for the indices of abundance. For the purse-seine indices (EPO, NE, NE_short) selectivity was modelled as a combination of age selectivity and length selectivity.

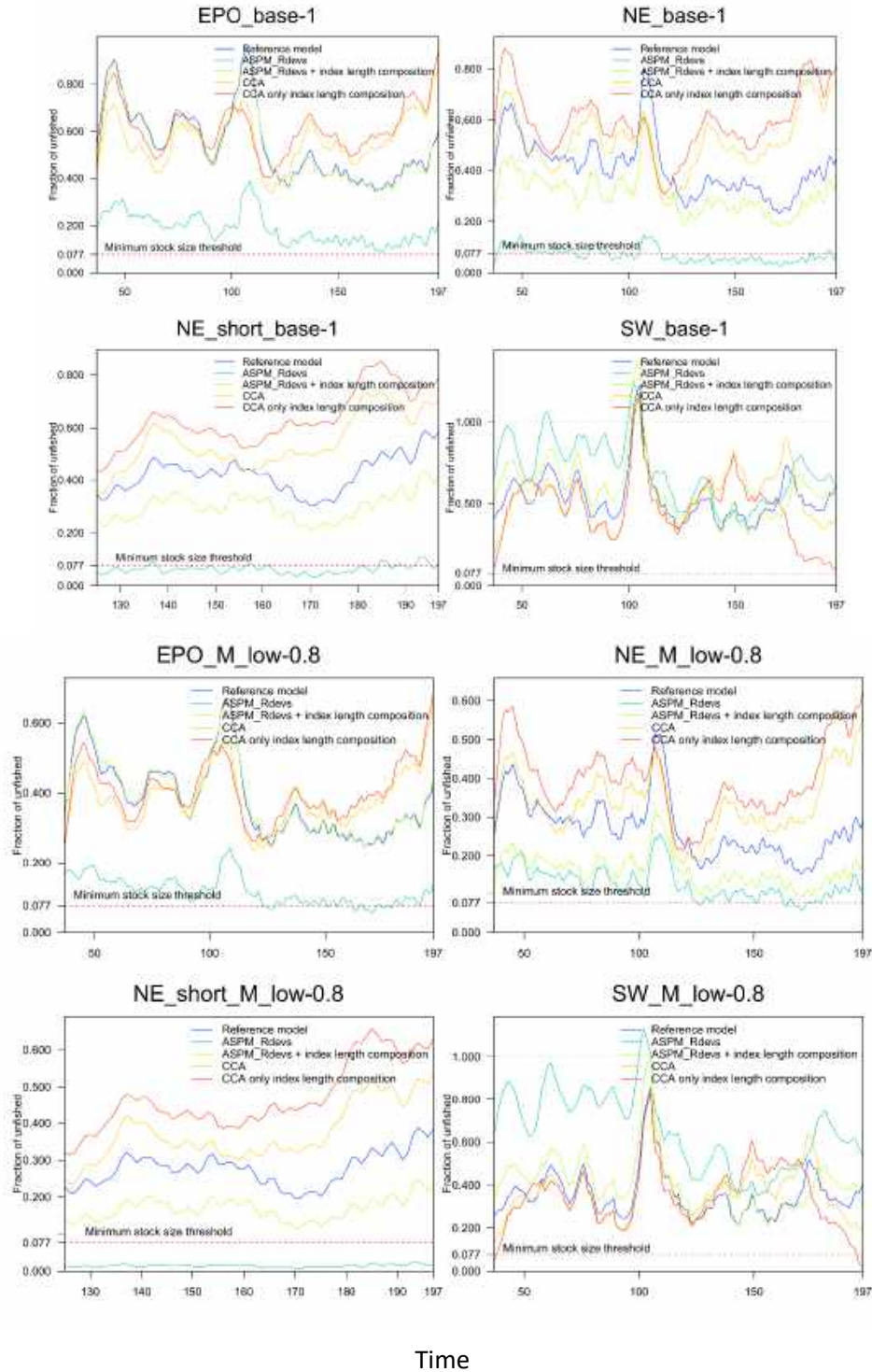


FIGURE 11a. Integrated model diagnostics: spawning biomass ratios of yellowfin tuna in the EPO estimated reference models and the corresponding diagnostic models (ASPM-dev, CCA). The lines represent the maximum likelihood estimate (MLE). The red dotted line at 0.077 indicates $S=S_{LIMIT}$.

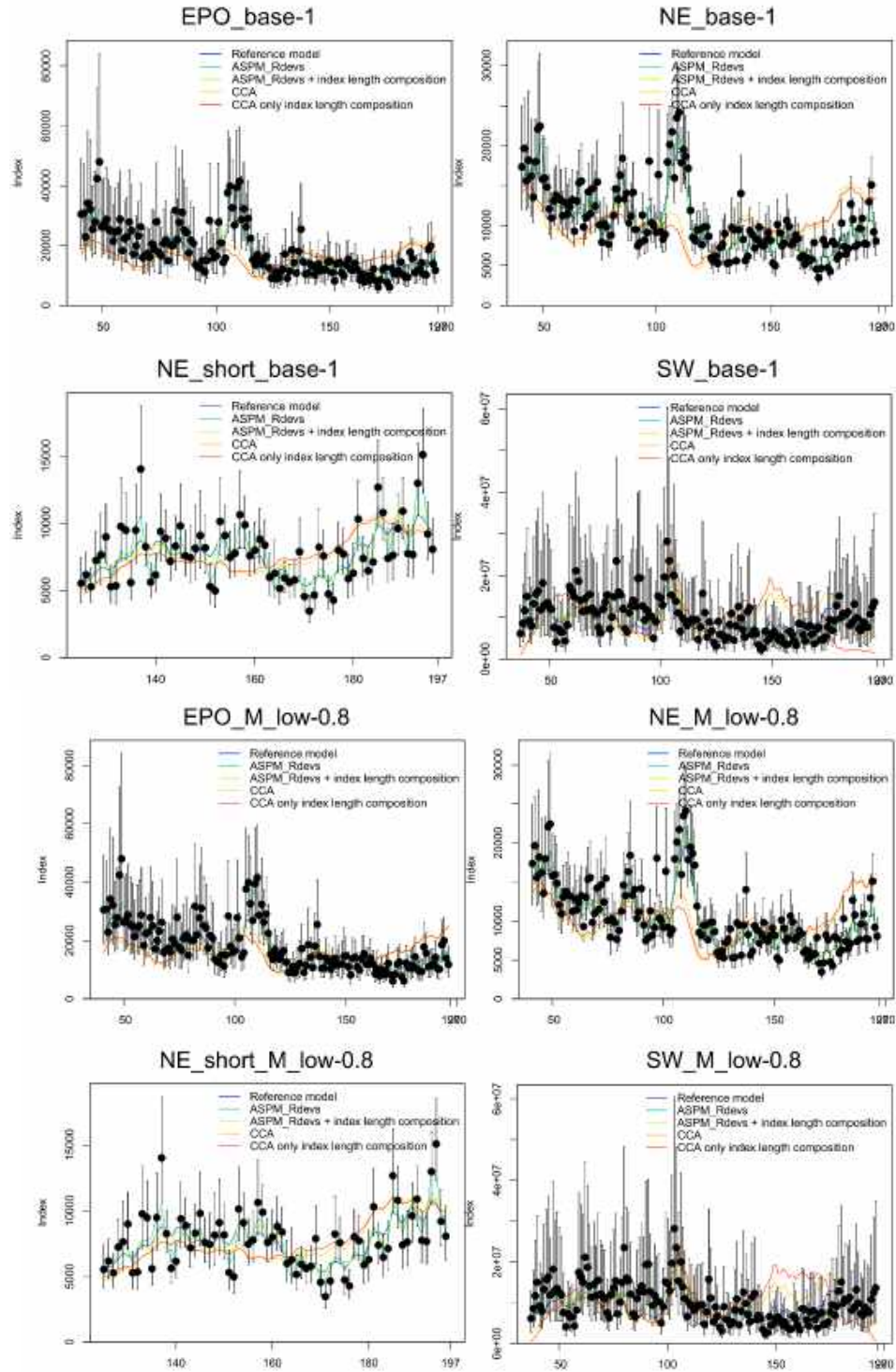
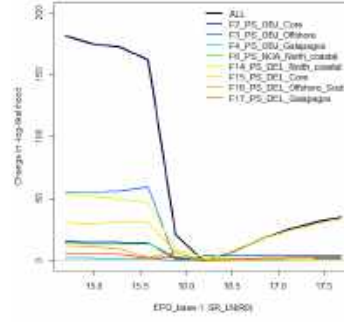
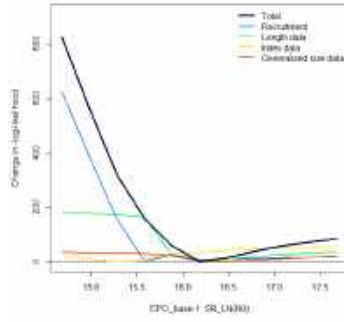
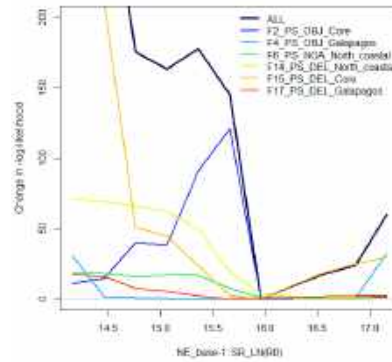
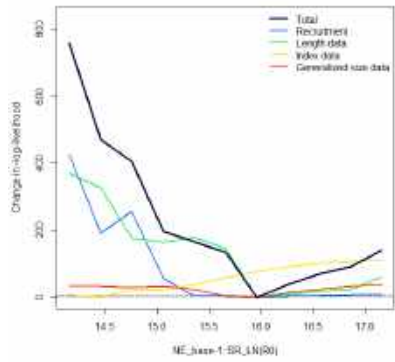


FIGURE 11b. Integrated model diagnostics: fits to indices of abundance estimated by each reference model and the corresponding diagnostic models. The lines represent the maximum likelihood estimates (MLE), the dots are the observed values.

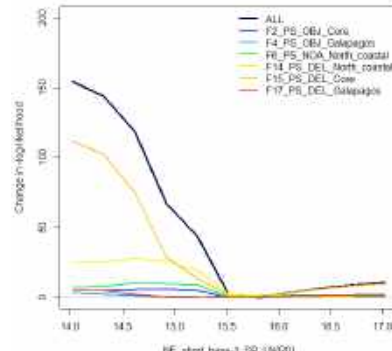
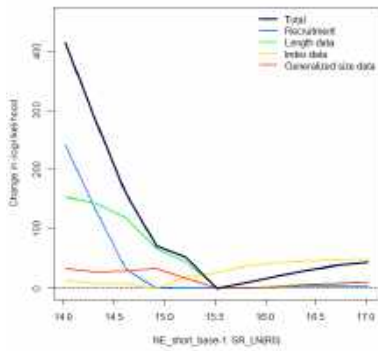
EPO_base-1



NE_base-1



NE_short_base-1



SW_base-1

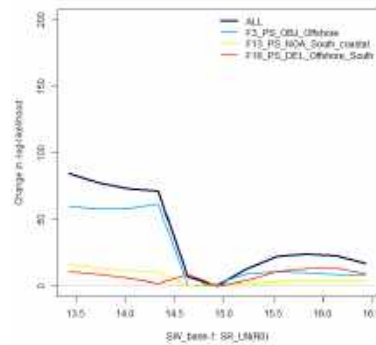
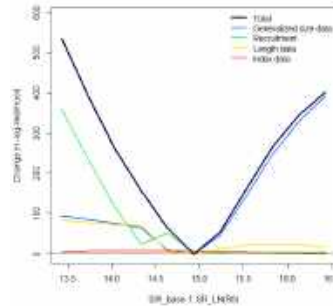
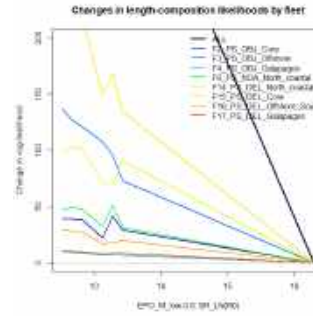
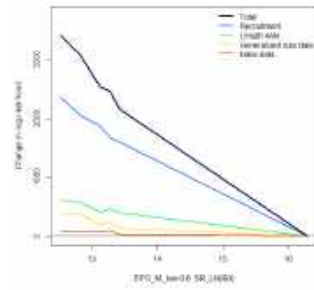
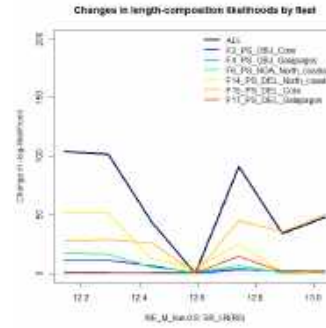
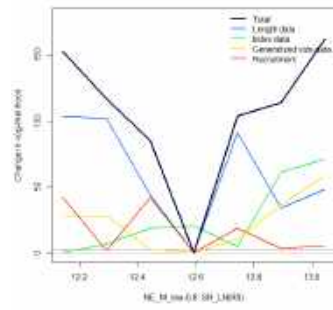


FIGURE 11c. R0 profile: likelihood profile for $\ln R_0$ (scaling parameter) for base-1 reference models for yellowfin tuna in the EPO.

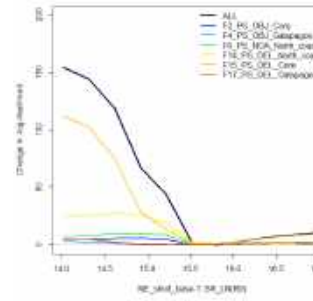
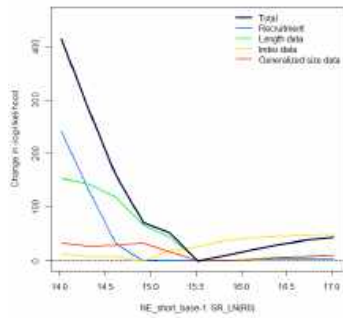
EPO_M_low-0.8



NE_M_low-0.8



NE_short_M_low-0.8



SW_M_low-0.8

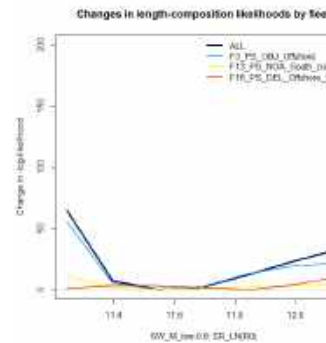
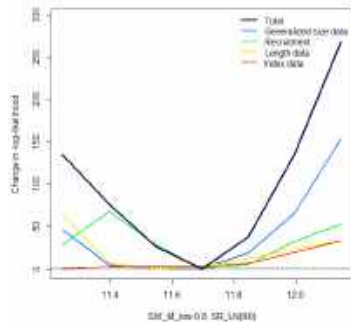


FIGURE 11d. R0 profile: likelihood profile for $\ln R_0$ (scaling parameter) for M_low-08. reference models for yellowfin tuna in the EPO.

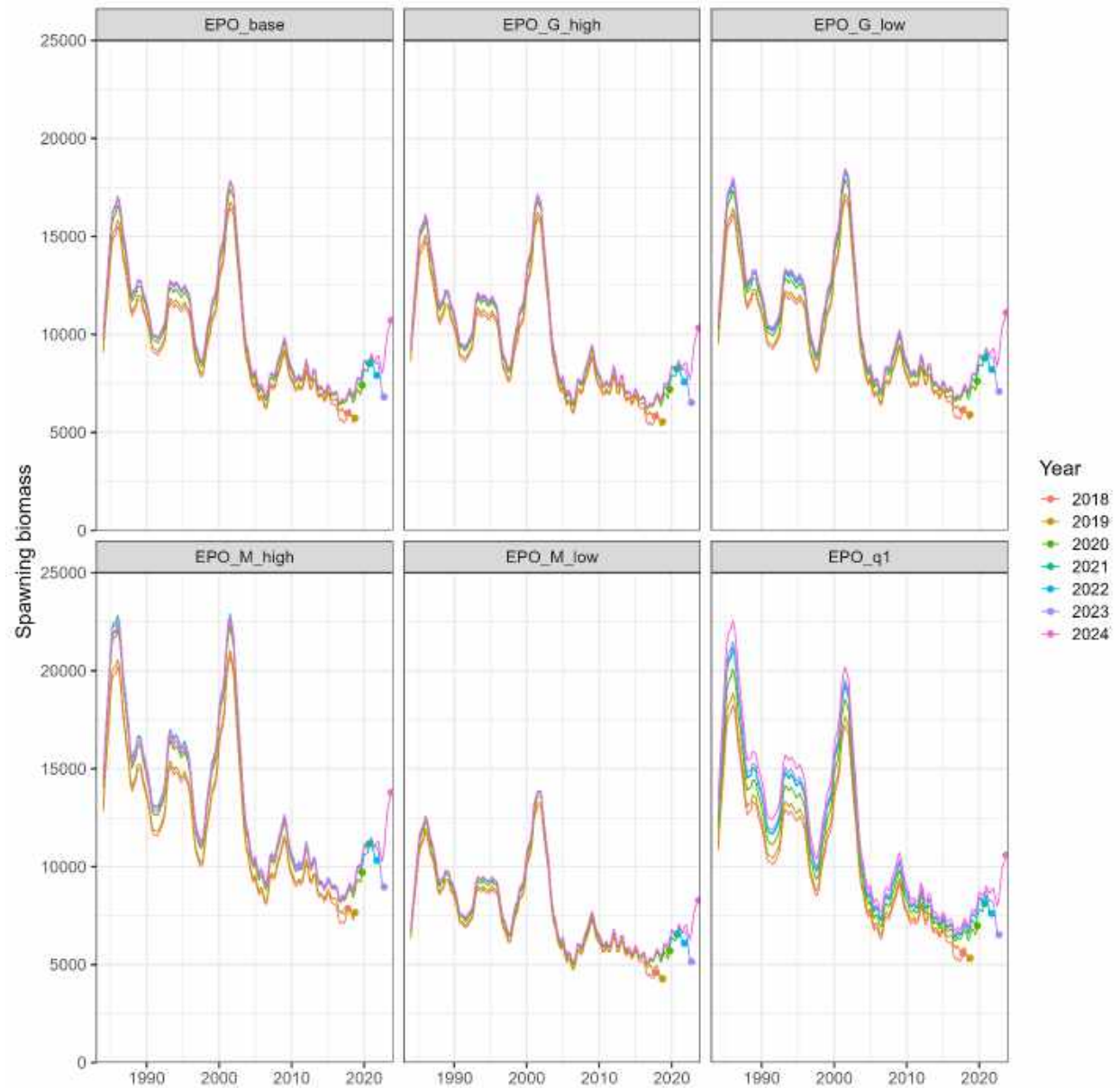


FIGURE 11e. Retrospective analysis for EPO models with $h=1$.

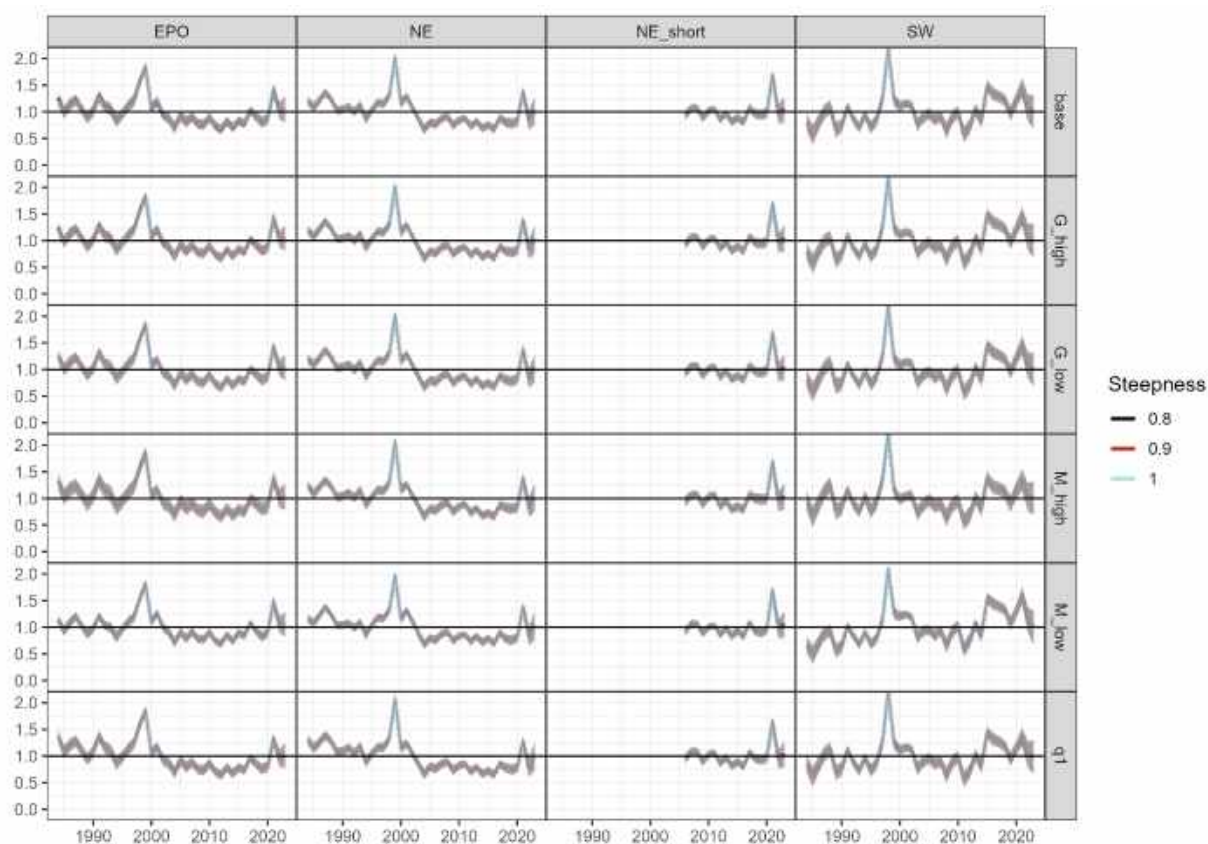


FIGURE 12a. Comparison of estimated relative annual recruitment of yellowfin tuna for each hypothesis of stock structure and level 2 hypothesis with 80% confidence intervals. The panels have the results for each steepness values (level 3).

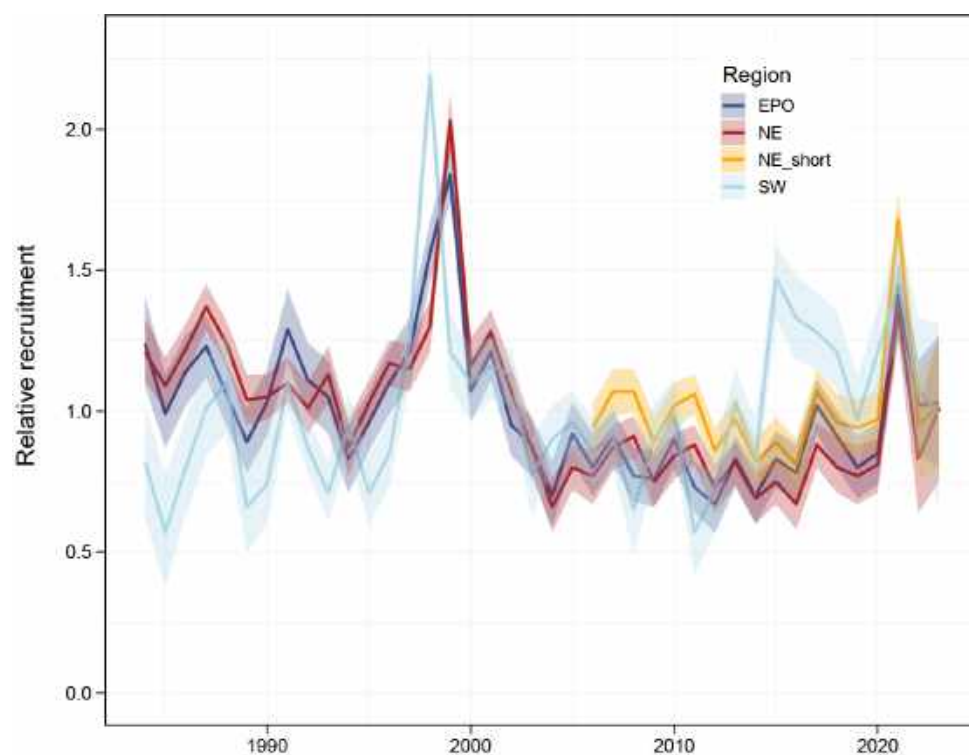


FIGURE 12b. Comparison of multi-model estimates of relative annual recruitment of yellowfin tuna for each hypothesis of stock structure

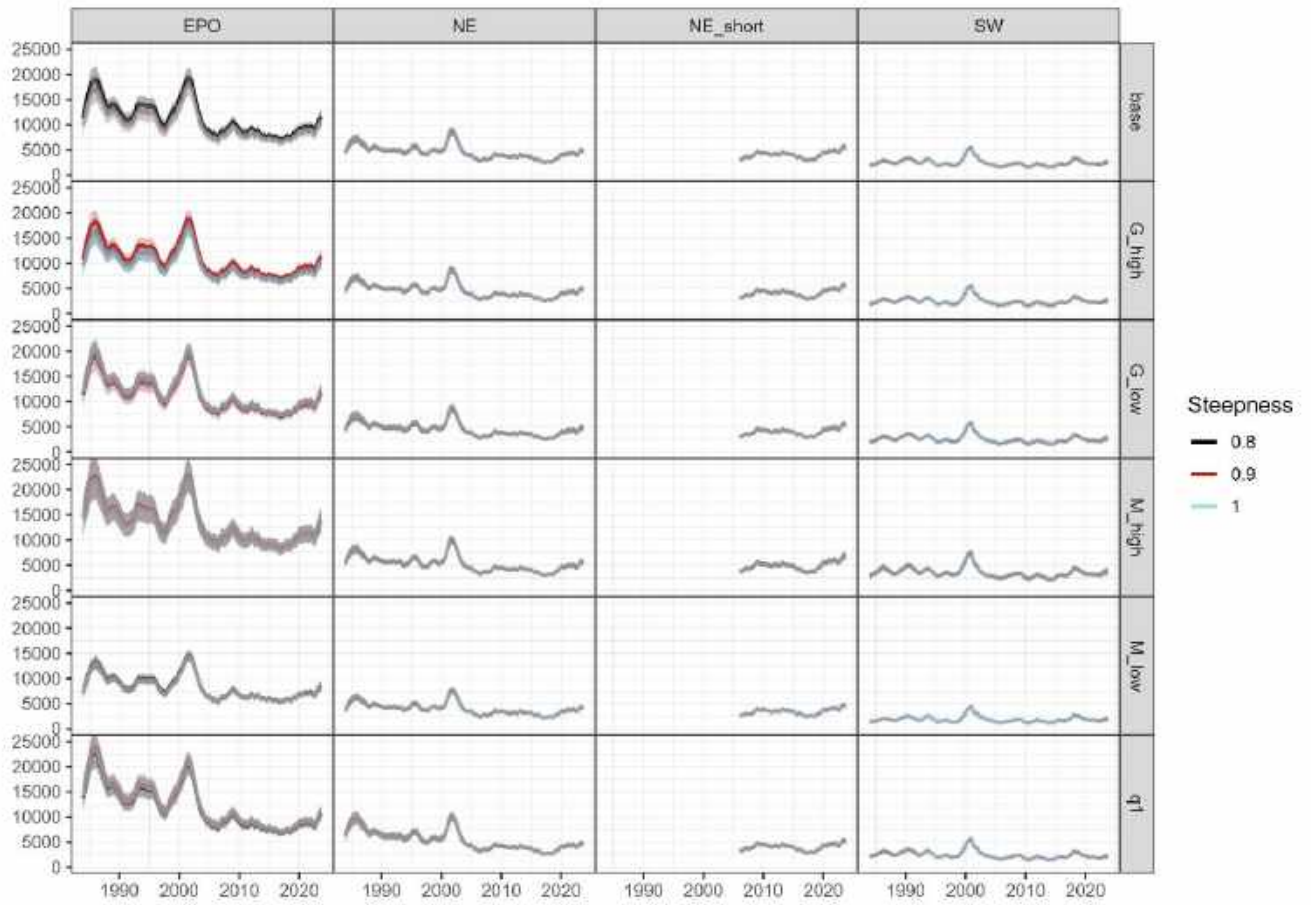


FIGURE 13a. Comparison of estimated spawning biomass of yellowfin tuna for each hypothesis of stock structure and level 2 hypothesis with 80% confidence intervals. The panels have the results for each steepness values (level 3).

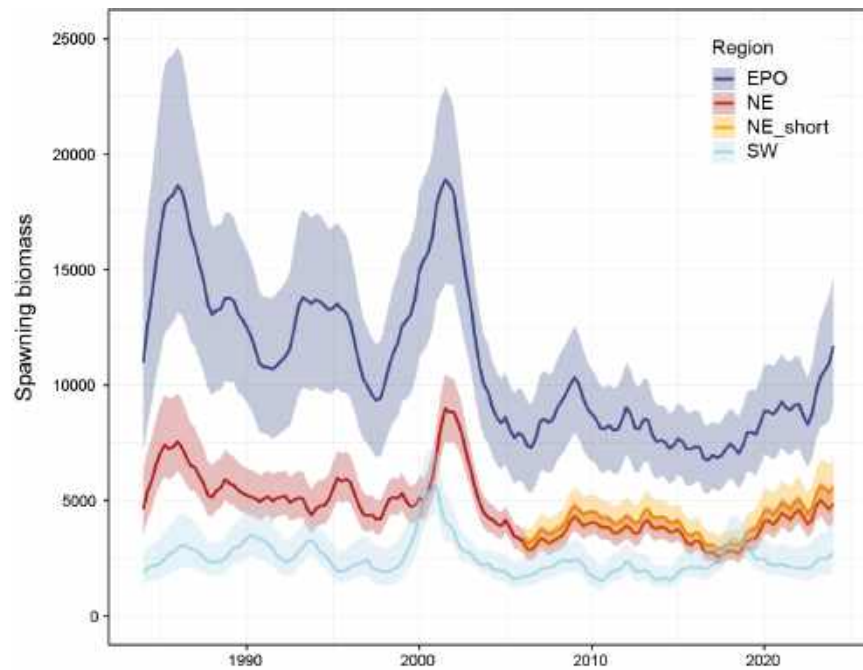


FIGURE 13b. Comparison of multi-model estimated spawning biomass of yellowfin tuna for each hypothesis of stock structure with 80% confidence intervals.

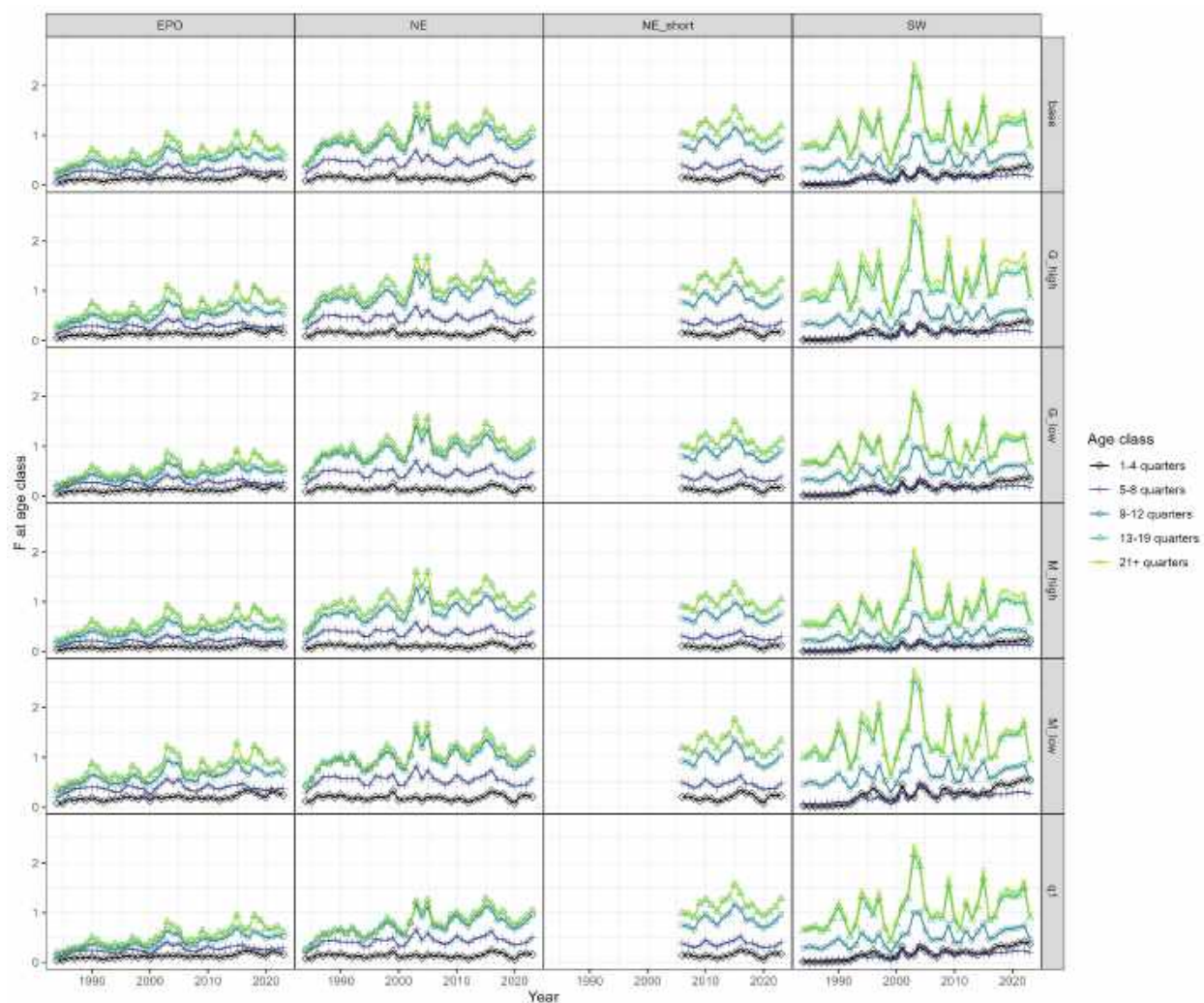


FIGURE 14a. Comparison of average annual fishing mortality of yellowfin by age group for each stock structure hypothesis (level 1) and level 2 hypothesis. The values for each model and age group are weighted across the steepness values (level 3).

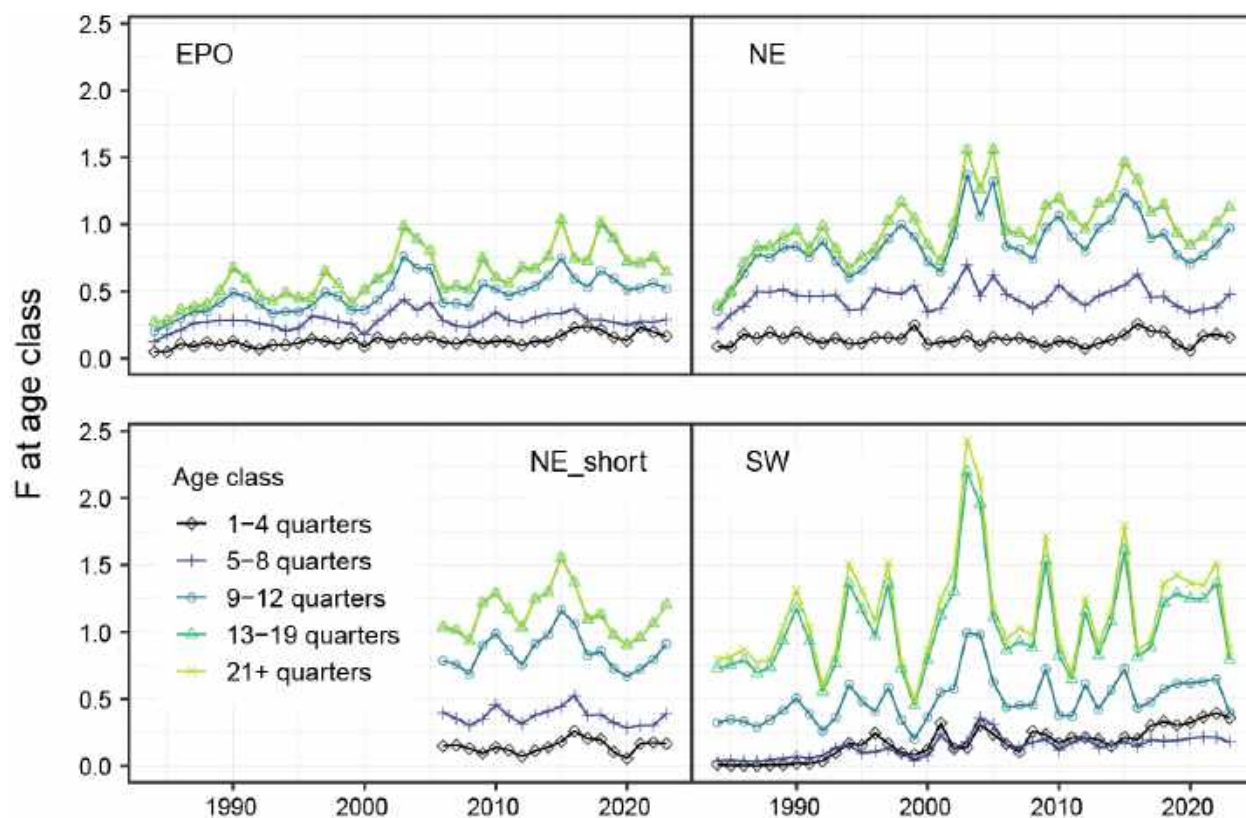


FIGURE 15b. Annual fishing mortality at age (sum of the four quarterly estimates within a year) of yellowfin by age group for each hypothesis of spatial structure (level 1). The values for each age group are weighted across level 2 and level 3 hypotheses.

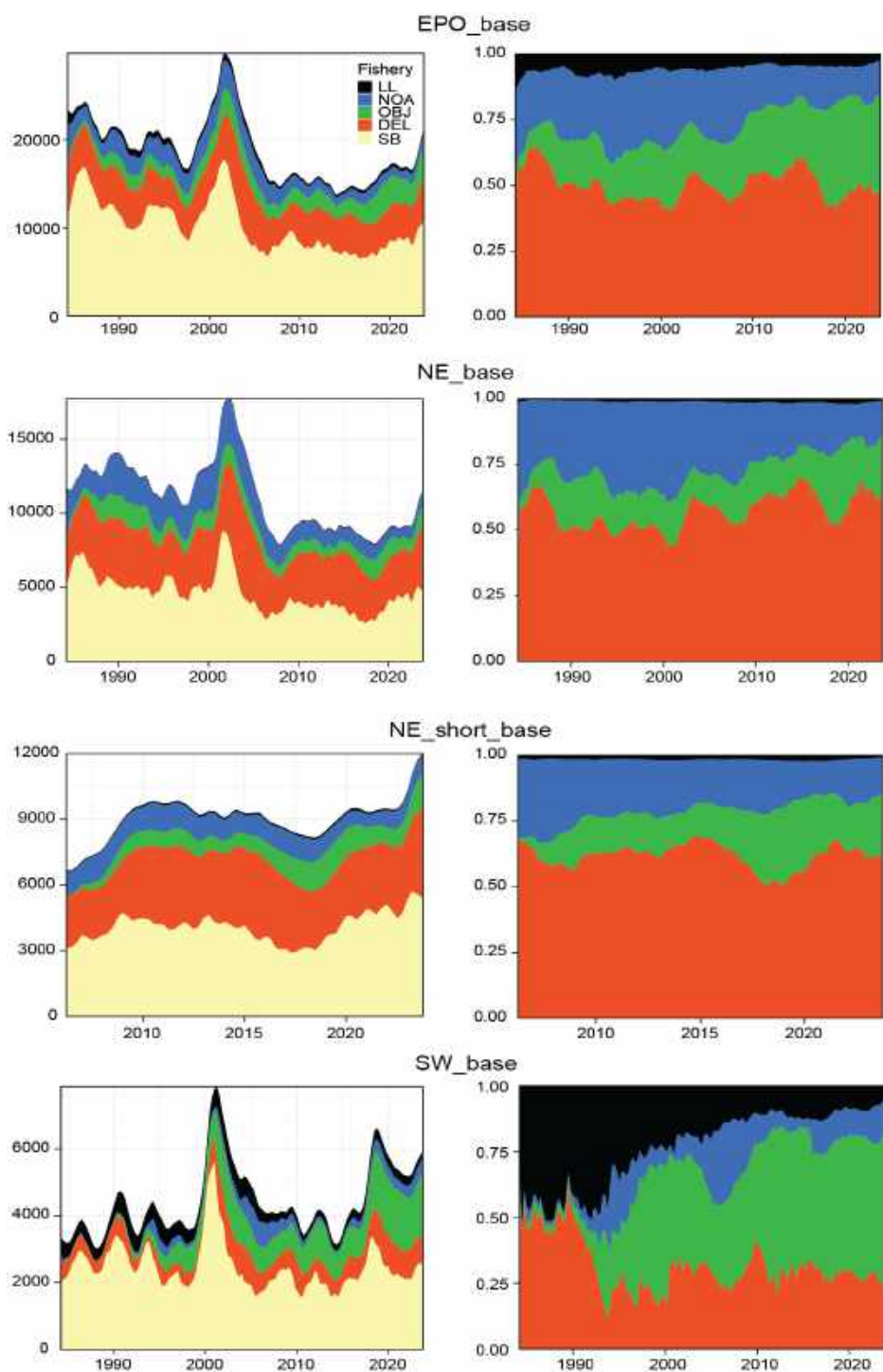


FIGURE 16. Impact of the different fishing methods on the spawning biomass. Left panels: comparison of spawning biomass trajectory of a simulated population of yellowfin tuna that was never exploited (colored area) and that predicted by the stock assessment model (SB, yellow shaded area), and the impact of each fishing method (purse-seine on floating objects OBJ, also includes sorting discards and pole and line, purse-seine associated with dolphins DEL, purse-seine unassociated NOA and longline LL fisheries) for each stock structure hypothesis calculated from the base reference models with steepness of 1. Right panels: Proportional impacts.

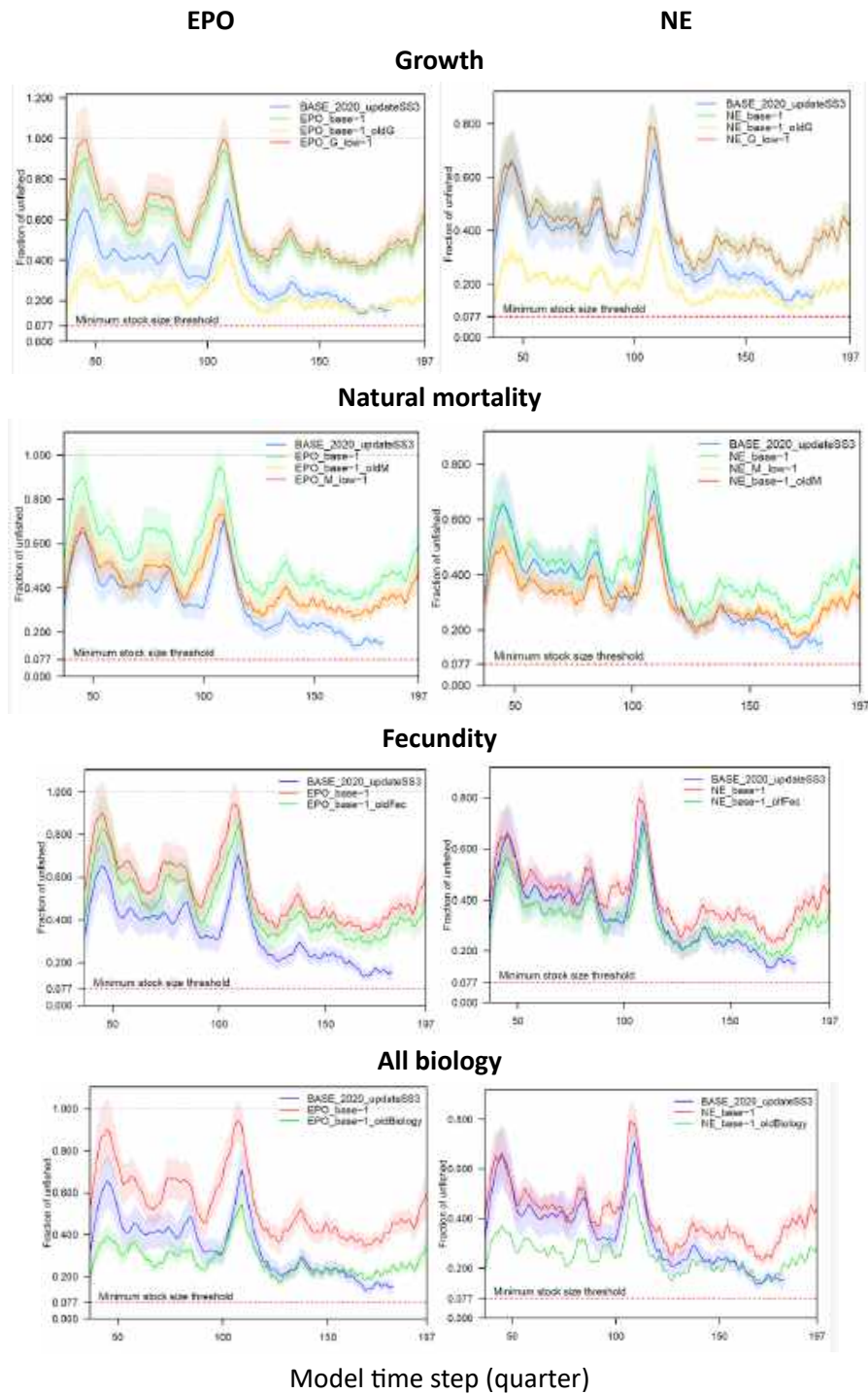


FIGURE 17a. Bridging: comparison of estimates of spawning biomass ratio when using assumptions from the 2020 benchmark assessment.

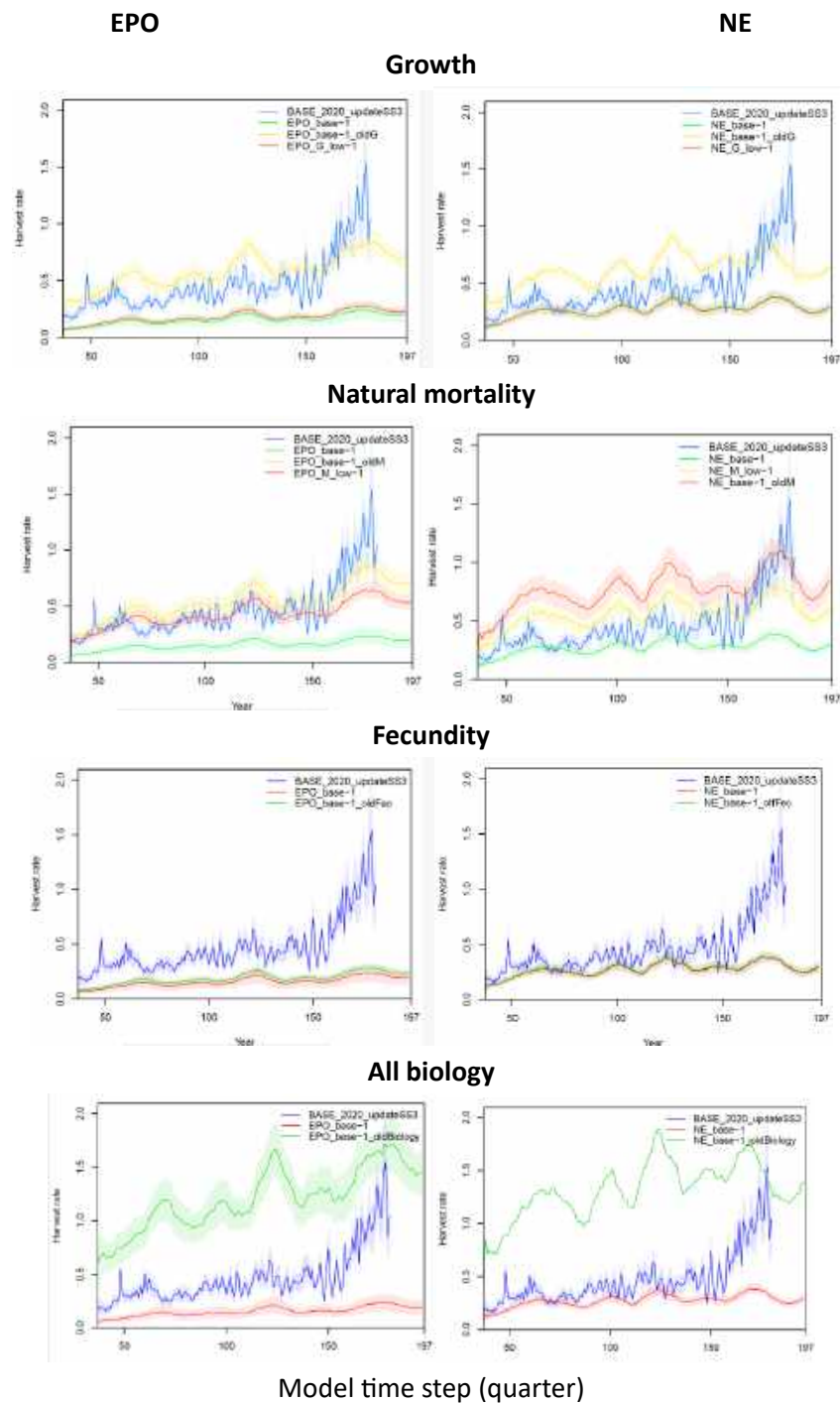


FIGURE 17b. Bridging: comparison of estimates of proxy for fishing mortality when using assumptions from the 2020 benchmark assessment.

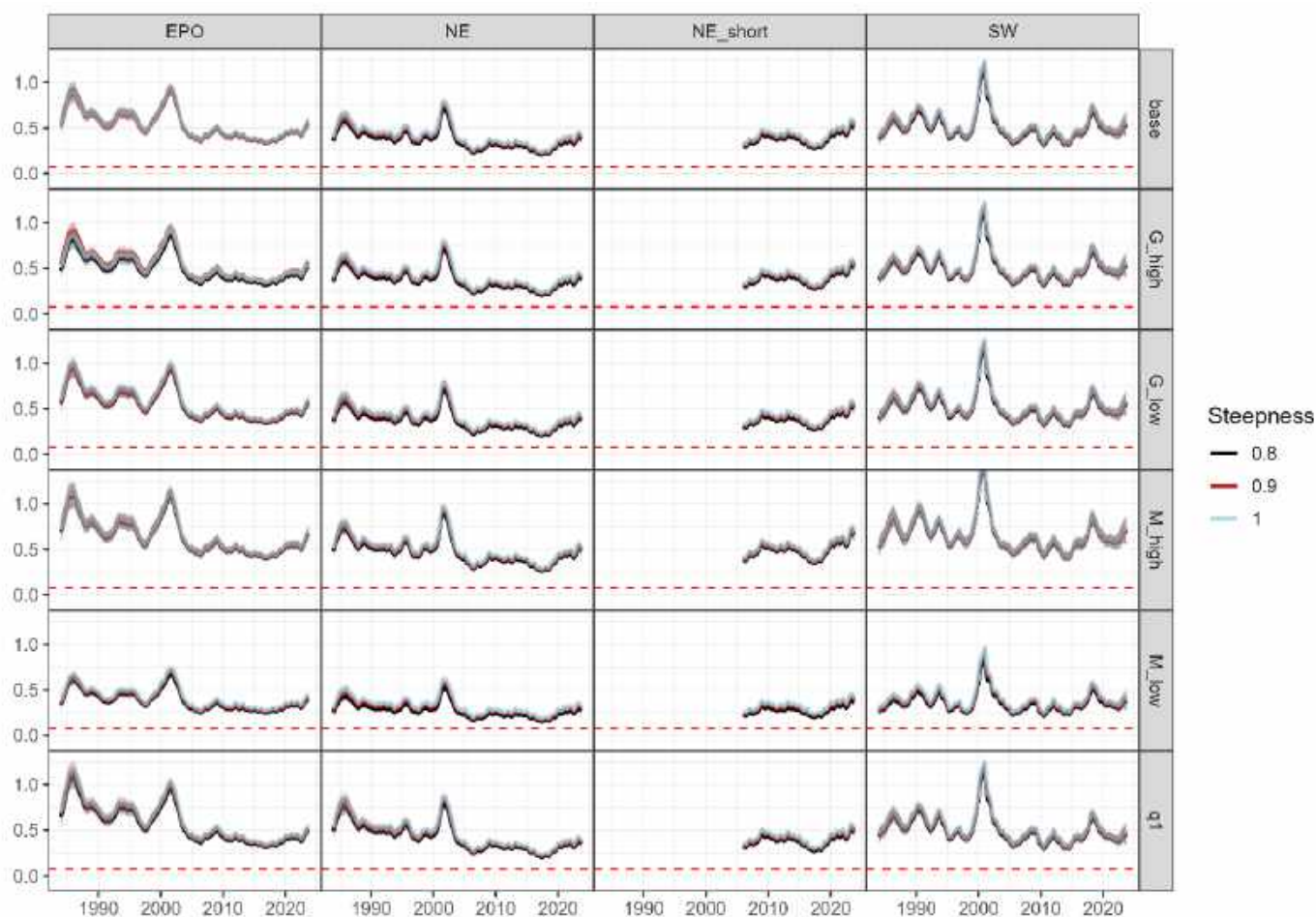


FIGURE 18a. Comparison of estimated spawning biomass ratio of yellowfin tuna for each hypothesis of stock structure and level 2 hypothesis with 80% confidence intervals. The panels have the results for each steepness values (level 3). The dashed line indicates the spawning biomass limit reference point of 0.077.

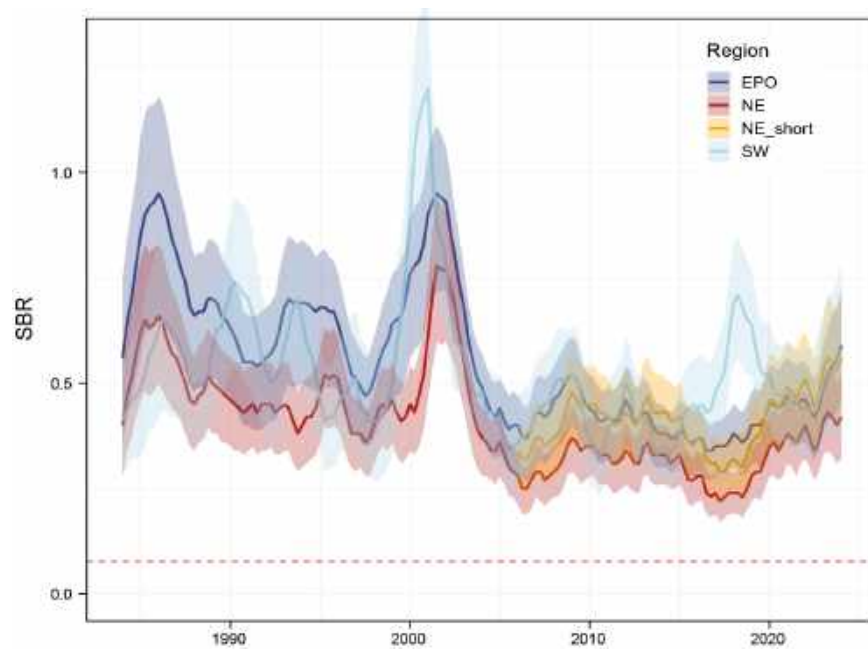


FIGURE 18b. Comparison of multi-model estimated spawning biomass ratio (spawning biomass over equilibrium virgin spawning biomass) of yellowfin tuna for each hypothesis of spatial structure with 80% confidence intervals. The red dashed line (at 0.077) indicates the SBR at the limit reference point S_{LIMIT} .

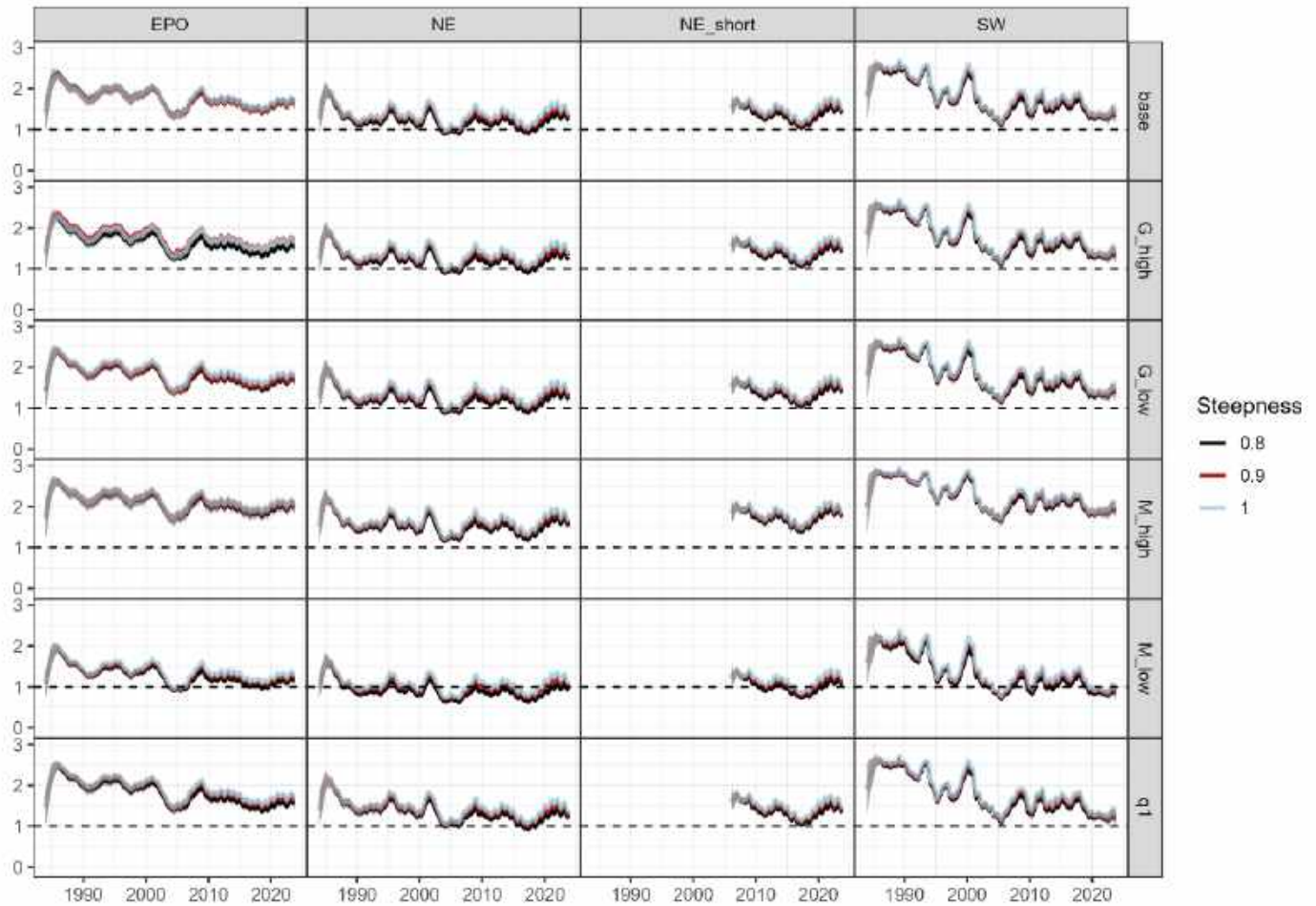


FIGURE 19a. Comparison of estimated ratio of S to $30\%S_d$ of yellowfin tuna for each hypothesis of stock structure and level 2 hypothesis with 80% confidence intervals. The panels have the results for each steepness values (level 3).

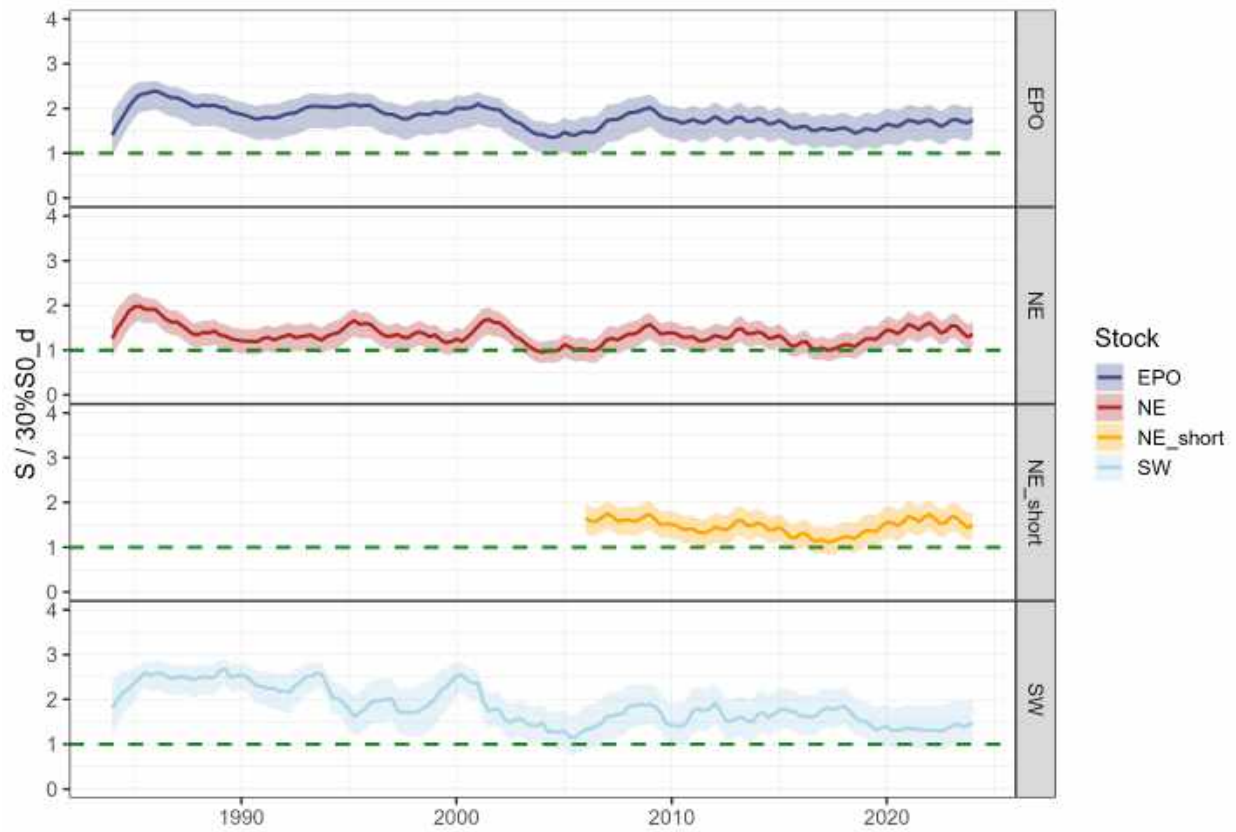


FIGURE 19b. Comparison of multi-model estimates of the ratio of S to $30\%S_d$ of yellowfin tuna for each hypothesis of stock structure.

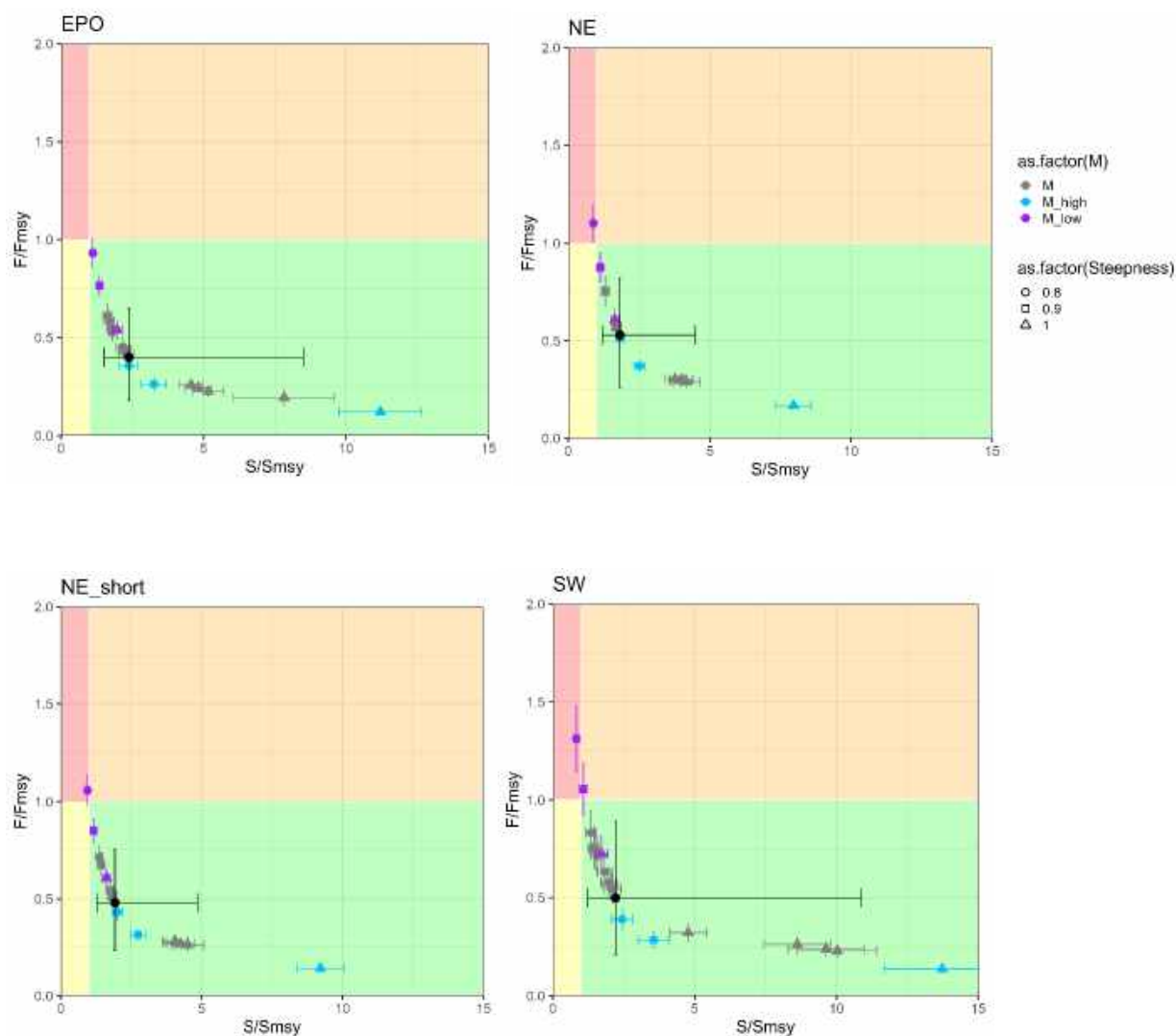


FIGURE 20a. Kobe plot of the most recent estimates of spawning biomass (S) and fishing mortality (F) relative to their MSY reference points (S_{MSY_d} and F_{MSY}) for each stock structure. Each dot is based on the average F over the most recent three years, 2021-2023, and the S for the first quarter of 2024 and the error bars represent the 80% confidence interval of model estimates. The black dot and error bars represent the medium and 80% confidence interval of combined values, respectively Estructura.

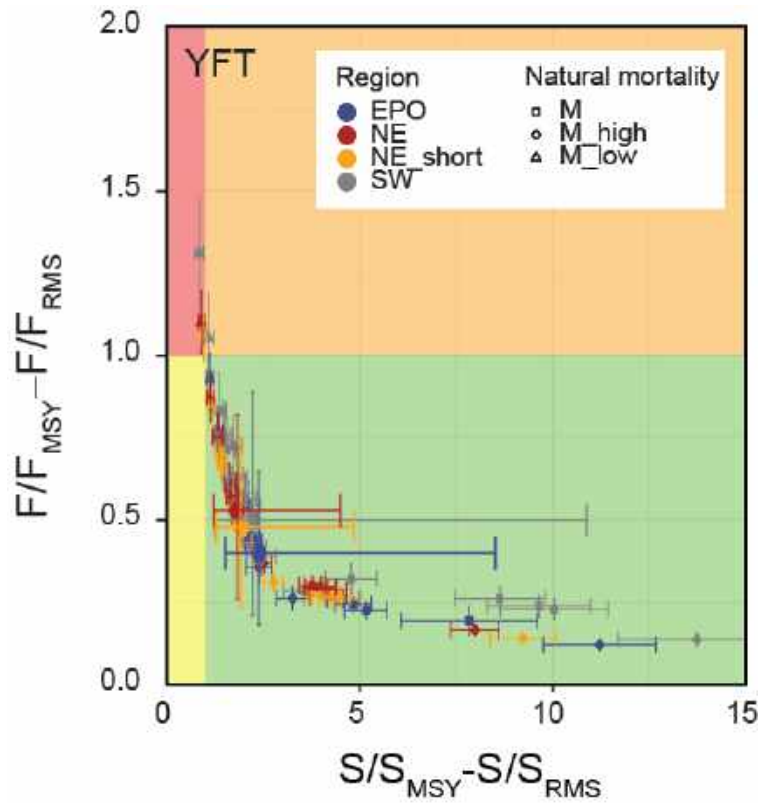


FIGURE 20b. Kobe plot of the most recent estimates of spawning biomass (S) and fishing mortality (F) relative to their target reference points (S_{MSY_d} and F_{MSY}) for each hypothesis of spatial structure. Each dot is based on the average F over the most recent three years, 2021-2023, and the S for the first quarter of 2024 and the error bars represent the 80% confidence interval of model estimates. The larger dots represent the combined result for each spatial structure hypothesis.

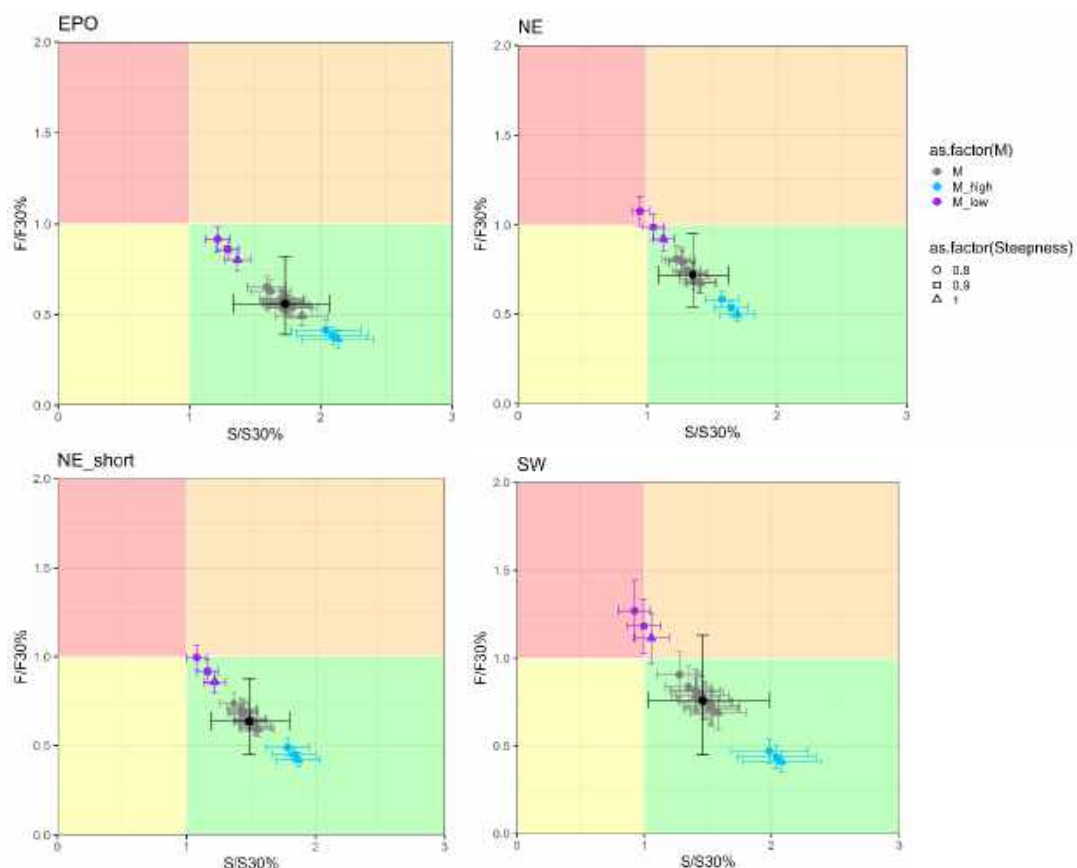


FIGURE 221a. Kobe plot of the most recent estimates of spawning biomass (S) and fishing mortality (F) relative to their proxy target reference points ($30\%S_d$ and $F_{30\%S_d}$) for each stock structure. Each dot is based on the average F over the most recent three years, 2021-2023, and the S for the first quarter of 2024 and the error bars represent the 80% confidence interval of model estimates. The larger dots and error bars represent the median and 80% confidence interval of combined values.

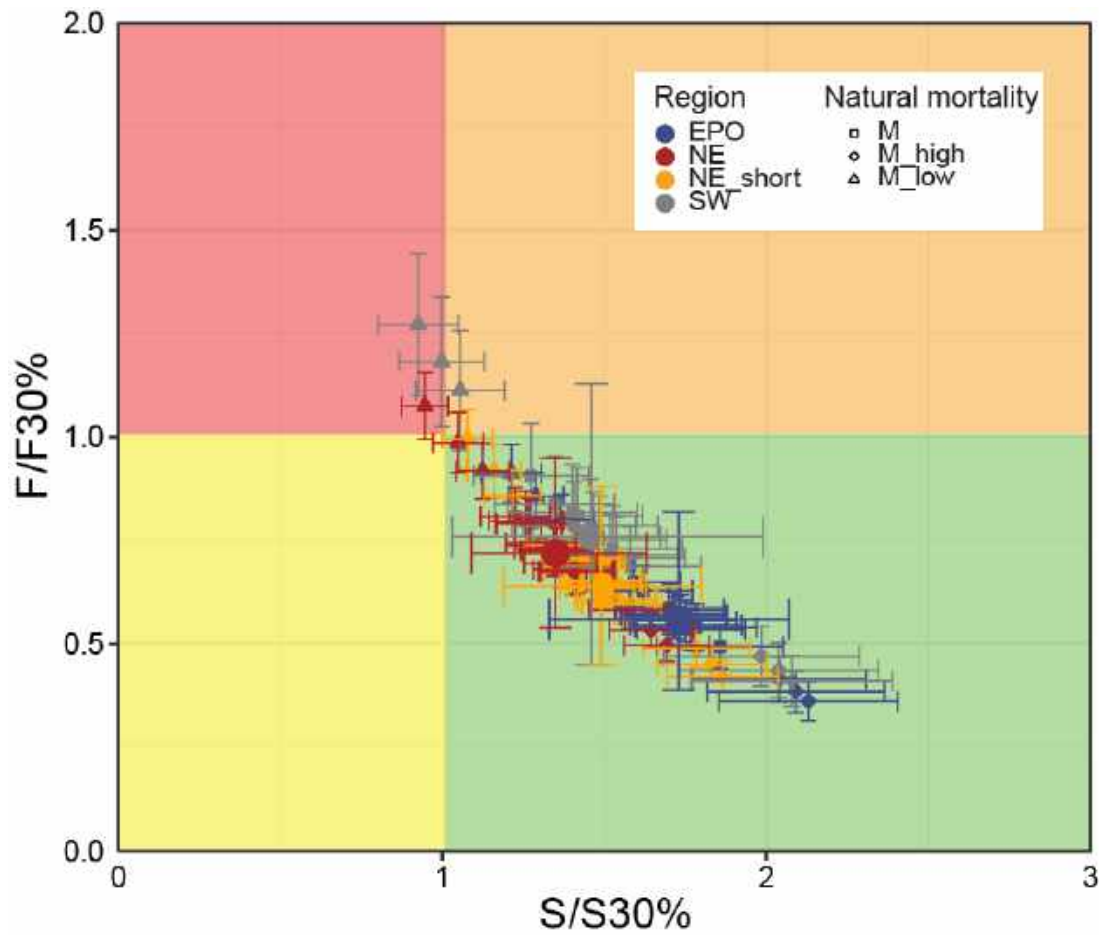


FIGURE 21b. Kobe plot of the most recent estimates of spawning biomass (S) and fishing mortality (F) relative to their proxy target reference points ($30\%S_d$ and $F_{30\%S_d}$) for each hypothesis of spatial structure. Each dot is based on the average F over the most recent three years, 2021-2023, and the S for the first quarter of 2024 and the error bars represent the 80% confidence interval of model estimates. The larger dots represent the combined result for each spatial structure hypothesis.

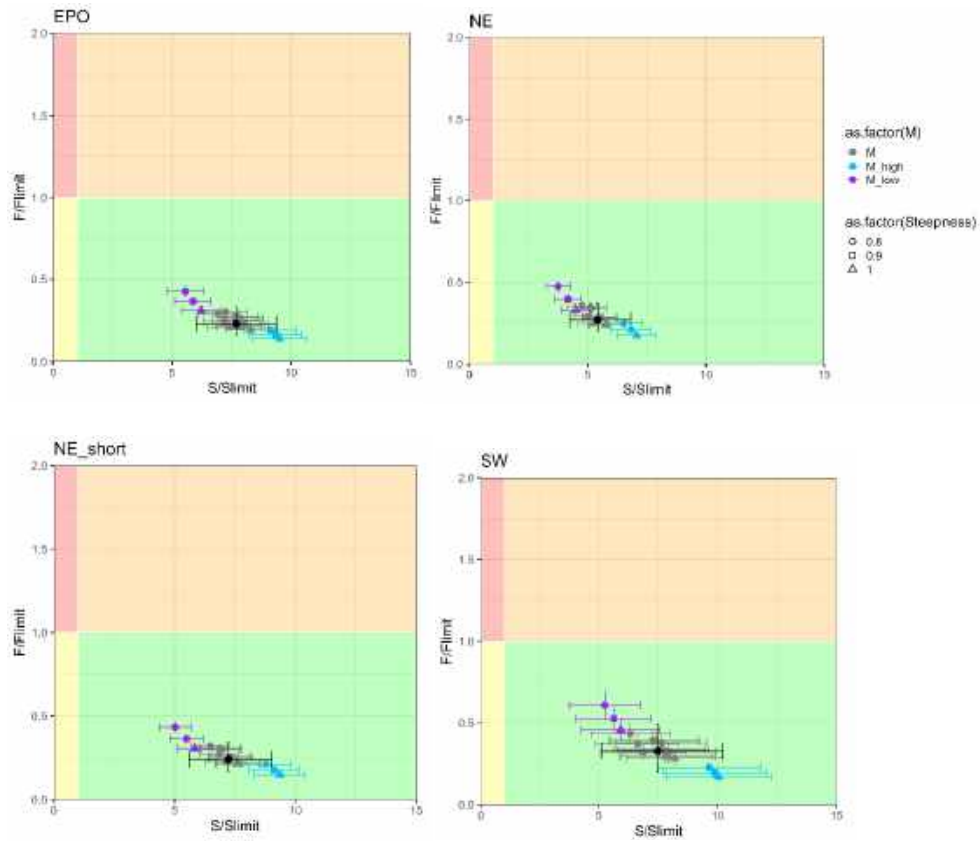


FIGURE 22. Kobe plot of the most recent estimates of spawning biomass (S) and fishing mortality (F) relative to their limit reference points (S_{Limit} and F_{Limit}) for each stock structure. Each dot is based on the average F over the most recent three years, 2021-2023, and the S for the first quarter of 2024 and the error bars represent the 80% confidence interval of model estimates. The black dot and error bars represent the median and 80% confidence interval of combined values, respectively.

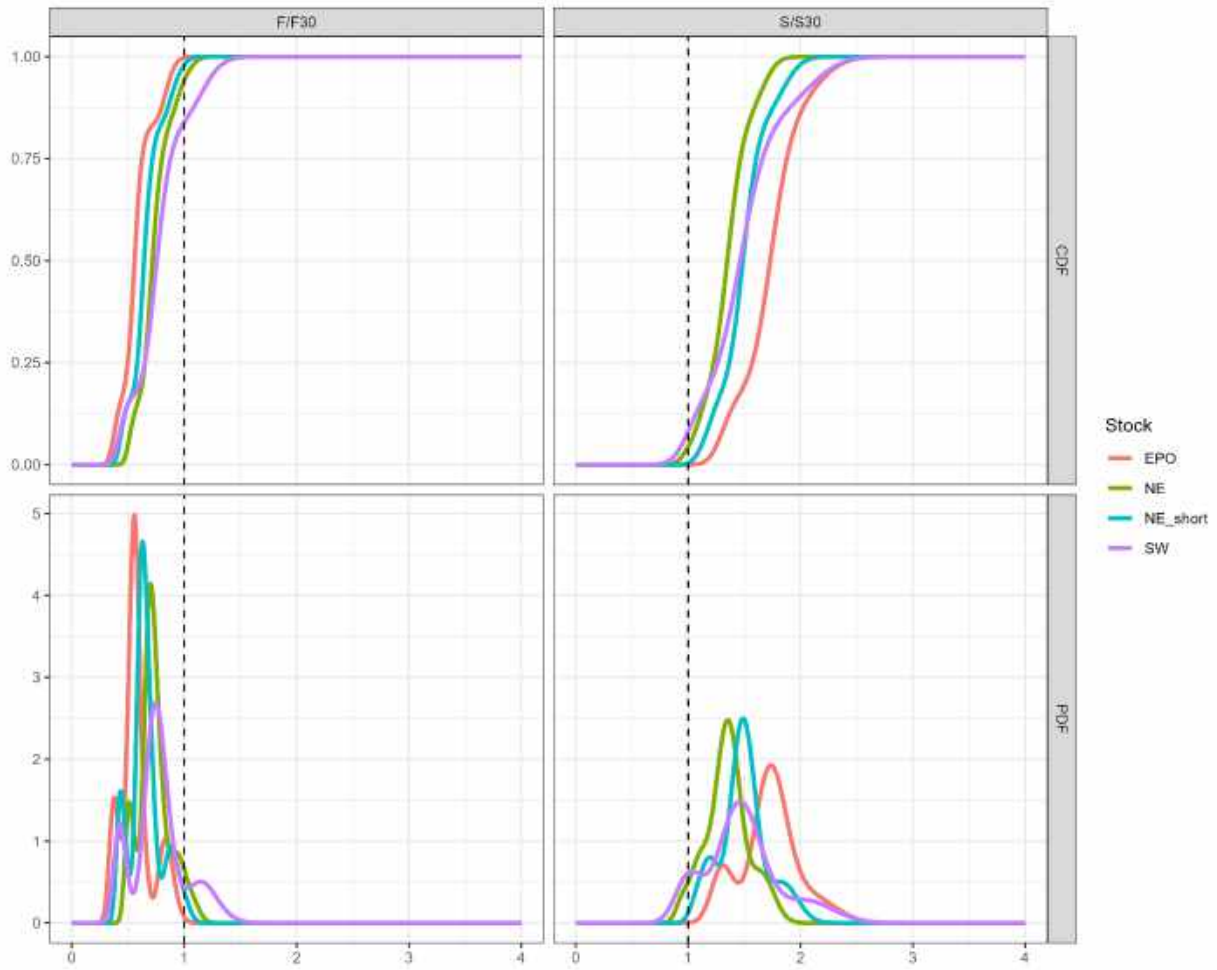


FIGURE 23a. The joint probability and cumulative distribution functions for spawning biomass (S) in the first quarter of 2024 and fishing mortality (F) in 2021-2023 relative to their proxy target reference points ($30\%S_d$ and $F_{30\%S_d}$) for each stock structure hypothesis.

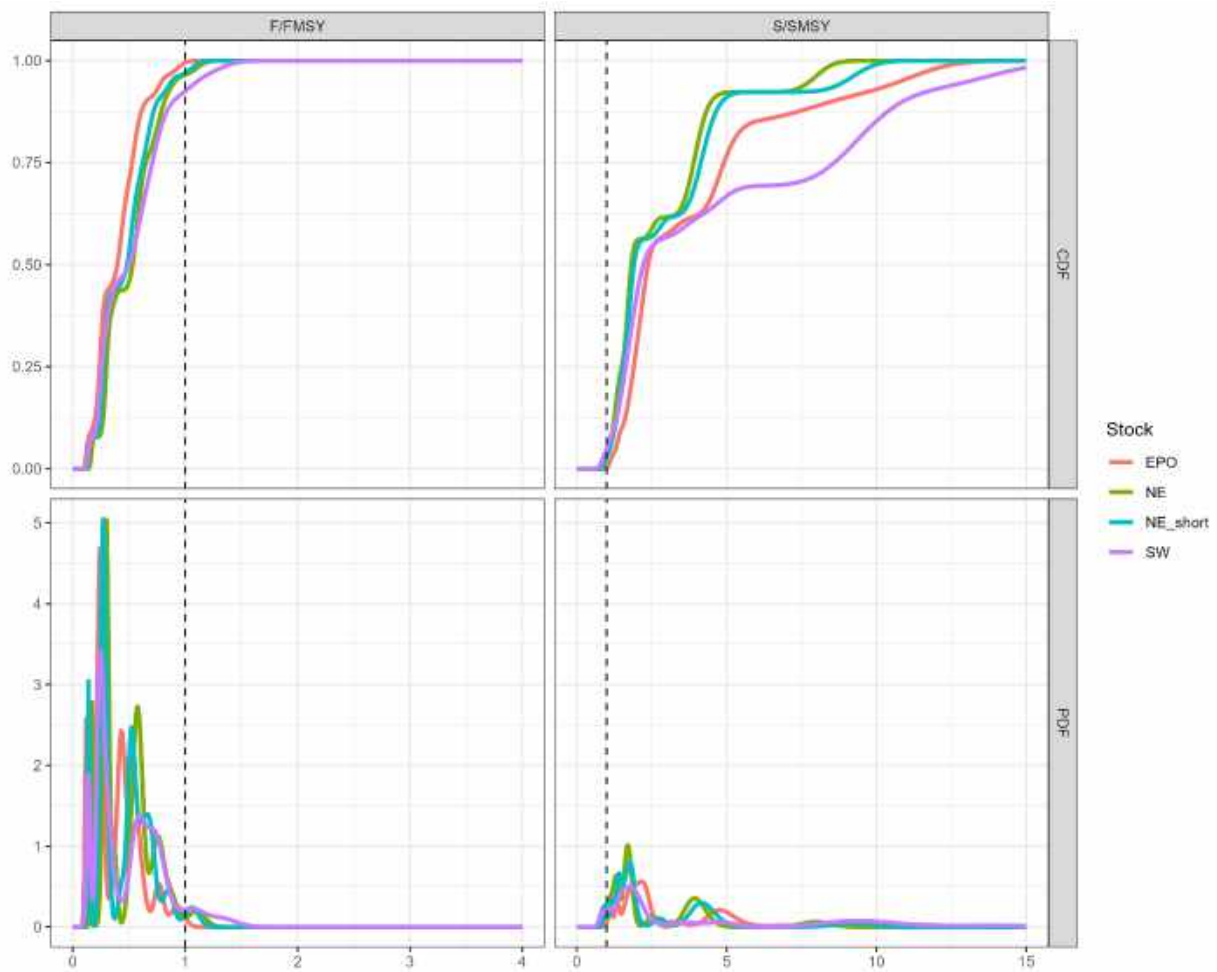


FIGURE 23b. The joint probability and cumulative distribution functions for spawning biomass (S) in the first quarter of 2024 and fishing mortality (F) in 2021-2023 relative to their MSY reference points (S_{MSY_d} and F_{MSY}) for each stock structure hypothesis.

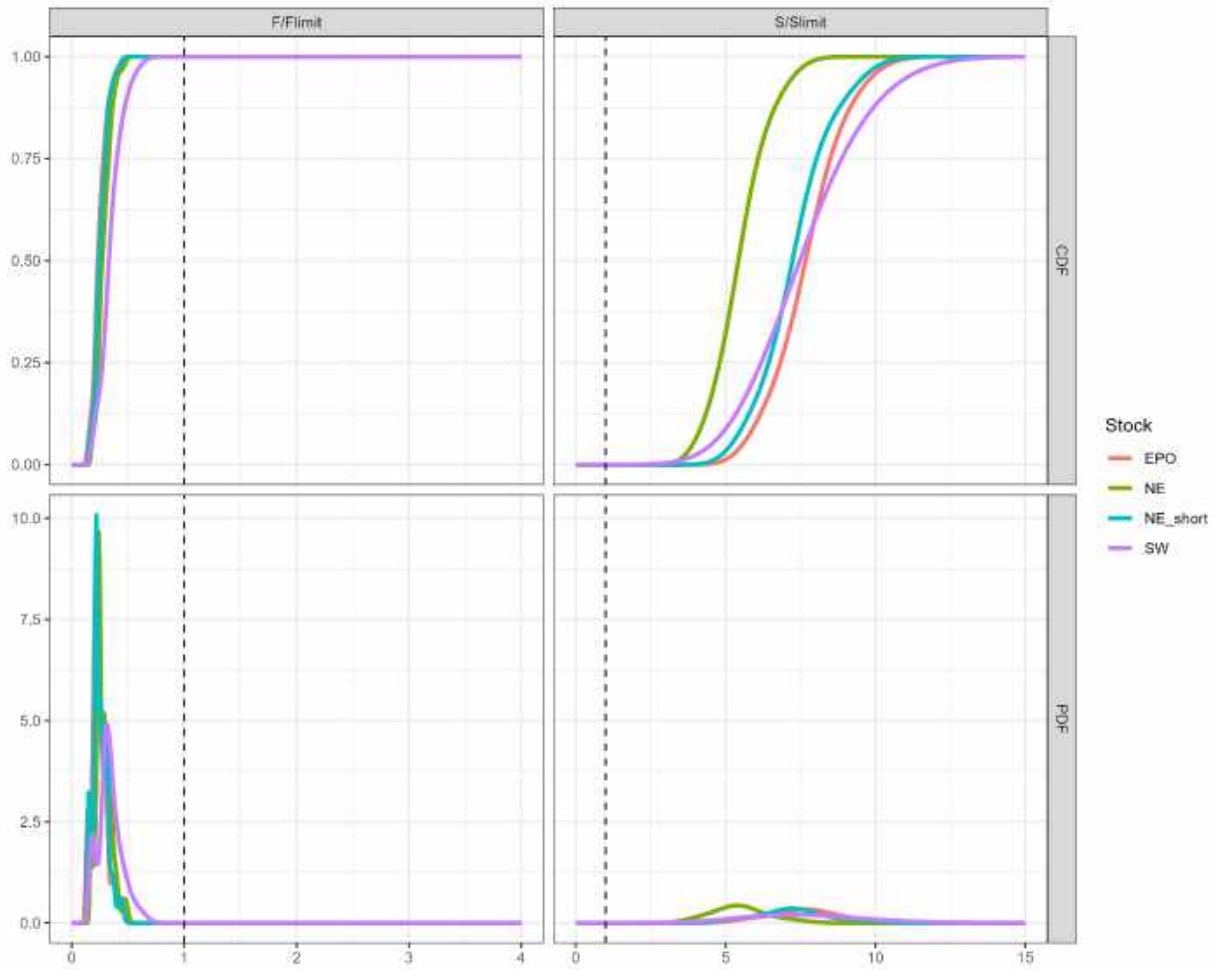


FIGURE 23c. The joint probability and cumulative distribution functions for spawning biomass (S) in the first quarter of 2024 and fishing mortality (F) in 2021-2023 relative to their limit reference points (S_{Limit} and F_{Limit}) for each stock structure hypothesis.

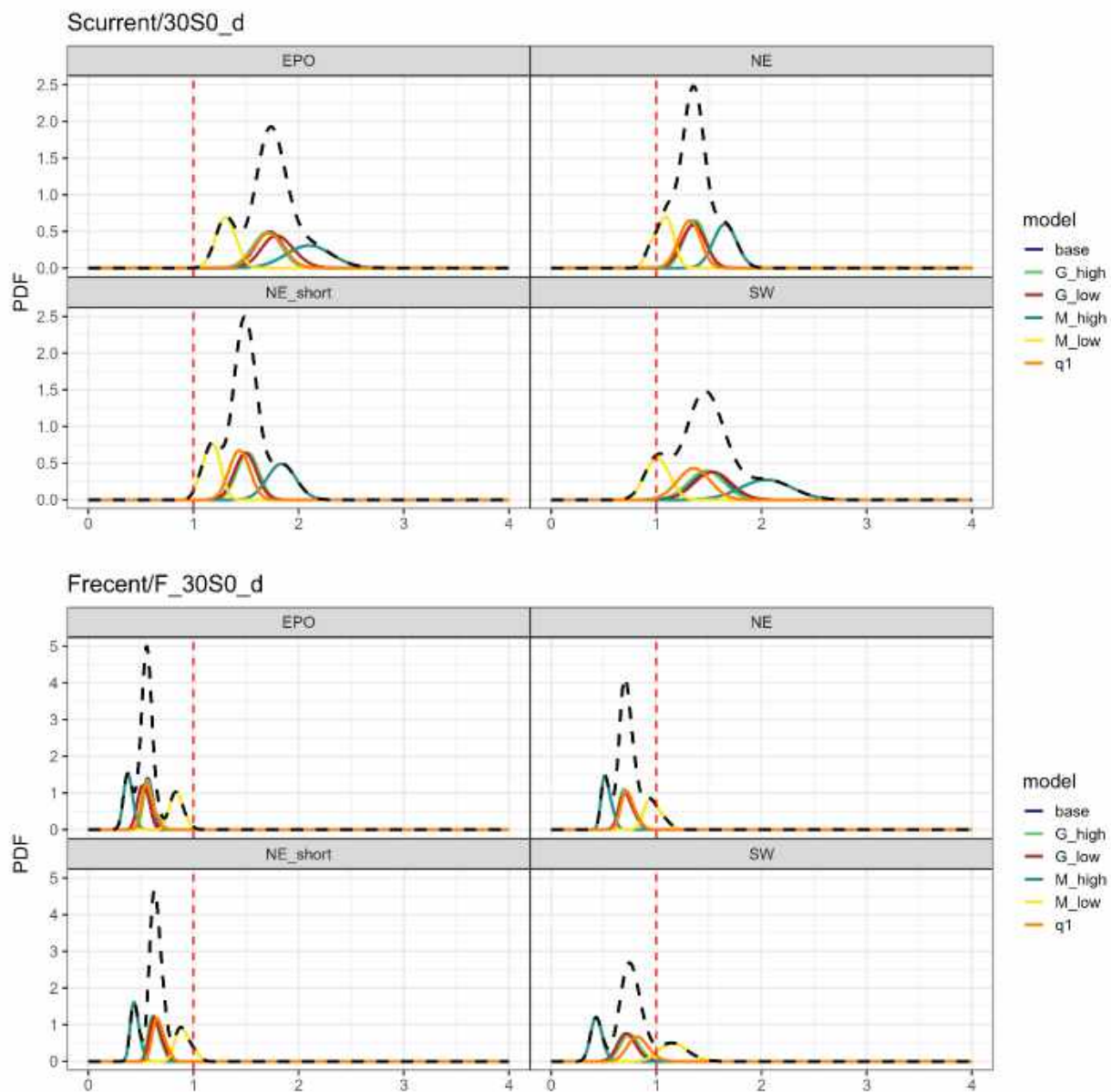


FIGURE 24a. The joint probability distribution functions broken down into different components (level 2 hypotheses) of the four stock structure hypotheses for spawning biomass (S) in the first quarter of 2024 and fishing mortality (F) in 2021-2023 relative to their proxy target reference points ($30\%S_d$ and $F_{30\%S_d}$) for each stock structure hypothesis. The level 3 hypotheses (steepness values) were integrated out.

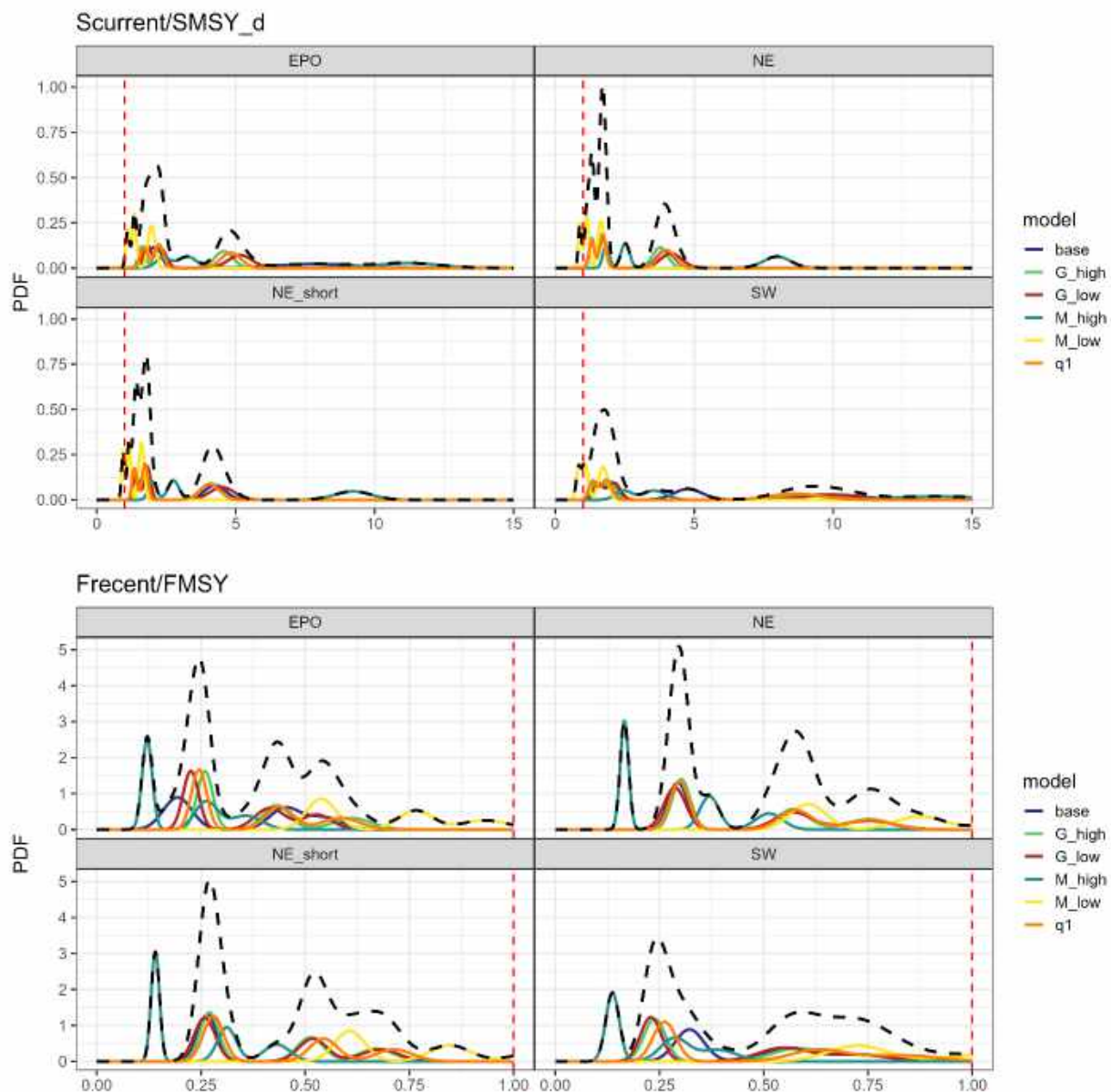


FIGURE 24b. The joint probability distribution functions broken down into different components (level 2 hypotheses) of the four stock structure hypotheses for spawning biomass (S) in the first quarter of 2024 and fishing mortality (F) in 2021-2023 relative to their MSY reference points (S_{MSY_d} and F_{MSY}) for each stock structure hypothesis. The level 3 hypotheses (steepness values) were integrated out.

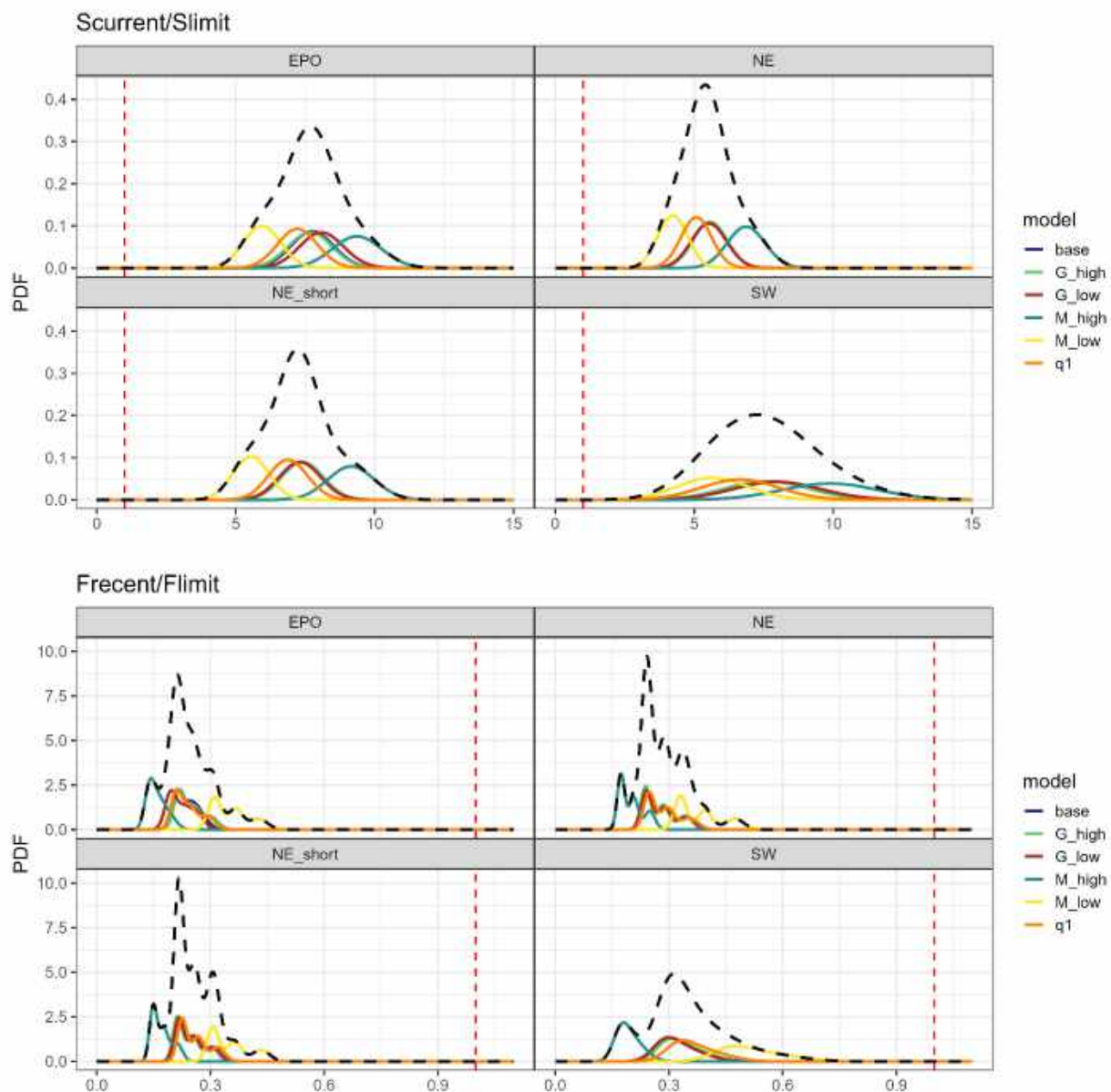


FIGURE 24c. The joint probability distribution functions broken down into different components (level 2 hypotheses) of the four stock structure hypotheses for spawning biomass (S) in the first quarter of 2024 and fishing mortality (F) in 2021-2023 relative to their limit reference points (S_{Limit} and F_{Limit}) for each stock structure hypothesis. The level 3 hypotheses (steepness values) were integrated out.