

INTER-AMERICAN TROPICAL TUNA COMMISSION
COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL

Stock Assessment Report 21
Informe de Evaluación de Stocks 21

STATUS OF THE TUNA AND BILLFISH STOCKS IN 2019
CONDICIÓN DE LOS STOCKS DE ATUNES Y PECES PICUDOS EN 2019

La Jolla, California

2022

INTRODUCTION

Stock Assessment Report 21 consists of the following background documents, prepared for the 11th meeting of the IATTC Scientific Advisory Committee in 26-28 October 2020.

CONTENTS

1. Stock status indicators (SSIs) for tropical tunas in the EPO	3
2. Bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean, 2019: Benchmark assessment <i>by</i> Haikun Xu, Mark N. Maunder, Carolina V. Minte-Vera, , Juan L. Valero, Cleridy E. Lennert-Cody and Alexandre Aires-da-Silva	16
3. Yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean, 2019: Benchmark assessment <i>by</i> Carolina V. Minte-Vera, Mark N. Maunder, Haikun Xu, Juan L. Valero, Cleridy E. Lennert-Cody and Alexandre Aires-da-Silva	109
4. Risk analysis for management of the tropical tuna fishery in the eastern Pacific Ocean, 2020 <i>by</i> Alexandre Aires-da-Silva, Mark N. Maunder, Haikun Xu, Carolina Minte-Vera, Juan L. Valero, and Cleridy E. Lennert-Cody	236
5. Ecosystem considerations <i>by</i> Shane Griffiths and Leanne Fuller	288

INTRODUCCIÓN

El Informe de Evaluación de Stocks 21 es integrado por los siguientes documentos de información, preparados para la 11^a reunión del Comité Científico Asesor de la CIAT en 26-28 de octubre de 2020.

ÍNDICE

1. Indicadores de condición de población para atunes tropicales en el OPO	13
2. Atún patudo en el Océano Pacífico oriental, 2019: Evaluación de referencia <i>por</i> Haikun Xu, Mark N. Maunder, Carolina V. Minte-Vera, , Juan L. Valero, Cleridy E. Lennert-Cody y Alexandre Aires-da-Silva	77
3. Atún aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental, 2019: Evaluación de referencia <i>por</i> Carolina V. Minte-Vera, Mark N. Maunder, Haikun Xu, Juan L. Valero, Cleridy E. Lennert-Cody y Alexandre Aires-da-Silva	188
4. Analisis de riesgos para la ordenacion de la pesca de atunes tropicales en el Océano Pacífico oriental, 2020 <i>por</i> Alexandre Aires-da-Silva, Mark N. Maunder, Haikun Xu, Carolina Minte-Vera, Juan L. Valero, y Cleridy E. Lennert-Cody	269
5. Consideraciones ecosistémico <i>por</i> Shane Griffiths y Leanne Fuller	327

STOCK STATUS INDICATORS (SSIs) FOR TROPICAL TUNAS IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN

CONTENTS

Summary	3
1. Background	3
2. Results and discussion	4

SUMMARY

Stock status indicators (SSIs; time series of data used as supplements to stock assessments), based on both purse-seine and longline data, are presented for the three tropical tuna species (yellowfin, bigeye, and skipjack). The methods used previously to compute the SSIs, based on purse-seine data only, have been revised to mitigate possible bias introduced in the allocation of fishing effort among purse-seine set types. The new SSIs: (a) include measures of catch, effort, CPUE, and average length of the fish in the retained catch; (b) begin in 2000, the first year of species composition sampling for the purse-seine fishery and shortly after the major offshore expansion of the floating-object fishery; and (c) have reference levels set at the 10% and 90% percentiles. Most SSIs based on the floating-object fishery suggest that the fishing mortality of all three species has increased, mainly due to the increase in the number of floating-object sets. The constantly increasing trend in the number of such sets since 2005 is reflected in increased catches of yellowfin and skipjack, and reduced catch-per-set and average length for all three species, in the floating-object fishery. However, trends in some other SSIs do not support the interpretation that fishing mortality has increased as a result of an increase in the number of floating-object sets. Identifying the causes of differences among the SSIs is difficult, even when SSIs are considered in aggregate. Nonetheless, the fact that most SSIs based on the floating-object fishery are consistent with an increase in fishing mortality in that fishery means that precautionary management measures should be considered to prevent further increases.

1. BACKGROUND

One of the management objectives for tropical tunas in the eastern Pacific Ocean (EPO) established in the Antigua Convention is to maintain populations at levels of abundance which can produce the maximum sustainable yield (MSY). Management objectives based on MSY or related reference points (*e.g.* fishing mortality that produces MSY (F_{MSY}); spawner-per-recruit proxies) are in use for many species and stocks worldwide. However, these objectives require the estimation of both reference points and quantities to which they can be compared. Various model-based reference points require different amounts and types of information, from biological information (*e.g.* natural mortality, growth, stock-recruitment relationship) and fisheries characteristics (*e.g.* age-specific selectivity) to estimates of absolute biomass and exploitation rates, which in turn generally require a formal stock assessment model. For many species, the information required to conduct such an assessment is not available, or the assessments are unreliable, and alternative approaches are needed.

One option is to compute stock status indicators (SSIs), which are simply time series of raw or lightly-processed data about a stock, such as fishing effort, catch, CPUE, or the size of fish in the catch, that may reflect trends in abundance or exploitation of that stock. SSIs cannot be used directly for management that depends on model-based quantities (*e.g.* MSY, F_{MSY}), but they can be used for historical comparisons and to identify trends, and can provide information that may be useful for managing a stock. They can also be used in management strategies that do not rely on model-based harvest control rules (HCRs), such

as empirical (data-based) HCRs whose performance can be formally evaluated using management strategy evaluation.

SSIs were initially developed for skipjack because traditional stock assessments of that species were considered unreliable (e.g. Maunder and Deriso 2007), but they have also been used recently as a component of the staff's management advice for yellowfin and bigeye in the EPO, for several reasons. Since 2018, SSIs have become particularly important as a supplement to, or temporary replacement for, formal stock assessments for both bigeye ([SAC-09-16](#)) and yellowfin ([SAC-10-08](#)), because the staff considered that the results of the assessments were not reliable as a basis for its management advice.

Since the previous meeting of the SAC in 2019 (SAC-10), the staff has completed the [workplan to improve the tropical tuna stock assessments](#), and the bigeye (SAC-11-06) and yellowfin (SAC-11-07) assessments, which are now included in a risk-based framework (SAC-11 INF-F), are considered reliable for management advice. However, two sets of SSIs, one based on data from the purse-seine fishery and the other on data from the longline fishery, will continue to be presented as supplemental information for consideration when taking management decisions. The SSIs for all three species have been harmonized using the same data and collated into this report to facilitate comparisons among species.

The **purse-seine-based SSIs** presented are: **number of sets, by set type** ([Figure 1](#)), **closure-adjusted capacity** ([Figure 1](#)), **catch by set type** ([Figure 2](#)), **catch-per-set by set type** ([Figure 3](#)), and **average length of the fish in the retained catch, by set type** ([Figure 4](#)). For yellowfin, an additional SSI was developed based on spatio-temporal modelling of **catch-per-day-fished (CPDF)** for the fishery associated with dolphins ([Figure 5](#)), which is superior to the CPDF SSIs used previously. Catch-per-set by set type replaces the CPDF SSIs used previously, which are considered unreliable due to possible biases in the method used to assign days fished to set types; also, the model-based indicators used for skipjack are no longer reported because they were based on the same CPDF data. The current SSIs begin in 2000 because the IATTC port-sampling program began the species composition sampling in that year, and it is after the major offshore expansion of the floating-object fishery which started in the mid-1990s. All SSIs are scaled (relative indicators) so that their average equals 1 during the 2000-2019 period. The reference levels were changed from the 5% and 95% percentiles to the 10% and 90% percentiles because extreme percentiles are less reliable with fewer years of data.

Several indicators that use data from the **longline fishery** have also been developed. These include **catch and effort** ([Figure 6](#)), and **CPUE** and **average length** from a spatio-temporal model ([Figure 7](#)), which are used in the stock assessments. To be consistent with the purse-seine SSIs, the longline SSIs begin in 2000 and have been scaled so that their average equals 1 during the 2000-2019 period. Reference levels also are based on the 10% and 90% percentiles.

Further information about bigeye and yellowfin can be found in Documents [SAC-11-06](#) and [SAC-11-07](#), respectively, and information on the absolute catch and number of sets in [SAC-11-03](#).

2. RESULTS AND DISCUSSION

Many of the indicator values for recent years are near their reference levels. Exceeding a reference level can have multiple interpretations, and these will depend on the particular SSI being considered and whether the upper or the lower reference level has been exceeded. To interpret trends in SSIs, it may be helpful to take multiple SSIs into consideration simultaneously.

Most floating-object fishery SSIs suggest that the stocks for all three species have potentially been subject to increased fishing mortality, mainly due to the increase in the number of sets in the floating-object fishery. Of particular concern is the constantly increasing trend in the number of floating object sets observed since 2005 ([Figure 1](#)). This is reflected as an increase in catch for yellowfin and skipjack in

floating-object sets (Figure 2), and for all three species, a decline in catch-per-set (Figure 3) and in average length of the fish in the catch (Figure 4) for the floating-object fishery. The interpretation of increased fishing mortality is supported by trends in average length of bigeye and skipjack caught in the other set types, and by the trend in the yellowfin longline CPUE index based on spatio-temporal modelling (Figure 7).

On the other hand, trends in some of the other SSIs do not support the interpretation that increased fishing mortality is occurring as a result of an increase in the numbers of floating-object sets. In particular, trends in catch-per-set for other set types (Figure 3), mean length of yellowfin in the other set types (Figure 4), and the longline SSIs (Figures 6-7), except yellowfin CPUE, are not consistent with this interpretation. The indicator for yellowfin-based on spatio-temporal modelling of CPDF for the purse-seine fishery on yellowfin associated with dolphins shows a recent period of low CPUE starting in 2015 (Figure 5) which coincides with a period of increased yellowfin catches in floating-objects set (Figure 2).

Identifying the causes of differences in the SSIs is difficult, even when SSIs are considered in aggregate. The inconsistencies among SSIs for yellowfin may be due to an interaction between potential stock structure and differences in the spatial distribution of effort in the different set types. In addition, catch-per-set may not be a reliable indicator of abundance, particularly for the target species (*i.e.* skipjack in the floating-object fishery and yellowfin in the dolphin-associated fishery). Nonetheless, the fact that most SSIs based on the floating-object fishery are consistent with an increase in fishing mortality in that fishery means that precautionary management measures should be considered to prevent further increases.

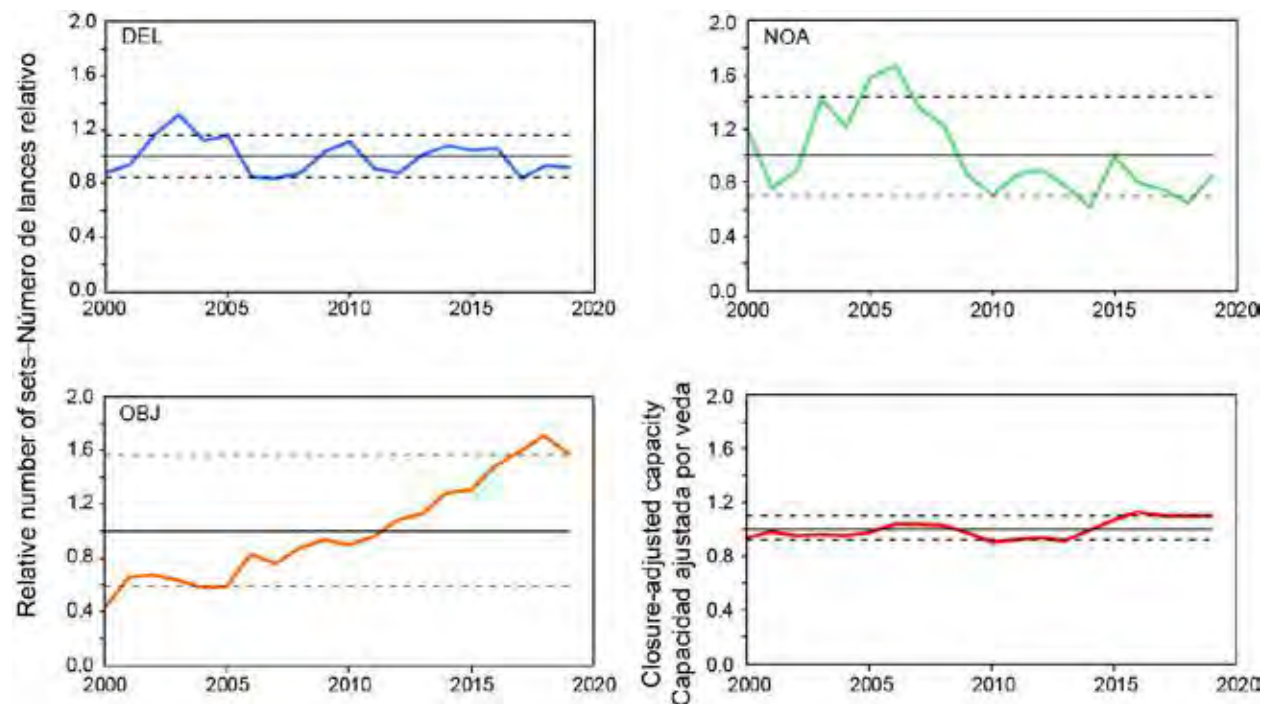


FIGURE 1. Indicators based on purse-seine fishing effort, 2000-2020.

FIGURA 1. Indicadores basados en el esfuerzo de pesca de cerco, 2000-2020.

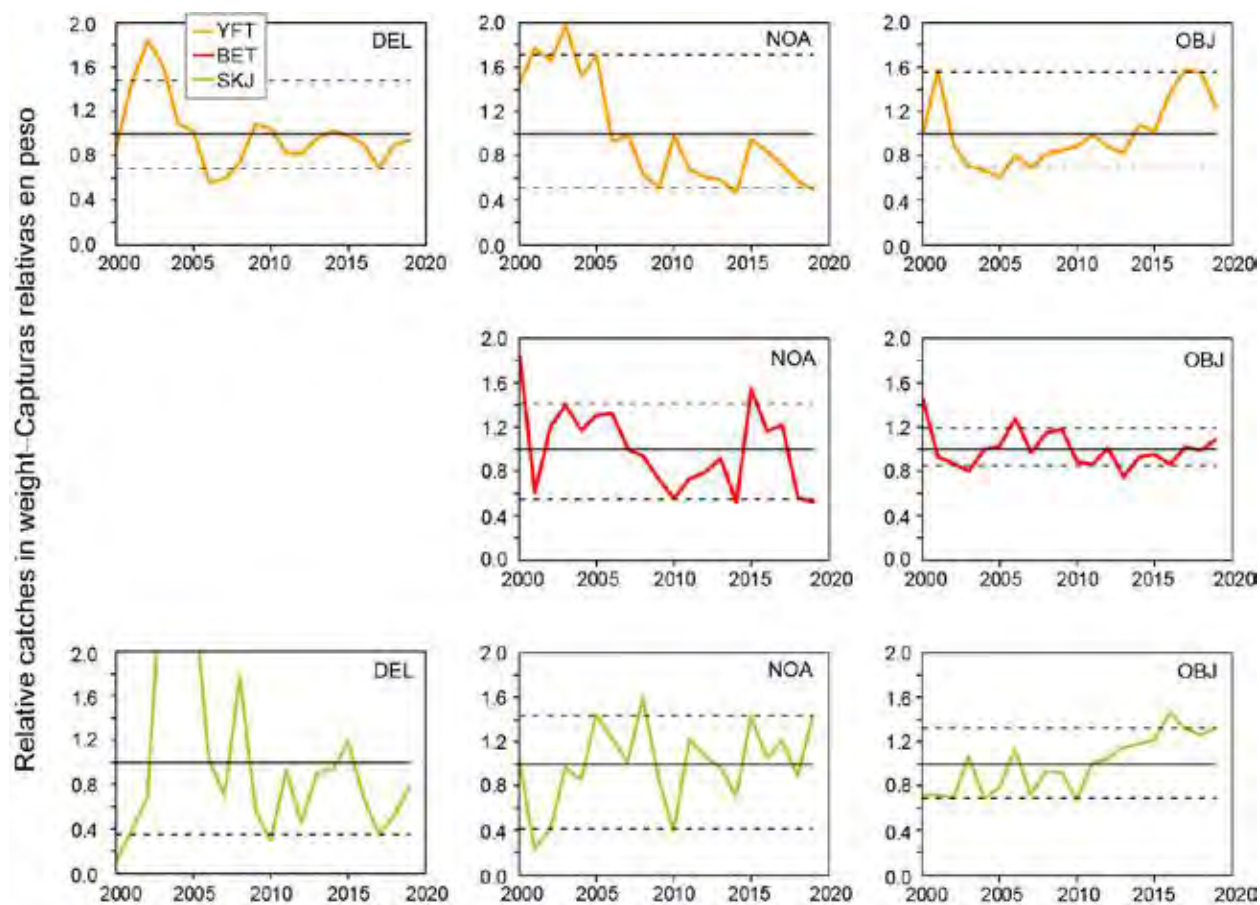


FIGURE 2a. Indicators based on purse-seine catch in weight, 2000-2020.

FIGURA 2a. Indicadores basados en la captura cerquera en peso, 2000-2020.

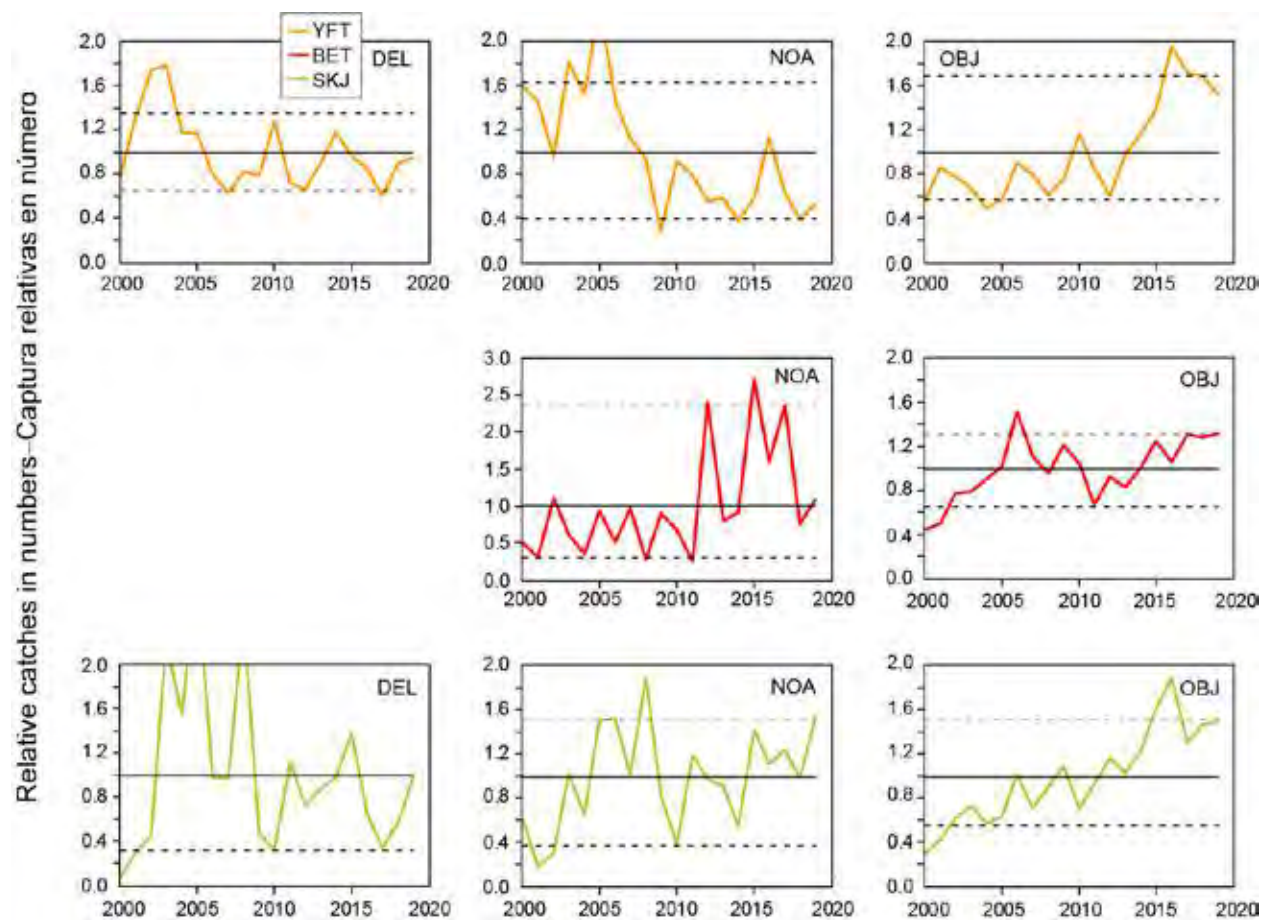


FIGURE 2b. Indicators based on purse-seine catch in number, 2000-2020.

FIGURA 2b. Indicadores basados en la captura cerquera en número, 2000-2020.

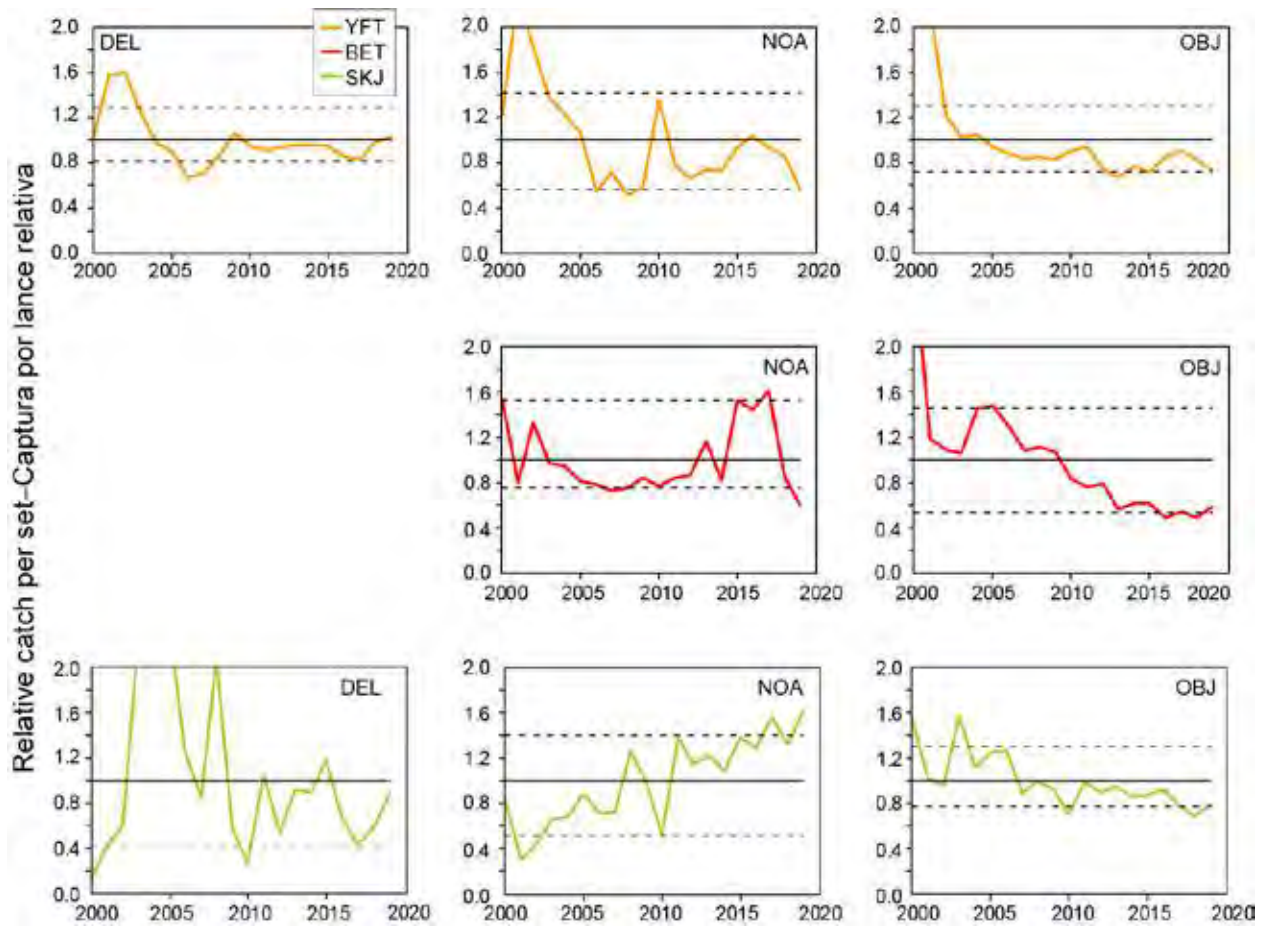


FIGURE 3. Indicators based on purse-seine catch-per-set, 2000-2020.

FIGURA 3. Indicadores basados en captura por lance cerquero, 2000-2020.

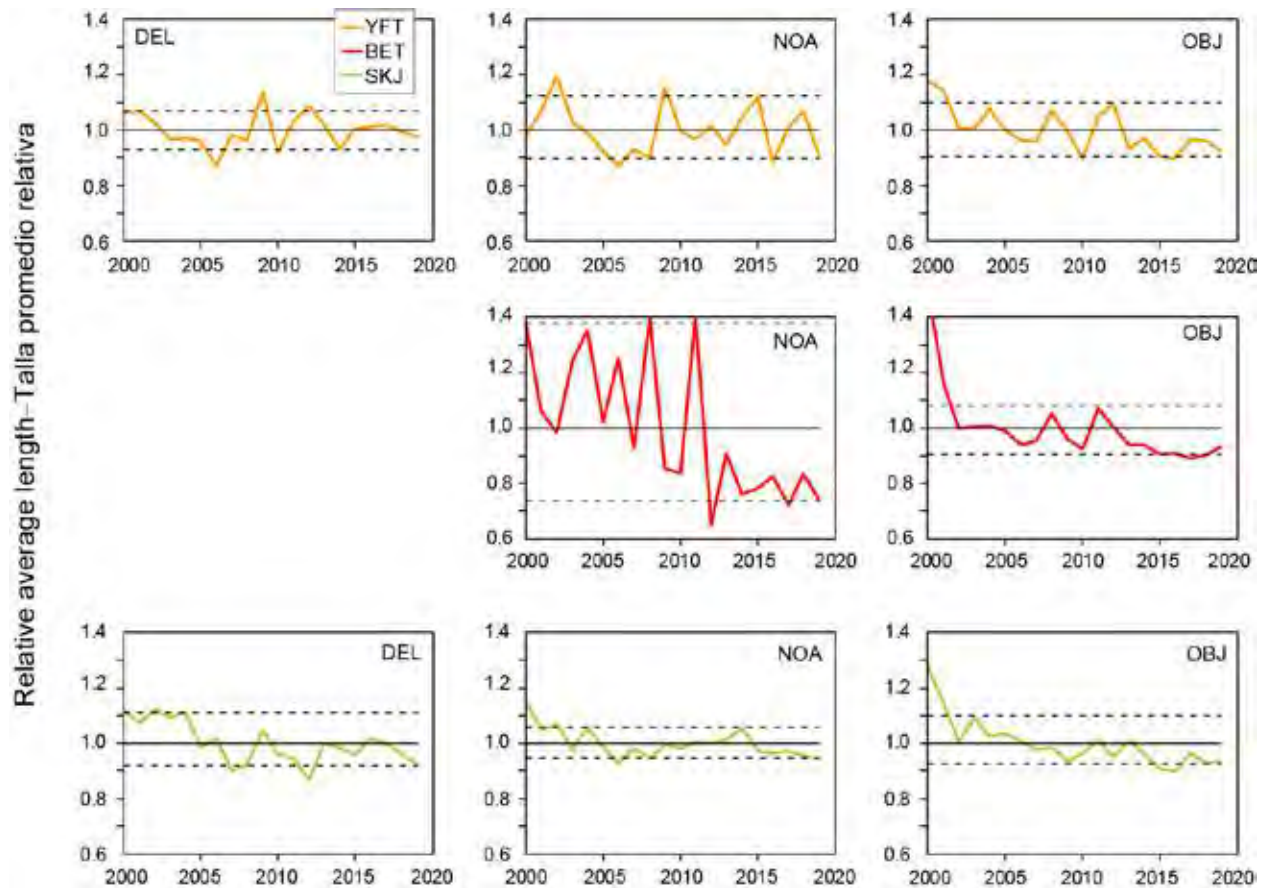


FIGURE 4. Indicators based on average length of fish in the purse-seine catch, 2000-2020. The y-axis limits differ from the figures for the other indicators to accentuate the changes because average length is less sensitive to fishing mortality.

FIGURA 4. Indicadores basados en la talla promedio del pescado en la captura cerquera, 2000-2020. Los límites del eje y difieren de las figuras de los otros indicadores para acentuar los cambios ya que la talla promedio es menos sensible a la mortalidad por pesca.

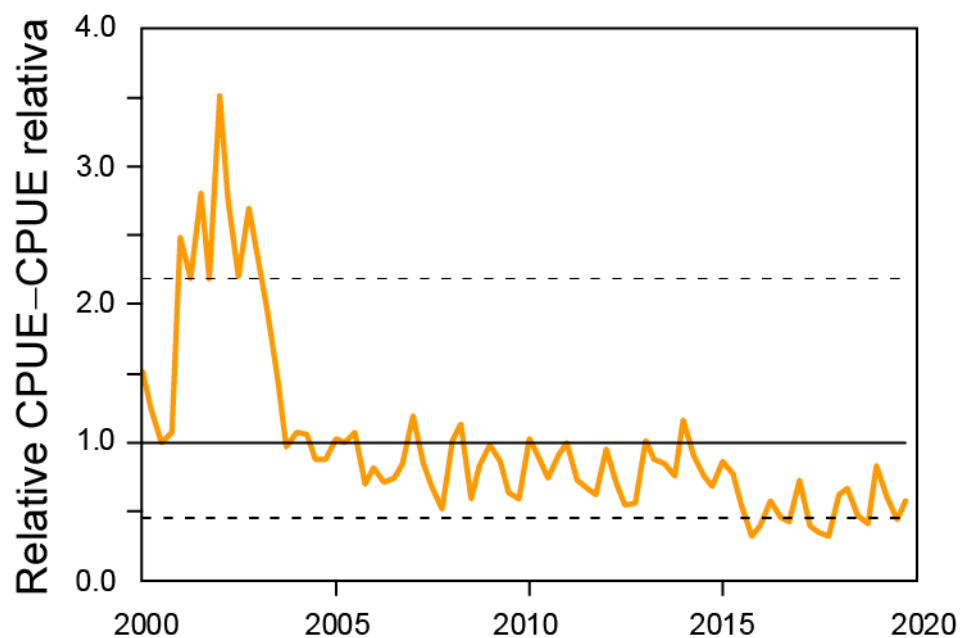


FIGURE 5. Indicator based on spatio-temporal modelling of catch-per-day-fished for the purse-seine fishery on yellowfin associated with dolphins, 2000-2020.

FIGURA 5. Indicador basado en el modelado espaciotemporal de la captura por día de pesca para la pesquería cerquera de aleta amarilla asociado a delfines, 2000-2020.

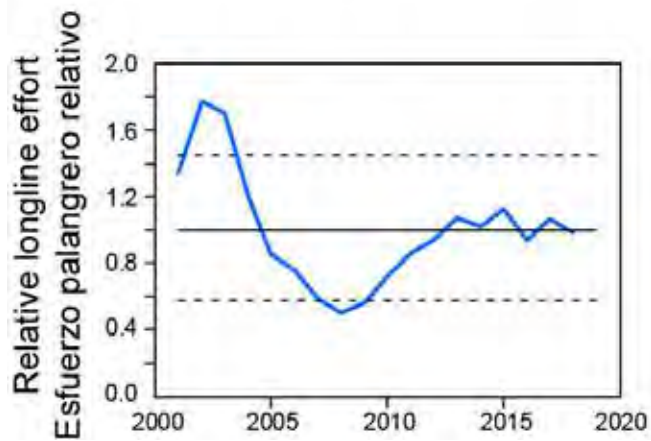
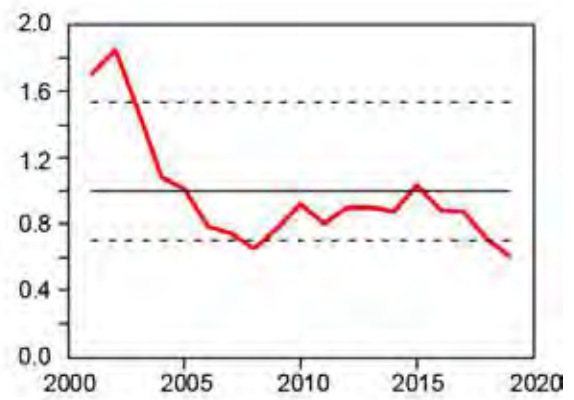
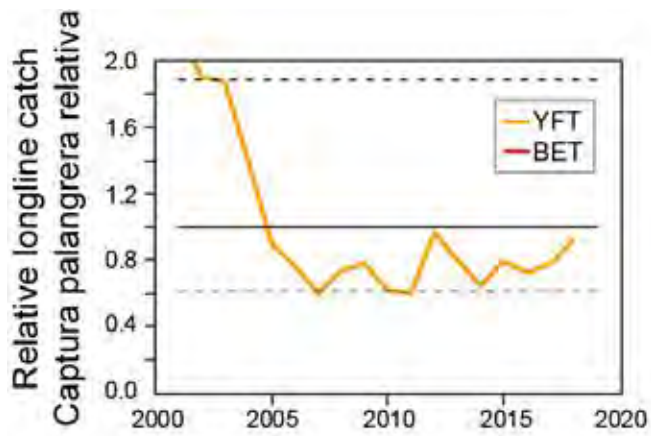


FIGURE 6. Indicators based on longline catch and effort data, 2000-2020.

FIGURA 6. Indicadores basados en datos de captura y esfuerzo de palangre, 2000-2020.

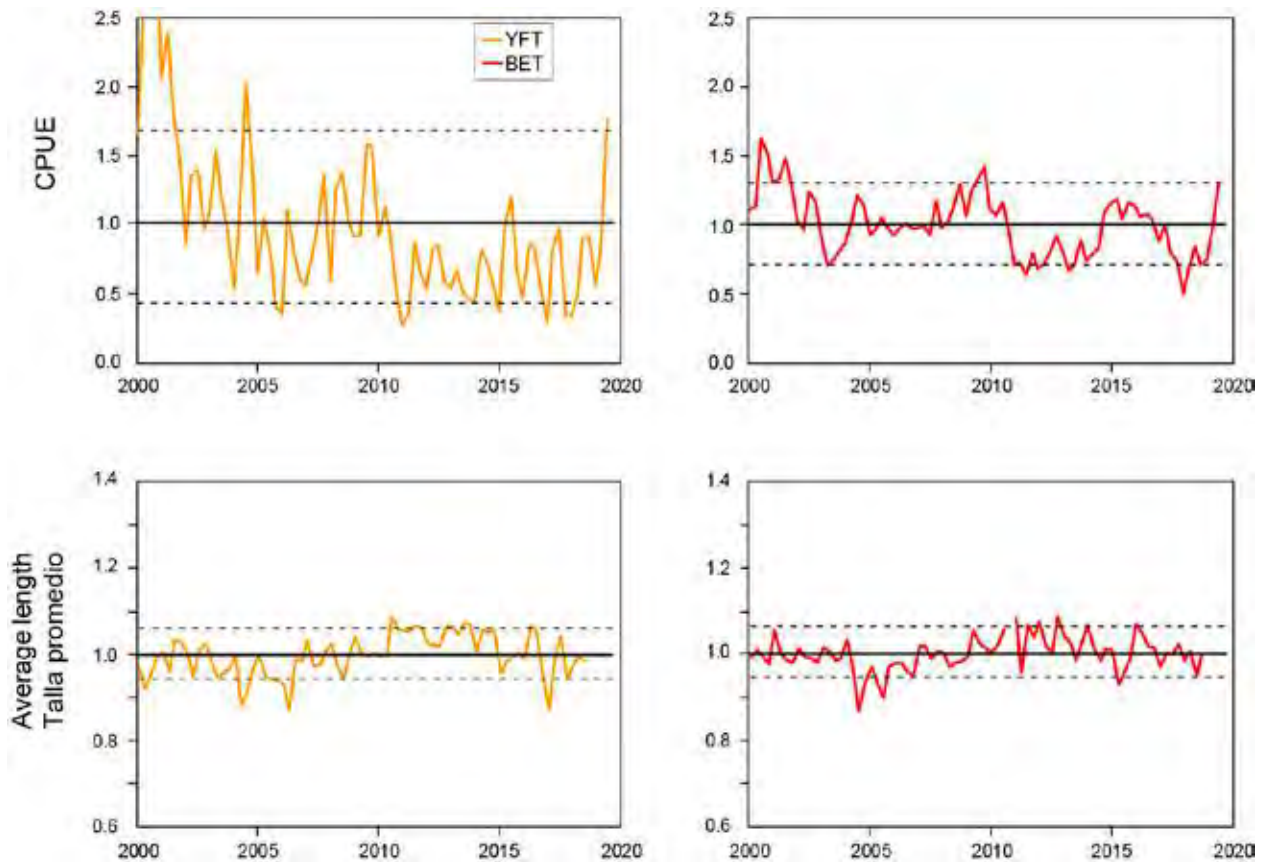


FIGURE 7. Indicators based on spatio-temporal modelling of longline data, 2000-2020. The y-axis limits for average length differ from the figures for the other indicators to accentuate the changes because average length is less sensitive to fishing mortality.

FIGURA 7. Indicadores basados en el modelado espaciotemporal de datos de palangre, 2000-2020. Los límites del eje y para la talla promedio difieren de las figuras de los otros indicadores para acentuar los cambios ya que la talla promedio es menos sensible a la mortalidad por pesca.

INDICADORES DE CONDICIÓN DE POBLACIÓN (SSI) PARA LOS ATUNES TROPICALES EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL

ÍNDICE

Resumen	13
1. Antecedentes.....	13
2. Resultados y discusión	15

RESUMEN

Se presentan indicadores de condición de población (SSI, de *stock status indicators*; series de tiempo de datos usadas para complementar las evaluaciones de poblaciones), basados en datos de palangre y de cerco, para las tres especies de atunes tropicales (aleta amarilla, patudo y barrilete). Se han revisado los métodos usados previamente para calcular los SSI, basados en datos de cerco únicamente, a fin de mitigar el posible sesgo introducido en la asignación del esfuerzo de pesca entre los tipos de lances cerqueros.

Los nuevos SSI: (a) incluyen medidas de captura, esfuerzo, CPUE y talla promedio de los peces en la captura retenida; (b) comienzan en 2000, el primer año de muestreo de composición por especie para la pesquería cerquera y poco después de la gran expansión en alta mar de la pesquería sobre objetos flotantes; y (c) tienen niveles de referencia fijados en los percentiles de 10% y 90%. La mayoría de los SSI basados en la pesquería sobre objetos flotantes sugiere que la mortalidad por pesca de las tres especies ha aumentado, debido principalmente al aumento del número de lances sobre objetos flotantes. La tendencia constantemente creciente del número de esos lances desde 2005 se refleja en el aumento de capturas de aleta amarilla y barrilete, y en la reducción de la captura por lance y la talla promedio de las tres especies, en la pesquería sobre objetos flotantes. Sin embargo, las tendencias de algunos otros SSI no apoyan la interpretación de que la mortalidad por pesca haya aumentado como resultado de un incremento en el número de lances sobre objetos flotantes. Es difícil identificar las causas de las diferencias entre SSI, incluso cuando los SSI se consideran en grupo. No obstante, el hecho que la mayoría de los SSI basados en la pesquería sobre objetos flotantes sean consistentes con un aumento de la mortalidad por pesca en esa pesquería significa que se deben considerar medidas de ordenación precautorias para evitar mayores aumentos.

1. ANTECEDENTES

Uno de los objetivos de ordenación para los atunes tropicales en el Océano Pacífico oriental (OPO) establecidos en la Convención de Antigua es mantener las poblaciones en niveles de abundancia capaces de producir el rendimiento máximo sostenible (RMS). Se usan objetivos de ordenación basados en RMS o puntos de referencia relacionados (por ejemplo, mortalidad por pesca que produce RMS (F_{RMS}); sustitutos de reproductor por recluta) para muchas especies y poblaciones en todo el mundo. Sin embargo, estos objetivos requieren la estimación de los puntos de referencia y las cantidades con las que se puedan comparar. Los distintos puntos de referencia basados en modelos precisan diferentes cantidades y tipos de información, desde información biológica (por ejemplo, mortalidad natural, crecimiento, relación población-reclutamiento) y características de las pesquerías (por ejemplo, selectividad por edad) hasta estimaciones absolutas de biomasa y tasas de explotación, que a su vez requieren generalmente un modelo formal de evaluación. Para muchas especies, la información necesaria para realizar esa evaluación no está disponible, o las evaluaciones no son fiables, y son necesarios métodos alternativos.

Una opción es computar indicadores de condición de población (SSI), que son simplemente series de tiempo de datos sin procesar o ligeramente procesados de una población, tales como esfuerzo de pesca,

captura, CPUE o la talla de los peces en la captura, que pueden reflejar tendencias de la abundancia o explotación de esa población. Los SSI no pueden usarse directamente para una ordenación que dependa de cantidades basadas en modelos (por ejemplo, RMS, F_{RMS}), pero pueden usarse para hacer comparaciones históricas y para identificar tendencias, y pueden proporcionar información que podría ser útil para la ordenación de una población. También pueden usarse en estrategias de ordenación que no dependen de reglas de control de extracción (RCE) basadas en modelos, como las RCE empíricas (basadas en datos) cuyo rendimiento puede evaluarse formalmente mediante una evaluación de estrategias de ordenación.

Los SSI fueron inicialmente desarrollados para el barrilete porque las evaluaciones tradicionales de esa especie no se consideraban fiables (por ejemplo, Maunder y Deriso 2007), pero también se han usado recientemente como un componente del asesoramiento de ordenación del personal para los atunes aleta amarilla y patudo en el OPO, por varias razones. Desde 2018, los SSI se han vuelto particularmente importantes como complemento, o remplazo temporal, de las evaluaciones formales tanto del patudo (por ejemplo, [SAC-09-16](#)) como del aleta amarilla ([SAC-10-08](#)), pues el personal consideró que los resultados de las evaluaciones no eran fiables como base para su asesoramiento de ordenación.

Desde la reunión anterior del Comité en 2019 (SAC-10), el personal ha completado el [plan de trabajo para mejorar las evaluaciones de los atunes tropicales](#), y las evaluaciones del patudo (SAC-11-06) y del aleta amarilla (SAC-11-07), que ahora están incluidas en un marco basado en riesgos (SAC-11 INF-F), y se consideran fiables para el asesoramiento de ordenación. Sin embargo, se seguirán presentando dos conjuntos de SSI, uno basado en datos de la pesquería cerquera y otro en datos de la pesquería palangrera, como información complementaria para considerar al tomar decisiones de ordenación. Los SSI de las tres especies se han armonizado usando los mismos datos y se han recopilado en el presente informe para facilitar las comparaciones entre las especies.

Los **SSI basados en la pesquería de cerco** presentados son: **número de lances, por tipo de lance** ([Figura 1](#)); **capacidad ajustada por veda** ([Figura 1](#)); **captura por tipo de lance** ([Figura 2](#)); **captura por lance, por tipo de lance** ([Figura 3](#)); y **talla promedio de los peces en la captura retenida, por tipo de lance** ([Figura 4](#)). Se desarrolló un SSI adicional para el aleta amarilla basado en el modelado espaciotemporal de la **captura por día de pesca (CPDP)** para la pesquería asociada con delfines ([Figura 5](#)), que es superior a los SSI de CPDP usados previamente. La captura por lance por tipo de lance reemplaza los SSI de CPDP usados previamente, que no son considerados fiables debido a posibles sesgos en el método usado para asignar los días de pesca a los tipos de lance; además, los indicadores basados en modelos usados para el barrilete ya no se reportan porque se basaban en los mismos datos de CPDP. Los SSI actuales comienzan en 2000 porque el programa de muestreo en puerto de la CIAT comenzó el muestreo de composición por especies en ese año, y es después de la gran expansión en alta mar de la pesquería sobre objetos flotantes, que comenzó a mediados de la década de 1990. La escala de todos los SSI está ajustada (indicadores relativos) de tal manera que su promedio sea igual a 1 durante el periodo de 2000-2019. Los niveles de referencia fueron cambiados de los percentiles de 5% y 95% a los de 10% y 90% pues los percentiles extremos son menos fiables con menos años de datos.

También se han desarrollado varios indicadores que usan datos de la **pesquería palangrera**. Estos incluyen **captura y esfuerzo** ([Figura 6](#)), y **CPUE y talla promedio** de un modelo espaciotemporal ([Figura 7](#)), que se usan en las evaluaciones de poblaciones. A fin de ser consistentes con los SSI de cerco, los SSI de palangre comienzan en 2000 y su escala ha sido ajustada de tal manera que su promedio sea igual a 1 durante el periodo de 2000-2019. Los niveles de referencia también están basados en los percentiles de 10% y 90%.

Se puede encontrar más información sobre el patudo y el aleta amarilla en los documentos SAC-11-06 and SAC-11-07, respectivamente, e información sobre la captura absoluta y el número de lances en el SAC-11-03.

2. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Muchos de los valores de los indicadores de los últimos años están cerca de sus niveles de referencia. Exceder un nivel de referencia puede tener múltiples interpretaciones, y éstas dependerán del SSI específico que se esté considerando y de si se ha superado el nivel de referencia superior o inferior. Para interpretar las tendencias de los SSI, puede ser útil tomar en cuenta múltiples SSI simultáneamente.

La mayoría de los SSI de la pesquería sobre objetos flotantes sugiere que las poblaciones de las tres especies han estado potencialmente sujetas a una mortalidad por pesca mayor, debido principalmente al aumento del número de lances en la pesquería sobre objetos flotantes. La tendencia al aumento constante del número de lances sobre objetos flotantes observada desde 2005 es motivo de especial preocupación ([Figura 1](#)). Esto se refleja en un aumento de la captura de aleta amarilla y barrilete en los lances sobre objetos flotantes ([Figura 2](#)), y para las tres especies, una disminución de la captura por lance ([Figura 3](#)) y de la talla promedio de los peces en la captura ([Figura 4](#)) en la pesquería sobre objetos flotantes. La interpretación del aumento de la mortalidad por pesca está apoyada por las tendencias de la talla promedio de del patudo y barrilete capturados en los otros tipos de lance, y por la tendencia del índice de CPUE palangrera del aleta amarilla basado en modelado espaciotemporal ([Figura 7](#)).

Por otra parte, las tendencias de algunos de los otros SSI no apoyan la interpretación de que el incremento de la mortalidad por pesca esté ocurriendo como resultado de un aumento del número de lances sobre objetos flotantes. En particular, las tendencias de la captura por lance para otros tipos de lance ([Figura 3](#)), la talla promedio del aleta amarilla en los otros tipos de lance ([Figura 4](#)), y los SSI de palangre ([Figuras 6-7](#)), excepto la CPUE del aleta amarilla, no son consistentes con esta interpretación. El indicador basado en el modelado espaciotemporal de la CPDP para la pesquería cerquera de aleta amarilla asociado a delfines ([Figura 5](#)) muestra un periodo reciente de CPUE baja, comenzando en 2015, que coincide con un periodo de capturas de aleta amarilla particularmente altas en lances sobre objetos flotantes ([Figura 2](#)).

Es difícil identificar las causas de las diferencias entre SSI, incluso cuando los SSI se consideran en grupo. Las inconsistencias entre los SSI de aleta amarilla podrían deberse a una interacción entre la estructura potencial de la población y diferencias en la distribución espacial del esfuerzo en los distintos tipos de lance. Además, la captura por lance podría no ser un indicador fiable de la abundancia, particularmente para la especie objetivo (es decir, barrilete en la pesquería sobre objetos flotantes y aleta amarilla en la pesquería sobre delfines). No obstante, el hecho que la mayoría de los SSI basados en la pesquería sobre objetos flotantes sean consistentes con un aumento de la mortalidad por pesca en esa pesquería significa que se deben considerar medidas de ordenación precautorias para evitar mayores aumentos.

BIGEYE TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN, 2019: BENCHMARK ASSESSMENT

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

CONTENTS

Executive summary	17
1. Introduction	17
1.1. Background	18
1.2. The new approach	19
2. Data.....	19
2.1. Fisheries and 'surveys'	19
2.2. Catch	22
2.3. Indices of abundance	24
2.4. Size-composition data	26
2.5. Age-at-length data	28
3. Assumptions and parameters.....	28
3.1. Biological and demographic information	28
4. Reference models	31
4.1. Assessment results	33
4.2. Diagnostics	35
4.3. Comparison to the previous assessment.....	37
4.4. Summary of results from assessment models.....	37
5. Stock status.....	38
5.1. Definition of reference points	38
5.2. Estimates of stock status	39
6. Future directions	40
6.1. Collection of new and updated information	40
6.2. Refinements to the assessment model and methods	40
References	40
Tables	62
Figures	43
Appendix	66

EXECUTIVE SUMMARY

1. This year's benchmark assessment of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean is the basis for a risk analysis used to provide management advice (SAC-11-08). The risk analysis encompasses alternative hypotheses on the states of nature. The hypotheses were developed in a hierarchical framework that addressed uncertainties and issues with previous assessments.
2. Unlike previous assessments that relied on one base-case model with an assumed steepness of 1.0 for the stock-recruitment relationship, this benchmark assessment integrates a total of fourteen reference models, each with four steepness assumptions (0.7, 0.8, 0.9, and 1.0).
3. The fourteen reference models included in this assessment are developed within a hierarchical framework, and combine components that address three major uncertainties in the previous assessment: a) the apparent regime shift in recruitment (R shift), b) the misfit to the length-composition data for the longline fishery that is assumed to have asymptotic selectivity, and c) the steepness of the stock-recruitment relationship.
4. The 44 converged model runs made for this assessment indicate that:
 - a. At the beginning of 2020, the spawning biomass (S) of bigeye ranged from 14% to 212% of the level at dynamic MSY (S_{MSY_d}); 26 runs suggest that it was below that level.
 - b. During 2017-2019, the fishing mortality (F) of bigeye ranged from 51% to 223% of the level at MSY (F_{MSY}); 26 runs suggest that it was above that level.
 - c. At the beginning of 2020, the spawning biomass (S) of bigeye ranged from 51% to 532% of the limit reference level (S_{LIMIT}); five runs suggest that it was below that limit.
 - d. During 2017-2019, the fishing mortality of bigeye ranged from 32% to 114% of the limit reference level (F_{LIMIT}); three runs suggest that it was above that limit.
5. Every reference model suggests that lower steepness values correspond to more pessimistic estimates of stock status: lower S and higher F relative to the reference points. However, all short-term models and two environment models (Models *Env-Fix* and *Env-Mrt*) estimate that, regardless of what value is assumed for steepness, S is below S_{MSY_d} and F is above F_{MSY} at the beginning of 2020, whereas Models *Gro* and *Sel* estimate the opposite. The stock status at the beginning of 2020 estimated by the remaining models depends on the value assumed for steepness.
6. The results from the reference models are combined in a risk analysis to provide management advice ([SAC-11-08](#)).

1. INTRODUCTION

This report presents the results of a benchmark stock assessment¹ of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean (EPO), conducted using an integrated statistical age-structured stock assessment modeling platform (Stock Synthesis 3.30.15). It is the first assessment of the species undertaken by the Commission's scientific staff under the 2018 [Work plan to improve stock assessments of tropical tunas](#) and, although it uses the same modeling platform, the methodology is quite different. The assessment now forms the foundation of a risk analysis, which takes uncertainty into account explicitly when determining stock status and formulating management advice. All model input files and output results for this benchmark assessment are available in [html and pdf formats](#).

¹ "Benchmark" stock assessments are a full analysis of model assumptions, methodologies and/or data sources, whereas in an "update" assessment only the data used in the assessment are updated.

1.1. Background

In recent years, some problems and sources of uncertainty had arisen in the staff's assessment of bigeye, culminating in the suspension of the staff's previous 'best assessment' approach and the adoption of the [work plan](#) to improve its stock assessments. The main problem was the apparent 'recruitment shift' ('R shift') in the mid-1990s, when the assessment estimated that the average recruitment doubled at the same time as the purse-seine catches of bigeye, mostly smaller fish, increased from [10,000 to nearly 50,000 metric tons \(t\) in three years](#) with the rapid expansion of the fishery on fish-aggregating devices (FADs) in the equatorial EPO, while longline catches of large bigeye halved. Although it is possible that recruitment did in fact increase, this result appears anomalous, and [various hypotheses](#) have been proposed to explain it (see Aires-da-Silva *et al.* (2010), [Valero *et al.* \(2019\)](#), and [Punt *et al.* \(2019\)](#) for details).

Another issue in the assessment of bigeye has been the systematically poor fits of the model to longline length-composition data. In particular, the model predicts higher proportions of larger (older) bigeye than those observed in the length-composition data for the longline fishery, which is assumed to have an asymptotic selectivity. While this could be due to observation error, it could also be the result of mis-specified assumptions in the model about parameters such as growth, natural mortality and/or selectivity.

One major source of uncertainty, and potentially also the explanation for other issues identified in the model, is the possibility of the stock having a spatial structure that is not captured in the model. However, preliminary modeling work did not find that stock structure in the EPO could explain the R shift, and there were insufficient data to model interactions with the central Pacific Ocean (CPO) (Valero *et al.* 2019). Therefore, the assessment assumes, as before, that there is a single stock of bigeye in the EPO, with minimal net movement of fish between the EPO and the CPO.

There is also uncertainty about the nature of the stock-recruitment relationship (a measure of the degree to which the recruitment to a stock is determined by the stock's spawning biomass, expressed as steepness (h)). The staff's previous assessments of bigeye have consistently presented analyses of the sensitivity of the results to different assumptions about this h parameter, but only to show the impact of these assumptions on estimated management quantities, and the uncertainty around h was not explicitly incorporated in the management advice.

More recently, the assessment results became overly sensitive to the inclusion of new data, in particular recent observations for the indices of relative abundance from the longline fishery ([SAC-09 INF-B](#)). This may be partially due to the contraction of both the spatial extent and the fishing effort of the Japanese longline fishery (whose data was used to estimate the longline index of relative abundance), resulting in less accurate and precise indices of relative abundance for recent years.

As a result of these issues and uncertainties, in 2018 the staff concluded that the results of its stock assessment of bigeye were not reliable enough to be used as a basis for management advice to the Commission ([IATTC-94-03](#)), and therefore implemented the [work plan to improve the stock assessments for tropical tunas](#). This benchmark assessment not only addressed the existing issues, but also included reviews by external experts of the assessments of both [bigeye](#) and [yellowfin](#) tunas and the development of a new approach to standardizing the longline catch per unit effort (CPUE) and associated length-composition data, using spatio-temporal models. Neither external reviews identified a particular replacement for the current base-case models, but both suggested a variety of alternatives for the staff to consider regarding natural mortality schedules, growth models, selectivity curves, and estimation procedures.

The staff's approach to the stock assessment of tropical tunas could be improved by incorporating model uncertainty to derive information for management advice.

1.2. The new approach

This 2020 benchmark assessment of bigeye in the EPO, and the companion assessment of yellowfin tuna ([SAC-11-07](#)), represent a new approach to stock assessments by the staff. Previously, it used a ‘best assessment’ approach, which bases the evaluation of stock status on a single ‘base-case’ model: the new assessments are based on ‘risk analysis’ methodology, which uses several *reference models* to represent various plausible *states of nature* (assumptions) about the biology of the fish, the productivity of the stocks, and/or the operation of the fisheries, and takes into account different results, thus effectively incorporating uncertainty into the management advice as it is formulated². This change, which represents a paradigm shift at IATTC, both for the staff’s work and the Commission’s decision-making regarding the conservation of tropical tunas, also allows the staff to evaluate explicitly the probability statements in the IATTC harvest control rule for tropical tunas established in Resolution [C-16-02](#).

This new approach to formulating management advice for tropical tunas includes the following four components:

1. Two **stock assessment reports**, for bigeye (this document) and yellowfin ([SAC-11-07](#)), presenting the results from all reference models for each species (model fits, diagnostics, stock status);
2. A **risk analysis** ([SAC-11 INF-F](#)), assessing the consequences of using each model as a basis for managing the fishery for tropical tunas by quantifying the probability of meeting the target and limit reference points specified in the IATTC harvest control rule;
3. **Stock status indicators** ([SAC-11-05](#)) for all three tropical tuna species (bigeye, skipjack, yellowfin); and
4. The **staff’s recommendations** (SAC-11-15) for the conservation of tropical tunas, based on the risk analysis above.

2. DATA

2.1. Fisheries and ‘surveys’

The [2nd external review of the bigeye assessment](#) did not consider the development of a spatial model for the EPO a high priority in the short term. Accordingly, this assessment uses an ‘areas-as-fleets’ approach, in which the geographical areas (Figure 1) are implicitly modeled as separate fleets in a one-area model.

There are no fishery-independent surveys of tuna abundance and size composition in the EPO: all the available data are obtained from the fishery, directly or indirectly. However, the philosophy of how to treat fishery-derived indices of abundance has changed for this assessment. Although still based on CPUE data, they are disconnected from the fisheries structure, total catch, and catch composition, and are therefore more like true surveys. They are called “surveys” to be consistent with Stock Synthesis terminology, and also because they are modeled as having data, such as indices of abundance and size compositions, but no catch, as a real survey would.

The fisheries and surveys defined for the bigeye assessment are illustrated in Figure 1, summarized in Table 1, and described in detail below.

² See SAC-11 INF-F (Maunder *et al.* 2020) for a description of the technical details of the risk analysis, using bigeye as a case study.

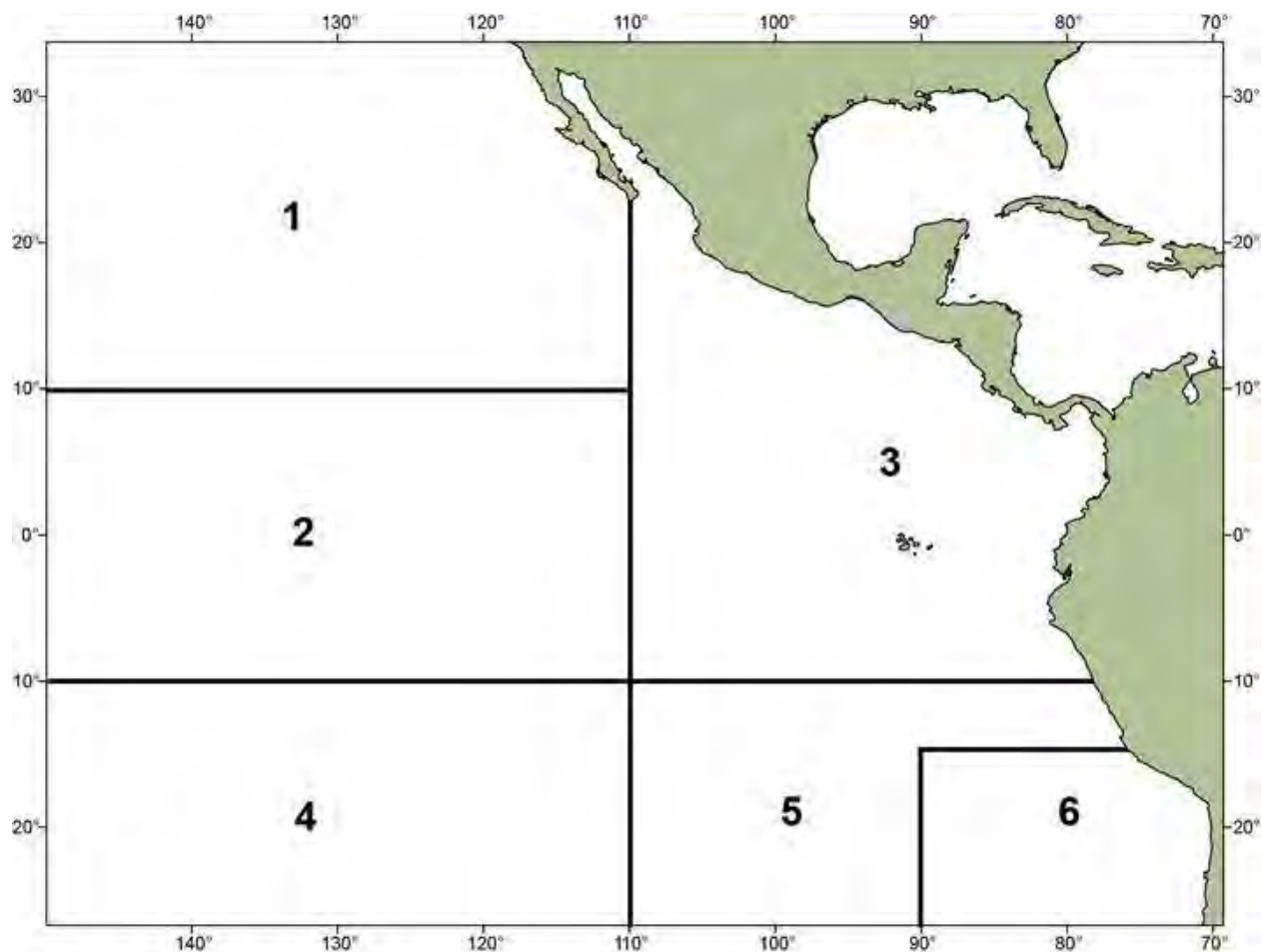


FIGURE 1. Spatial extent of the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO. The fisheries are summarized in Table 1.

FIGURA 1. Extensión espacial de las pesquerías definidas para la evaluación del atún patudo en el OPO. En la Tabla 1 se resumen las pesquerías.

TABLE 1. Fishery and “survey” fleets defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO. PS = purse-seine; LL = longline; OBJ = sets on floating objects; NOA = sets on unassociated fish; DEL = sets on dolphins. See Figure 1 for map of areas.

Fleet Number	Gear	Set type	Years	Area	Catch data	Unit
FISHERIES						
1	LL	-	1979-present	1	Retained catch only	1,000s
2			Block 1: 1979-1993 Block 2: 1994-present	2		
3				3		
4				4		
5				5		
6				6		
7	LL	-	1979-present	1	Retained catch only	tons
8			Block 1: 1979-1993 Block 2: 1994-present	2		
9				3		
10				4		
11				5		
12				6		
13	PS	OBJ	1979-present	2	Retained catch + discards (inefficiencies)	tons
14				3		
15				4		
16				5		
17				6		
18	PS	OBJ	1979-present	2-6	Discards (size-sorting)	tons
19	PS	NOA+DEL	1979-present	2	Retained catch + discards (all)	tons
20				3		
21				4		
22				5		
23				6		
SURVEYS						
24	LL	-	1979-1992	2-6	No catches	-
25			1995-present			

2.1.1. Fisheries

Twenty-three fisheries are defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO, classified by gear (purse-seine/longline/pole-and-line), purse-seine set type (floating object/unassociated/dolphin), area of operation (Figure 1), and unit of catch (number/weight) (Table 1).

These new spatial definitions are based on the results of a regression tree analysis that uses both CPUE and length-frequency data to investigate the stock structure of bigeye in the EPO (Lennert-Cody *et al.* 2010; Document [WSBET-02-02](#)). The analysis synthesizes spatial structure in these data types across different gears to provide one set of spatial boundaries for all fisheries in the assessment, which necessarily represent a compromise between those that would be best for each gear type. Because longline catches are reported in number by some fleets and in weight by others, two longline fisheries, one in number and one in weight, are defined for each area. As in the previous assessment (Xu *et al.* 2018), since the catches of bigeye by pole-and-line (LP) vessels and by purse-seine vessels setting on dolphins (DEL) and unassociated tunas (NOA) are small relative to other fisheries, for convenience, they are pooled (Fisheries 19-23).

For the longline fishery, an abrupt increase in the number of hooks between floats (HBF) around 1993-1994 resulted in deeper longline sets, which implies different selectivity curves after 1993; therefore, the ten longline fisheries in Areas 2-6³ were divided into two time blocks (1979-1993 and 1994-2019; Table 1) with different selectivity parameters.

2.1.2. Surveys

In Stock Synthesis, a ‘survey’ is modeled as a fleet that has data, such as indices of abundance and age/length compositions, but no catch. Two longline ‘surveys’ are defined for this assessment of bigeye in the EPO based on the time of operation, ‘early’ (1979-1992) and ‘late’ (1995-2019) (Table 1). No surveys are assigned to Area 1 because the indices of abundance and composition data from this area are likely not representative of the “core” equatorial region of the bigeye distribution, all of which lies outside Area 1 (Figure 1). Catchability and selectivity are estimated separately for the two surveys. The coefficient of variation (CV) of the late index of abundance is fixed while that of the early index is estimated. See section 2.3 for information about how CVs are specified for survey indices of abundance.

2.2. Catch

The following types of catch data are defined for this assessment:

- **Retained:** catch retained aboard the vessel;
- **Discarded:** catches not retained aboard the vessel;
- **Total:** retained catch + discards;
- **Unloading:** retained catch unloaded from the vessel.

2.2.1. Purse seine

The information used to estimate the total catch by species comes from four main sources: in order of importance, canneries, on-board observers, vessel logbooks, and in-port sampling by IATTC staff. If landing information from canneries is unavailable, catch information in the observer or vessel logbook databases, in that order, is used instead. The observer and logbook databases also contain other information about the catches, such as location and date caught, set type (on dolphin-associated tunas (DEL), on floating objects (OBJ), and on unassociated tunas (NOA) and vessel carrying capacity (<364 t (Classes 1-5) and ≥364 t (Class 6)); ‘year’ is the only ancillary information available in the unloading

³ In Area 1, the length-composition sampling before 1993 was too limited to enable different selectivities to be estimated for the two time blocks

database. Additionally, since 2000, the port-sampling program for collecting length-composition data has also provided information on species composition (see section 2.3.4).

For this assessment, EPO total catches by species were estimated by catch stratum (area, month, set type, and vessel carrying capacity) and then aggregated across catch strata to obtain quarterly estimates for each fishery. The method used to estimate the species composition of the catch depends on the sources of information available. Estimates prior to 2000 are based on the recorded species totals in the unloading or observer or logbook data, as applicable. To correct for underestimated bigeye catches, an adjustment factor that adjusts the catches of all three species, based on the port-sampling data from 2000-2004, is applied. The adjusted species totals are prorated to catch strata using the ancillary information in the observer and logbook databases. Since 2000, the port-sampling data have been used to determine the species composition of the total catch. The total catch of all three species combined (from unloading, observer and logbook data) is prorated to catch strata, using the information in the observer and logbook databases. The port-sampling data on the species and size composition of the catch are then used to estimate the catch of each species by catch stratum. Detailed explanations of the sampling and estimators can be found in the appendix of Suter (2010) and in [WSBET-02-06](#).

2.2.2. Longline

The IATTC staff does not collect data on longline catches directly; they are reported annually to the IATTC by individual Members and Cooperating non-Members (CPCs), pursuant to Resolution C-03-05 on data provision. Catches are reported by species, but the availability and format of the data vary among fleets: the principal fleets report catch and effort aggregated by 5° cell-month. IATTC databases include data on the spatial and temporal distributions of longline catches in the EPO by the fleets of distant-water CPCs (China, Chinese Taipei, French Polynesia, Japan, and Korea) and coastal CPCs (principally Mexico and the United States).

For this assessment, these data are aggregated in line with the new fishery definitions based on area of operation (Figure 1 and Table 1). Because two longline fisheries are defined for each area, the catches are entered in their original units (number or weight), and the conversion between number and weight is done internally in the assessment model.

Updated and new catch data for the longline fisheries (Fisheries 1-12), available to the IATTC staff on 10 April 2020, were incorporated into the current assessment. New or updated catch data were available for Vanuatu (2018-2019), Chinese Taipei (2016-2019), French Polynesia (2018-2019), China (2018-2019), Japan (2016-2019), Korea (2018-2019), the United States (2014-2018) and Panama (2019). 2019 data are from monthly reports. If catch data for a recent year or years were unavailable, catches were set equal to the last year for which data were available. For fleets that reported catch aggregated by year and 5° cell, the data were disaggregated, using the proportion of catches by quarter and area for the closest year for which data were available. The catches of a coastal CPC that reported aggregated catches were added to the area which contained that CPC's Exclusive Economic Zone (EEZ). The algorithm to calculate the catch by fishery is described in [WSBET-02-03](#).

2.2.3. Discards

Two types of discards are considered, those resulting from inefficiencies in the fishing process and those related to the sorting of catches. Examples of inefficiency are catch from a set exceeding the remaining storage capacity of the fishing vessel or dumping unwanted bycatch species, while catch sorting is assumed to occur when fishers discard tuna that are under a certain size.

For the purse-seine fishery, the amount of bigeye discarded, regardless of the reason, is estimated with information collected by AIDCP observers, using the methods in Maunder and Watters (2003). No

observer data are available to estimate discards prior to 1993, and it is assumed that there were no discards before that time. Also, there are periods for which observer data are not sufficient to estimate the discards, in which case it is assumed that the discard rate (discards/retained catches) is equal to the discard rate for the same quarter in the previous year or, if quarterly data are not available, a proximate year. Total catch by Fisheries 13-17 (OBJ) represents retained catch plus discards resulting from inefficiencies in the fishing process. Fishery 18 represents discards resulting from catch sorting in Fisheries 13-17, which are treated separately, following the rationale of Maunder and Watters (2001), and are assumed to be composed only of fish that are 2-4 quarters old. In Fisheries 19-23 (NOA and DEL), total catch represents retained catch plus some discards resulting from inefficiencies in the fishing process and from sorting the catch, although the latter is infrequent in these fisheries.

Discards by the longline fisheries cannot be estimated with the minimal data available, so it is assumed that the retained catch represents the total catch (Table 1).

2.2.4. Catch trends

To compare the catch trends of the purse-seine and longline fisheries (Figure 2), longline catches in number are converted to weight inside the assessment model. The catch trends for bigeye have several important features:

1. Longline fisheries dominate bigeye catches before 1993; since then the OBJ fishery has become the main fishery for bigeye.
2. The total annual catch has been relatively stable since 1997.
3. The two tropical areas in the EPO, Areas 2 and 3, are the most important fishing grounds for both longline and purse-seine fisheries.
4. Longline catches in Areas 2 and 3 have decreased since 1979. In Area 2 the purse-seine catch increased continuously since the expansion began in 1993, while in Area 3 it increased during 1993-2000 and decreased notably thereafter.
5. Longline catches in Area 1 are much smaller than in the other areas in the EPO, supporting the exclusion of Area 1 from the surveys.

2.3. Indices of abundance

While both purse-seine and longline indices of abundance are available for bigeye in the EPO, this assessment includes only the longline indices, which primarily inform the trend of adult abundance. Standardizing purse-seine indices of abundance is notoriously challenging, because the relationship between abundance and fishing effort, and how it evolves with technological advancements over time, is unclear, and at least some of the covariates that impact the catchability of the purse-seine fishery (e.g., soak time, FAD density, presence of echosounder) are not available for the entire period of interest. The staff is investigating novel methods for producing reliable purse-seine indices of abundance using FAD data, which might potentially inform the trend of juvenile abundance in future assessments of bigeye.

2.3.1. Data selection

The longline indices of abundance developed for this assessment are based on newly available aggregated catch and effort data for the Japanese commercial fleet, at a resolution of 1° cell x month x vessel. Only the data for 1979-1992 ('early') and 1995-2019⁴ ('late') were used for standardizing these indices, for two reasons: 1) vessel identification, a catchability covariate included in the index standardization procedure,

⁴ Since catch and effort information for the fourth quarter of the terminal year (2019) is incomplete, it was removed from the dataset, as in previous assessments.

was not available before 1979; 2) the sharp increase in HBF in 1993-1994 may cause changes in both survey catchability and selectivity.

The 'core' fishing ground, defined as all $1^\circ \times 1^\circ$ cells in the EPO with at least 80 quarters of observations during 1979-2019 (Figure A1), was used for the index standardization. This selection is due primarily to the concern that the marked contraction of the Japanese longline fishery in recent years, in terms of fishing effort (Figure 3a) and area of operation (Figure 3b), may bias the indices for those years. Using the catch and effort dataset for the core fishing ground only when fitting a spatiotemporal model reduces the potential impact of spatial imputation of catch rates for unfished locations on the accuracy of standardized indices from such models. To allow the standardization model to accurately estimate vessel effects on catchability over an extended period of time, vessels with missing identification or less than 40 quarters of observations are filtered out of the dataset. The number of vessels selected by this criterion increased approximately linearly from 20 in 1979 to a historical high level (150) in 1992 before dropping also approximately linearly to less than 20, the lowest level, in 2019 (Figure 3c).

2.3.2. Standardization procedure

A spatiotemporal delta-generalized linear mixed model (VAST; Thorson and Barnett 2017) is used to estimate the longline indices of abundance for bigeye in the EPO. This approach models encounter probability and positive catch rate separately to deal with zero-inflated catch observations, uses area-weighting, and can impute catch rates in unfished locations based on estimated spatial correlation patterns, which are assumed to be constant over both space and time. The early and late indices of abundance used in the assessment are standardized by two separate VAST models, both of which use the *logit* and *log* link functions for the linear predictors of encounter probability and positive catch rate, respectively. Both predictors include an intercept term (year-quarter effect), spatial term, spatiotemporal term, and two catchability covariates (vessel identification as a factor term and HBF as a linear term) to account for the effects of vessel and gear on fishing efficiency (for details see Xu *et al.* 2019). The two VAST models group all 1° cells in the core fishing ground into 200 spatial knots to improve computational efficiency and estimate the standardized index of abundance and associated CV for every quarter in the early and late periods (Figure 3). The code used to standardize the two indices of abundance can be found [here](#).

The CVs of the indices are estimated in VAST based on the quality of catch rate data in each quarter, including spatial coverage and sample size. The low spatial coverage and sample size in recent years (Figure 3) result in high CVs being estimated for those years (Figure 4). In the previous assessments of bigeye (Aires-da-Silva *et al.* 2015a, Xu *et al.* 2018), a time-invariant CV of 0.15 was used for longline indices of abundance. In this assessment, however, the CV of the early survey index is the sum of the CV estimated by VAST and a constant estimated by the assessment model depending on the degree of consistency between this index with other data inputs; whereas the CV of the late survey index is fixed at the sum of the CV estimated by VAST and a constant that scales the mean CV in 1995-2014 to be 0.15 (Figure 4).

It is worth noting that the late longline index increased markedly after the first quarter of 2018, which is likely a result of the strong El Niño in 2016 (Figure 4). The previous two El Niño events of similar magnitude (1983 and 1998) induced concurrent high recruitment and higher values of the index of abundance, the latter peaking around three years later (Figure 4). There is also the possibility of a positive impact of El Niño on longline catchability, which merits further investigation in future assessments.

2.4. Size-composition data

2.4.1. Fisheries

2.4.1.a Purse-seine

The length-frequency data for the purse-seine fisheries are obtained through the sampling program conducted by IATTC personnel at ports of landing in Ecuador, Mexico, Panama, and Venezuela. The ancillary information available in the port-sampling database is determined by the governing protocol (Tomlinson 2002, Suter 2010), which specifies the strata from which samples are collected: fish-carrying capacity of the vessel, type of set (DEL, NOA, OBJ), month and area of catch (13 areas; see Figure 1 in [WSBET-02-06](#)). Wells are the primary sampling unit within a stratum, with unequal numbers of wells sampled per stratum, and fish within a well are the secondary sampling unit. Sampling at both stages is largely opportunistic, except that a well is sampled only if all the catch within it came from the same stratum. This restriction can result in sets with large catches predominating in the samples (Lennert-Cody and Tomlinson 2010). More than one well may be sampled per vessel if the catch in the other wells comes from different strata, but typically only one or two wells per trip are sampled. For large and small purse-seine vessels, about 50%-60% and 10-20% of trips, respectively, have typically been sampled per year, for a total of over 800 wells sampled in most years (IATTC 2010a; Vogel, 2014). The sampling coverage in terms of percentage of the catch is lower (SAC-02-10). The sampling areas were designed for yellowfin prior to the development of the fishery on FADs. Since 2000, both the 5° cell and the sampling area have been recorded for almost all samples (Lennert-Cody *et al.* 2012); the 5° cell has been recovered for many samples prior to 2000. Ideally, 50 fish of each species in the sampled well were measured, and since 2000 samplers alternate between counting fish by species and measuring fish for length. The protocol varies to some extent with the set type associated with the catch in the well and with the species composition of the catch in the well, as recorded by the observer or in the vessel's logbook. More details on the port sampling program can be found in the Appendix of Suter (2010) and in [WSBET-02-06](#).

As with the species composition, the size composition of the catch, in numbers of fish by 1-cm length interval, is estimated by stratum and then aggregated across strata to obtain quarterly estimates for each fishery. The estimated number of fish are then converted to proportion of fish at length for the assessment. The estimated numbers at length are obtained by multiplying the well-level estimates of the proportion at length, combined across sampled wells, by the estimated total catch in numbers for the species in the stratum. Since 2000, the well estimates of proportions at length make use of both the species counts and the length-measurement data. Details of the estimators can be found in [WSBET-02-06](#).

2.4.1.b Longline

The length-composition data for longline fisheries in this assessment are based on 1) new monthly 1° x 1° length-frequency data for the Japanese commercial fleet; 2) new monthly 1° x 1° catch and effort data for individual Japanese commercial vessel; and 3) 5° x 5° quarterly longline catch data reported by CPCs. The length-composition data should be representative of longline catches, so the raw length-frequency observations, filtered to remove any not precise to within 2 cm, are raised to the corresponding fishery catch in the same location and time strata, as follows:

1. Raise Japanese monthly 1° x 1° length-frequency data to Japanese total catch in the same strata;
2. Aggregate the raised data from the previous step to quarterly 5° x 5° catch;
3. Raise the aggregated length-frequencies from the previous step to the total catch of all CPCs in the same strata;
4. Aggregate the raised length-frequencies from the previous step for each longline fishery (Fisheries 1-12).

The length compositions are aggregated by 2-cm intervals from 20 cm to 198 cm, and their input sample sizes are computed as the total number of fish sampled divided by 100. The input sample sizes for every longline fishery have decreased continuously since the mid-1990s, to very low values in the most recent quarters (Figure 5). The sample sizes are scaled within the assessment using the Francis (2011) approach (Table 2). The longline fishery in Area 2 (Fishery 2) catches the highest proportion of large (150+ cm) bigeye in the late period (Figure 6) and is therefore assumed in most reference models to have an asymptotic selectivity (see section 4).

2.4.1.c Trends in sample size and mean length

Since the expansion of the OBJ fisheries, their sample sizes, especially those in Areas 2 and 3, have increased pronouncedly (Figure 5 top), to the point that most length-composition data for those fisheries in recent years are from those two areas. The longline fisheries show a different trend: before the expansion of the OBJ fisheries, the longline length-composition data were predominantly from Area 2, but since then the sample sizes for all longline fisheries, including in that area, have fallen to a very low level in recent years (Figure 5 bottom).

The average length of bigeye caught in most OBJ and longline fisheries in the EPO does not show a strong temporal pattern (Figure 6 top). One exception is the OBJ fishery in Area 6, where the average size of bigeye caught tripled before 2000 and halved thereafter. However, the very low sample sizes for this fishery (Figure 5 top) suggest that this large temporal variation may be primarily an artifact of sampling error. Overall, the long-term average length composition of each main longline fishery (in Areas 2-5) shifted to larger bigeye from the early to the late period (Figure 7), which could be caused by the increase in HBF over time.

2.4.2. Surveys

2.4.2.a Data selection

The length-composition data for longline indices of relative abundance in this assessment are based on 1) new monthly $1^\circ \times 1^\circ$ length-frequency data, in 1- or 2-cm intervals, for the Japanese commercial fleet; and 2) new monthly $1^\circ \times 1^\circ$ catch and effort data for individual Japanese commercial vessel. Unlike the length-composition data from the fisheries that are representative of catches, the length compositions of surveys are representative of abundance (Maunder *et al.* 2020), so the raw length-frequency observations are raised to the catch rate obtained from the catch and effort data in the same location and time strata. To match the indices of abundance to which the survey length compositions correspond, the raw length frequency observations in only the core fishing ground (Figure A1) are selected for the standardization of survey length compositions.

2.4.2.b Standardization procedure

Survey selectivity is assumed to be time-invariant in this assessment. To ensure that this assumption is approximately accurate, VAST is also used to standardize the length-composition data for surveys, following the procedure described in Thorson and Haltuch (2018). Standardizing length-specific catch-rate data using spatiotemporal models like VAST is computationally intensive and time-consuming, so the input composition data were aggregated into 10-cm intervals, from 20 cm to 190 cm. The early and late longline survey length compositions are standardized by two separate VAST models, both of which use the *logit* and *log* link functions for the linear predictors of encounter probability and positive catch rate, respectively. Both predictors for each length interval include an intercept term (year-quarter effect), spatial term, and spatiotemporal term, all of which are assumed to be independent among length intervals, due mainly to the infeasibly long computation time when estimating covariances among length intervals. VAST groups all $5^\circ \times 5^\circ$ cells in the core fishing ground into 50 spatial knots to further improve

computational efficiency. The two VAST models provide standardized length compositions for every quarter in the early and late periods. The input sample size of the survey length compositions is computed as the total number of fish sampled divided by 100. The sample sizes are scaled within the assessment model using the Francis (2011) approach.

2.5. Age-at-length data

Age-at-length data derived from otolith readings (Schaefer and Fuller 2006) were integrated into some, but not all, reference models to provide information on mean length-at-age and variation in length-at-age. These data consist of age estimates from counts of daily increments on otoliths and length measurements of 254 bigeye tuna caught in 2002 by floating-object fisheries (Figure 8). The otoliths were collected by length-stratified sampling and were therefore included in the model as age conditioned on length. Age-at-length data derived from otolith readings are available for fish up to four years of age only because otolith daily increments for large (older) fish are very difficult to interpret (Schaefer and Fuller 2006).

3. ASSUMPTIONS AND PARAMETERS

3.1. Biological and demographic information

3.1.1. Growth

As with many tuna species, specifying growth in the bigeye stock assessment for the EPO presents some challenges. Age-at-length data derived from otolith readings are available for fish up to four years of age only (Schaefer and Fuller 2006). This is a narrow spectrum of ages of the longevity of at least 15-16 years estimated from tagging studies (Langley *et al.* 2008). Otolith daily increments for large (old) fish are very difficult to interpret. Bigeye growth estimates from tagging studies are available, but again these are mostly limited to juvenile ages (Schaefer and Fuller 2006). Acquiring tag-recapture information for older fish is problematic, since they are difficult to catch for tagging, and few tag recoveries from larger fish are available from the longline fisheries.

Following the recommendations of the first [external review of the IATTC staff's assessment of bigeye](#) in 2010, a transition was made from the traditional von Bertalanffy growth model to a more flexible Richards (1959) growth model. In Stock Synthesis, the Richards growth curve for the mean length (L) at age (a) is re-parameterized according to Schnute (1981):

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

Where a_1 and a_2 , the first and last ages at which the fish follow the Richards curve, are specified to be 0 and 40 quarters, respectively. Therefore, L_1 and L_2 are the mean length at age 0 and 40 quarters, respectively. K represents the growth rate, and b influences the shape of the Richards growth curve. Previous sensitivity analyses (Aires-da-Silva and Maunder 2010, Aires-da-Silva *et al.* 2015a, Hampton and Maunder 2005) have shown that the results of the bigeye stock assessment are highly sensitive to L_2 . Based on a recently-available length-increment tagging dataset that includes large bigeye in the EPO, Aires-da-Silva *et al.* (2015b) developed an integrated model that incorporates both otolith age-at-length data and length-increment tagging data into the estimation of growth parameters. The integrated model was found to improve the estimates of growth parameters, especially L_2 , than the model based on otolith age-at-length only. Aires-da-Silva *et al.* (2015b) estimated that, for bigeye in the EPO, L_1 and L_2 are 21.88 cm and 196.34 cm, respectively; K is 0.11 quarter⁻¹, and b is 0.23.

Another important component of growth used in age-structured statistical catch-at-length models is the

variation of length at age, which can be just as influential as the mean length at age. For bigeye in the EPO, the standard deviation of length at age is assumed to be proportional to mean length at age. Information on the variability of length at age can be obtained from the otolith data with the method of Aires-da-Silva *et al.* (2015), or by integrating the otolith data into the stock assessment. In this assessment, the standard deviations of length at age 0 and 40 quarters are, respectively, estimated internally by the assessment model and fixed at the value (8.878 cm) estimated externally by Aires-da-Silva *et al.* (2015b). The reason for estimating the standard deviation of length at age 0 internally by the assessment model is that the externally-estimated value (2.962 cm) appears to be too small, as suggested by the poor fit of the length-composition data from the floating-object fisheries at small sizes (figure not shown).

The following weight-length relationship, from Nakamura and Uchiyama (1966), was used to convert length to weight in the current stock assessment:

$$w = 3.661 \times 10^{-5} \times l^{2.90182} \quad (\text{Equation 2})$$

where w is weight in kilograms and l is length in centimeters.

3.1.2. Natural mortality (M)

Age-specific vectors of natural mortality (M) are assumed for bigeye in the EPO. This assessment uses sex-specific models and natural mortality schedules are provided for each sex (Figure 3.2 in SAC-01-08a). M at age 0 is assumed to be 0.25 for both sexes, and M is assumed to decrease to 0.1 at 5 quarters of age. As in previous assessments, it is assumed that female M increases after the fish mature. These age-specific vectors of M are based on fitting to the estimates of age-specific proportions of females, maturity at age, and M of Hampton (2000).

Different levels of M had a large influence on the absolute population size and the population size relative to that corresponding to the maximum sustainable yield (MSY) (Watters and Maunder 2001). Harley and Maunder (2005) performed a sensitivity analysis to assess the effect of increasing M for bigeye younger than 10 quarters. In addition, the effect on the bigeye stock assessment of assuming alternative scenarios of juvenile M has been evaluated (Document [SARM-9-INF-B](#)). The management quantities showed little sensitivity when higher levels of M were assumed for fish 0-5 quarters of age, but greater sensitivity to the assumption made about the older early ages (5-12 quarters) included in the early high levels of M . However, the high levels of M assumed for bigeye 5-12 quarters old (60-120 cm) seem unrealistic.

An ongoing investigation of M for bigeye, based on an integrated analysis which includes tagging and sex-ratio data, indicates levels of M for adult bigeye higher than previously assumed (Maunder and Aires-da-Silva 2010). However, these estimates are highly uncertain, and strongly dependent on the assumptions made about tag-reporting rates by longliners.

3.1.3. Recruitment and reproduction

It is assumed that bigeye can be recruited to the fishable population during every quarter of the year. Recruitment may occur continuously throughout the year, because individual fish can spawn almost every day if ambient water temperature is in the appropriate range (Kume 1967, Schaefer 2006).

Stock Synthesis allows a Beverton and Holt (1957) stock-recruitment relationship to be specified. The Beverton-Holt curve is parameterized so that the relationship between spawning biomass (S , biomass of mature females) and recruitment (modeled in Stock Synthesis as the number of age-0 fish) is determined by estimating the average recruitment produced by an unexploited population (virgin recruitment) and h , defined as the fraction of virgin recruitment that is produced if spawning biomass is reduced to 20% of its unexploited level. It controls how quickly recruitment decreases when the spawning biomass is reduced and can vary between 0.2 (recruitment is a linear function of spawning biomass) and 1.0 (recruitment is

independent of spawning biomass). In practice, it is often difficult to estimate h because of a lack of contrast in spawning biomass and because of other factors, like environmental influences, can cause recruitment to be extremely variable. Previous assessments assumed that h is 1 since there is no evidence that recruitment is related to spawning stock size for bigeye in the EPO. If steepness is estimated as a free parameter in the model, it is estimated to be 1. However, simulation analyses have shown h is frequently estimated to be 1 even when the true steepness is lower (Lee *et al.* 2012). In this assessment, four values of steepness (0.7, 0.8, 0.9, and 1.0) are evaluated. In addition to the assumptions required for the stock-recruitment relationship, a constraint on quarterly recruitment deviates with a standard deviation of 0.6 is applied. It is also important to note that the method proposed by Methot and Taylor was used to provide bias adjustment for recruitment.

Reproductive inputs are based on the results of Schaefer (2006) and data provided by Dr. N. Miyabe of the National Research Institute of Far Seas Fisheries (NRIFSF) of Japan. Information on age at length (Schaefer and Fuller 2006) was used to convert proportion mature at length into an age-at-maturity schedule (SAC-01-08a, Figure 3.3 and Table 3.1).

3.1.4. Movement

Movement patterns of tagged bigeye in the EPO and adjacent areas are available from Schaefer and Fuller (2009) and Schaefer *et al.* (2015). With respect to juvenile fish, Minte-Vera *et al.* (2019) reported movement in an eastward direction at rates between 16% to 23% per quarter, using tag-recoveries from conventional tags and advection-diffusion analysis of archival tag data. Movement information for older fish is very limited. Valero *et al.* (2019b) implemented a series of exploratory spatially-structured models with and without movement for bigeye in the EPO and adjacent areas. Although some spatial configurations with movement reduced the R shift, there are uncertainties in the movement rates of juvenile bigeye (which seem too high, based on assessment model results), and those for adults are unknown, both in direction and rate. While some combinations of estimated juvenile rates and assumed rates and directions of adult movement reduce the R shift, they resulted in accumulation of fish to the coastal areas, and lead to either unrealistically large differences in longline catchability between areas, or lack of model convergence when mirroring catchability among areas (Valero *et al.*, 2019a, b).

The current assessment does not consider movement explicitly; rather, it is assumed that the population is randomly mixed at the beginning of each quarter of the year. The IATTC staff is studying the movement of bigeye within the EPO, using data recently collected from conventional and archival tags, and these studies indicate movement of juvenile bigeye into the EPO from the CPO. The studies may eventually provide information useful for stock assessment. The spatial definition of the fisheries implicitly accommodates some forms of movement through different selectivities. It is worth noting that natural mortality in this closed-population assessment model can also account for the east-west movement across the 150°W management boundary. Moving westward (eastward) across the management boundary is interpreted by the model as an increased (decreased) natural mortality rate.

3.1.5. Stock structure

Minte-Vera *et al.* (2019) provide a review of information available for identifying the stock structure of bigeye within the EPO. Tagging analysis and multivariate regression-tree analysis of size distribution and CPUE trends (Lennert-Cody *et al.*, 2010; Minte-Vera *et al.*, 2019) have been used to investigate spatial structure in the EPO. Information on the stock structure is limited, in part because stock identity is from fishery-dependent sources and information from other disciplines is limited or not available (see Punt *et al.* 2019). Information and analyses currently available suggest a single genetic population of bigeye tuna across the Pacific Ocean, with some regional sub-population structure, with considerable connectivity between the EPO management unit and the CPO (Schaefer, 2009; WPFMC, 2014; Schaefer *et al.*, 2015,

Minte-Vera *et al.*, 2019; Punt *et al.* 2019). Several evaluations of potential spatial structure in the bigeye stock assessment have been conducted (Aires-da-Silva and Maunder 2010b; Valero *et al.* 2018, 2019b). Exploratory assessment models for the central EPO area removed the *R* shift and indicated a more depleted stock (Valero *et al.* 2018). However, spatially disaggregating the entire EPO did not remove the *R* shift, which remained in all spatially-structured EPO-wide exploratory assessments that did not have major diagnostic problems (Aires-da-Silva and Maunder, 2010; Valero *et al.*, 2018; Valero *et al.* 2019a; Valero *et al.*, 2019b), suggesting that spatial structure alone will not resolve the problems associated with the *R* shift. Further spatially-structured frameworks will be considered in future stock assessments.

Despite tagging data showing movement of juvenile bigeye from the CPO into the EPO, for this assessment it is assumed that there are two stocks, one in the EPO (the focus of the assessment) and the other in the CPO, and that there is no net exchange of fish between these regions. The IATTC staff periodically conducts a Pacific-wide assessment of bigeye in collaboration with scientists of the Oceanic Fisheries Programme of the Secretariat of the Pacific Community and of the NRIFSF. This work may help indicate how the assumption of a single stock in the EPO is likely to affect the interpretation of the results obtained from Stock Synthesis.

4. REFERENCE MODELS

In this report, the latest version (3.30.15) of Stock Synthesis (Methot and Wetzel 2013) was used to assess the status of bigeye in the EPO. Stock Synthesis is an age-structured, statistical stock assessment model framework that allows models of varying complexity to be implemented and fitted to many different types of data. Previous assessments of bigeye have relied on the results of a single model configuration (base case) for evaluating stock status. As described in section 3, uncertainties about several assumptions have remained in the assessment and the staff has developed a risk analysis framework to explicitly include those in the evaluation of stock status and formulation of management advice.

The first step in the implementation of the risk analysis is to establish the plausible hypotheses (reference models) that define the states of nature associated with the main existing sources of uncertainty. These models are designed to address three major uncertainties in the previous assessment: (1) the apparent regime shift in recruitment (*R* shift); (2) the misfit to the length-composition data for the longline fishery that is assumed to have asymptotic selectivity (Fishery 2); and (3) the steepness of the stock-recruitment relationship (*h*). The reference models were developed within a hierarchical framework, and combine components that address all three issues. The models that address the *R* shift assumed that the shift was either (i) real, or (ii) an artifact of model misspecification. Several models were eliminated from consideration based on previous work, and others after initial runs. The remaining models are divided into those that assume that: (1) the *R* shift is real and is estimated as a recruitment regime parameter (for 1979-1993) in the model (**Environment (Env)**); (2) the *R* shift is an artifact of model mis-specification, but the cause is unknown, so the early data are excluded by starting the model in 2000 (**Short (Srt)**); and (3) the *R* shift is an artifact of model mis-specification, and the process is known. This last group includes models that estimate (a) pre-adult (13-quarter-old) *M* as a proxy for pre-adult movement (**Movement (Mov)**); (b) the growth curve and the variation of length at age (**Growth (Gro)**); (c) a dome-shaped selectivity curve for Fishery 2 (**Selectivity (Sel)**), and (d) adult (26-quarter-old) *M* (**Mortality (Mrt)**).

The **Env** and **Srt** models are combined with components that address the misfit to the composition data for Fishery 2. These include models that (1) ignore the issue (**Fixed (Fix)**); (2) estimate the growth curve and the variation of length at age (**Growth (Gro)**); (3) estimate a dome-shape selectivity curve for Fishery 2 (**Selectivity (Sel)**), and (4) estimate adult(26-quarter-old) *M* (**Mortality (Mrt)**). The rest of the models that use known processes (movement, growth, selectivity, and *M*) to explain the *R* shift also use those processes to address the misfit to the longline composition data.

Two other models were investigated but were subsequently eliminated for use in management advice based on diagnostics. The first (**Catch curve (Ind)**) assumed that the index of abundance was not representative of the stock and was therefore not used in the assessment; the second (**Down-weighted (Cmp)**) assumed that the longline length-composition data were not representative, and therefore are down-weighted by a factor of 10 in the model. Neither was run in combination with the components that addressed the *R* shift and the misfit to the composition data.

This benchmark assessment for bigeye is based on fourteen reference models (Table 2), of which twelve models are selected based on model diagnostics. Each model was run with four different values of *h* (0.7, 0.8, 0.9, and 1.0). However, to reduce the number of analyses and subsequent figures, most results and diagnostics in this report are presented for *h* = 1.0 only.

The naming convention uses the name of the model used to address the *R* shift, followed by the name of the model used to address the misfit to the composition data. For example, the model that uses the short-term model to address the *R* shift and the growth curve to address the misfit to the composition data is **Short-Growth (Srt-Gro)**, while the model that uses growth to address the *R* shift is simply **Growth (Gro)**.

All reference models of bigeye have a quarterly time step from the first quarter of 1979/2000 (model-specific) to the last quarter of 2019 (Table 2). They include 40 population age bins from 0 to 39+ quarters and 111 population length bins from 2 to 220+ cm with an interval of 2 cm. Also, they are sex-structured models with sex-specific natural mortality. They are fitted to indices of relative abundance and size compositions (and also age compositions for the three models which estimate growth; see Table 2 for more details) by finding a set of population dynamics and fishing parameter estimates that maximize the penalized log-likelihood, given the amount of catch taken by each fishery. The penalized log-likelihood is the sum of the log-likelihood of catches (no initial equilibrium catches), indices of abundance, length compositions, and recruitment deviates. Observed catches are assumed to be unbiased and relatively precise, following a lognormal error distribution with standard error of 0.01. Many aspects of the underlying assumptions have been described in Section 3, but the reference models also include the following important assumptions, unless noted otherwise:

1. Bigeye tuna are recruited to the discard fishery (Fishery 18) one quarter after hatching, and the discard fishery catches fish of the first few age classes only (fully selected between 1 and 3 quarters of age);
2. In the second time block (1994-2019), the size-based selectivity curve of the longline fisheries associated with Area 2 (Fisheries 2 and 8) is asymptotic;
3. The fisheries that show more than one obvious peak in the aggregated size compositions (Fisheries 1, 16, and 19; see Figure 9) have 5-knot spline selectivity (Table 3);
4. One unassociated fishery with negligible catches (Fishery 22) shares the selectivity with another unassociated fishery (Fishery 19) that has similar aggregated length comps (Figure 9) because the selectivity of this fishery cannot be estimated in the model due to the lack of associated composition data (Figure 5). Accordingly, the size compositions of Fishery 22 do not fit to the assessment model (Table 2). Besides, two unassociated fisheries with negligible catch and no size composition information (Fisheries 21 and 23) also share the selectivity with Fishery 19.

The following parameters were estimated in this stock assessment unless noted elsewhere:

5. Variability of length at age 0.
6. Recruitment in every quarter from the first quarter of 1979/2000 through the fourth quarter of 2019.
7. Virgin recruitment.
8. Catchability coefficients of the two surveys, which are assumed to be different.
9. An additional standard deviation of the early longline index of abundance.

10. Selectivity parameters for fisheries and surveys. In this assessment, the double-normal selectivity option is chosen for all asymptotic and dome-shaped selectivity curves, and the 5-knot spline selectivity option is chosen for all spline selectivity curves. The number of parameters estimated for the asymptotic, dome-shaped, and spline selectivity curves is 2, 4, and 5, respectively (Table 3).
11. Initial population size and age structure. One initial recruitment regime parameter and two initial fishing mortality parameters, one for the combined purse-seine fisheries and one for the combined longline fisheries, are estimated. Also, deviates for the youngest 16 age classes are estimated.

The following parameters are assumed to be known unless noted otherwise:

1. Age-specific maturity curve (Table 3.1 and Figure 3.3 in SAC-01-08a);
2. Selectivity curves for the discard fishery;
3. Individual growth except for variability of length at age 0;
4. M .

4.1. Assessment results

4.1.1. Model run convergence

Of the 48 model runs for bigeye, 44 converged with small maximum gradients (mostly smaller than 0.001) and positive definite Hessians (Table 4). The results of the four runs that did not converge or produce positive definite Hessians (Model *Env-Fix* with $h = 0.9, 0.8$, or 0.7 and Model *Srt* with $h = 0.7$) are not shown in this section.

4.1.2. Parameter estimates

The estimated M , Richards growth curve, and dome-shaped selectivity of Fishery 2 are shown in Figure 10. The difference in the growth curve is larger for old bigeye (Figure 10a). Models *Gro* and *Env-Gro* both estimate that L_2 is slightly less than 170 cm, which is smaller than the value estimated by Model *Srt-Gro* (184.5 cm) and especially the value fixed in other models (196.3 cm). Also, the standard deviations of length at age 40 quarters that estimated by Models *Gro* and *Env-Gro* (around 13 cm) are much larger than either the value estimated by Model *Srt-Gro* (10 cm) or fixed in other models (8.9 cm).

The difference in the selectivity of Fishery 2 is larger for large sizes (>170 cm; Figure 10b). When assuming asymptotic selectivity, the selectivity at large sizes is estimated to be 1. In comparison, when assuming dome-shaped selectivity, selectivity is estimated to reach the peak (*i.e.*, 1) at around 160 cm before dropping to a final (at L_2) level of less than 0.1 for Models *Env-Sel* and *Sel* and 0.24 for Model *Srt-Sel*. Namely, the dome-shaped selectivity estimated at L_2 is less than 25% of the asymptotic selectivity estimated at L_2 .

The models which estimate M suggest much larger values than that fixed in other models (Figure 10c). Specifically, the M for females older than 25 quarters is fixed at 0.14 while was estimated to be 0.19 by Model *Srt-Mrt*, 0.28 by Model *Env-Mrt*, and 0.33 by Model *Mrt*. The M for 12-quarter-old female is fixed at 0.1 while was estimated by Model *Mov* to be 0.25. It is important to note that the large estimated M can be equivalently interpreted by those reference models as bigeye moving from the EPO to the CPO (westward across the 150° management boundary).

4.1.3. Recruitment

The time series of estimated annual (Figure 11) and quarterly (Figure A2) recruitment of bigeye from the 44 converged model runs have several important features: (1) recruitment estimates are similar within the range of steepness investigated in this assessment; (2) recruitment estimates before 1993 are more uncertain, as the composition data from floating-object fisheries that catch small- and medium-size bigeye

were very limited (Figure 6); (3) a pronounced regime shift in recruitment can be identified in model *Env-Fix*. The regime shift, which coincided with the expansion of the fisheries in association with floating objects, is characterized by low recruitments during the early period (1975-1993) followed by relatively large recruitments during the late period (1994-2019). To quantify the extent of the *R* shift, the ratio of the median recruitment in 1994-2019 to that in 1979-1993 was calculated (Table 5); it was >2 in Models *Env-Fix* and *Ind*, meaning that the median recruitment in the late period is more than twice that in the early period. While the *R* shift is also present in the other reference models, it is notably reduced, with none of the ratios of the two median recruitments being greater than 1.5 (Table 5). Since Model *Ind* did not reduce the *R* shift, it was eliminated for use in management advice.

4.1.4. Spawning biomass

In general, the estimates of spawning biomass and spawning biomass ratio (SBR; the ratio of the spawning biomass of the current stock to that of the unfished stock) are similar within the range of steepness values investigated in this assessment (Figures 12 and 13). However, the estimates of the two quantities are noticeably more sensible to the assumed steepness than is the estimate of recruitment. The time series of SBR from the 12 reference models show large among-model differences. Model *Env-Fix* estimates the lowest level of terminal SBR (0.075), while the other three *Env-* models estimate much higher levels of terminal SBR (0.170 to 0.291). In comparison, the four *Srt-* models also estimate relatively low SBR in the terminal year, ranging from 0.094 (*Srt-Fix*) to 0.146 (*Srt-Gro*). The remaining models have the most optimistic SBR among the 12 models, estimating a terminal SBR of 0.279 (*Mrt*) to 0.201 (*Gro*).

The uncertainties associated with both spawning biomass (Figure 12) and SBR (Figure 13) are estimated to be relatively large before 1990, due mainly to the lack of composition data from both purse-seine and longline fisheries (Figure 5). It is apparent in results that allowing for additional model flexibility results in increased estimation uncertainty. The models which estimate growth, selectivity, or natural mortality show larger uncertainty in the estimates of spawning biomass and SBR than do the counterpart models where the parameters of those processes are fixed.

4.1.5. Fishing mortality (*F*)

There have been important changes in the levels of fishing mortality (*F*) caused by the fisheries that catch bigeye in the EPO. All reference models show that the *F* of bigeye less than 9 quarters old increased substantially from around zero before 1993 to the historically high level in recent years, as a result of the continuous expansion of the purse-seine fishery on FADs (Figure 14). In comparison, the *F* of bigeye more than 12 quarters old remained generally stable since 1993. All models but Model *Mov* suggest that the *F* of bigeye less than 9 quarters old is notably lower than that of bigeye above that age.

Fishing has reduced the spawning biomass of bigeye in the EPO. This conclusion is drawn from the result of a simulation in which the spawning biomass of bigeye in the EPO is projected, in the absence of fishing, over the historical period of the assessment using the time series of estimated recruitment deviates. To compare the impact of different fisheries on the stock, the simulations were run with each gear excluded in turn (see Wang *et al.* (2009) for details of the simulation methodology). The fishery impact plot on which the simulations are based showed that the longline fishery had the greatest impact on the stock before 1997, but with the decrease in longline effort and the expansion of the floating-object fishery, the impact of the purse-seine fishery on the spawning population of bigeye is currently far greater than that of the longline fishery (Figure 15). The discards of small bigeye in the floating-object fishery have a small, but detectable, impact on the depletion of the stock.

The 12 reference models tell very different stories about the relative impact of longline and purse-seine fisheries on the population of bigeye in the EPO. Model *Env-Fix* suggests that longline fisheries dramatically reduced the bigeye population before 1997, while other reference models which cover 1979-

2019 suggest that longline fisheries caused only a mild reduction in spawning biomass (Figure 15). Model *Env-Fix* also suggests the greatest impact of purse-seine fisheries on the population: the current population would be more than seven times larger in the absence of purse-seine (predominantly floating-object) fisheries (Figure 15).

4.2. Diagnostics

4.2.1. Fit to longline indices of abundance

The fit to longline indices of abundance is similar among reference models (Figure A3). The predicted index does not follow closely to the observed one since 2015. Particularly, the longline fishery observed large interannual variations in population abundance since 2015 but the predicted abundance trend is very flat. This is a major concern of this assessment, which is nevertheless not surprising considering that the confidence interval of longline indices since 2015 is wide due to the contraction of the Japanese longline fishery (Figure 3). In other words, longline indices of abundance since 2015 are relatively down-weighted and therefore have less influence on assessment results and fits.

The root-mean-square error (RMSE) of the Pearson residual of the late longline index of abundance is used to evaluate how well the reference models fit the longline indices of abundance (Table 6). The smaller the RMSE, the better the assessment model fits to the longline index. Model *Env* has the worst fit to the late longline index of abundance (RMSE = 1.18). The two medium-term models which estimate growth (Models *Env-Gro* and *Gro*) have the best fit to the late longline index of abundance (RMSE = 1.05). RMSE is >1 for all reference models, indicating that the CVs of the late longline index of abundance are expected to be greater than that currently specified.

4.2.2. Fit to fisheries composition data

To visualize how well each reference model fits to the composition data for fisheries, the predicted and empirical selectivity curves for every fishery that has composition data were compared. The empirical selectivity of a fishery is defined as the average observed catch at length from the fishery divided by the average predicted population number at length from the assessment model. To facilitate the comparison, the empirical selectivity is smoothed using a Lowess smoother before being scaled to have a maximum value of 1. If the assessment model fits a fishery's composition well, the two selectivity curves should follow closely. In general, Model *Env-Fix* fits well to the composition data of most fisheries, with the notable exception of the longline fishery in Area 2 (Fishery 2), which is assumed in this reference model to be asymptotic since 1994 (Figure A4).

Reference models were also compared with respect to the fit to the aggregated composition data of Fishery 2 since 2000 (Figure A5). All models except Models *Env-Gro* and *Gro* suggest that the selectivity of Fishery 2 should be dome-shaped instead of asymptotic. In fact, Models *Env-Gro* and *Gro* suggest that the selectivity of this fishery may not be asymptotic either: it is expected to increase towards the maximum length interval without an asymptotic plateau. Model *Cmp* has the largest discrepancy between the predicted and empirical selectivity curves. Since model *Ind* did not reduce the misfit of these longline composition data more than Model *Env-Fix*, it was eliminated for use in management advice.

4.2.3. Retrospective analysis

Retrospective analyses are useful for determining how consistent a stock assessment model is from one year to the next (Mohn 1999): inconsistencies can often signal inadequacies in the model. They are usually carried out by progressively eliminating the last year's data from the analysis without changing the method and assumptions, thus showing the effect on the resulting estimated quantities of including more data. Estimates of population attributes and management quantities for the most recent years are often uncertain and biased. As noted in previous assessments, retrospective bias

does not necessarily indicate the magnitude and direction of the bias in the current assessment, only that the model may be mis-specified.

In this report, the retrospective analysis was conducted by removing the last year's data five times. In general, most reference models do not show pronounced retrospective patterns in SBR, as the five retrospective estimates for the last year are distributed either close to, or on both sides of, the current assessment's estimates (Figure A6). Among the 12 reference models, Models *Env-Fix*, *Env-Mrt*, and *Env-SeI* have the most obvious retrospective pattern in SBR, which are largest in the estimates for early years, however. These results suggest that the sensitivity of results to the inclusion of new data from the index of abundance based on longline CPUE data, which was the main reason that the previous assessment was not considered reliable enough for management advice, has been reduced.

4.2.4. Age-structured production model

The age-structured production model (ASPM) method proposed by Maunder and Piner (2014) is a diagnostic tool to evaluate whether an assessment model is correctly specified. The ASPM is built by fixing all selectivity parameters at the values estimated by the reference model and removing all composition likelihood components from the total model likelihood. The results, particularly spawning biomass, from the ASPM with zero recruitment deviates are then compared with those from the reference assessment model. If the ASPM is not able to mimic indices of abundance, it could be because the stock is recruitment-driven, the reference model is not correctly specified, or indices of abundance are not proportional to population abundance (Carvalho *et al.* 2017, Maunder and Piner 2014).

The SBR for each reference model is compared to those estimated by the corresponding ASPM with and without recruitment deviates being estimated. In terms of SBR, the ASPM that does not estimate recruitment deviates is significantly different from the reference model, while the ASPM that estimates recruitment deviates (ASPM-R) is more similar to the reference model (Figure A6). The comparison underlines the importance of considering recruitment variation to understanding the population dynamics of bigeye in the EPO. For the reference models of which the ASPM-R converge with positive definite Hessian, their estimated 95% confidence interval of the last year's SBR overlaps with that estimated by the corresponding ASPM-R. It suggests that the most recent SBR estimated by those reference models is primarily determined by indices of abundance or the information is similar between the index and the composition, which, as argued by Francis (2011), is a key indicator of good model performance.

4.2.5. Catch-curve analysis

Catch-curve analysis (CCA) is used in the stock assessment as a diagnostic tool to verify whether the temporal trend in composition data is consistent with that in indices of abundance (Carvalho *et al.* 2017). If the two trends are similar, then there is more confidence that the estimated abundance trend is accurate. This method was first introduced by Carvalho *et al.* (2017) to evaluate the relationship between composition data and fishing mortality.

In general, the trends of SBR estimated by the reference model and the corresponding catch-curve analysis are similar during 1990-2010, but very different before 1990 and after 2010 (Figure A7). Since the composition data for both purse-seine and longline fisheries are very limited before 1990 (Figure 5), the quality of composition data is expected to be too low to accurately inform the trend of population abundance in that period. The similar abundance trends during 1990-2010 imply that the composition data and indices of abundance are, to a certain extent, consistent with each other. The increasingly diverging abundance trends after 2010 imply that the selectivity of some fisheries that catch bigeye in the EPO changed, growth changed, or that the index of abundance is no longer representative.

4.2.6. R_0 likelihood profile

Virgin recruitment (R_0), defined as the equilibrium recruitment in the absence of fishing, is a key parameter in the stock-recruitment relationship that scales the absolute abundance. By running the reference model several times with R_0 fixed at a range of values around the maximum likelihood estimate, the profile of model likelihood (*i.e.*, the total negative log-likelihood and its components) against R_0 is referred to as the R_0 likelihood profile (Wang *et al.* 2009). The R_0 likelihood profile is a diagnostic tool widely used to compare the influence of composition data and indices of relative abundance on absolute abundance.

The R_0 likelihood profile suggests that, in most reference models, the composition data of fisheries are more influential on R_0 than are indices of abundance (Figure A8). A comparison of the R_0 likelihood profile for composition data across fleets shows clearly that its shape is primarily determined by contradictory R_0 information from the longline (Fishery 2) and floating-object (Fishery 13) fisheries in Area 2 (not showed).

4.3. Comparison to the previous assessment

The transition from the previous to the current assessment models, following the recommendations of the second [external review](#), is described in detail in document SAC-11 INF-C.

There are substantial differences between the time series of recruitment (Figure 16) and SBR (Figure 17) estimated by this assessment and the previous one (Xu *et al.* 2018). These differences are primarily due to revised assumptions (mainly fishery and survey definitions, data weighting for indices of abundance and length compositions, modeling of catchability and selectivity, and estimating growth or M in some models), improved longline catch and effort data ($1^\circ \times 1^\circ \times$ month resolution with vessel identification), and improved methodology (how to compute survey indices of abundance and length compositions for both surveys and fisheries) following the recommendation of the second [external review](#). The SBR results from the 12 current reference models bracket those from the previous assessment: specifically, half the reference models (*Gro*, *Env-Gro*, *Sel*, *Mov*, *Mrt*, and *Env-Sel*) are more optimistic, and the other half (*Env-Fix*, *Env-Mrt*, *Srt-Fix*, *Srt-Mrt*, *Srt-Gro*, and *Srt-Sel*) more pessimistic, than the previous base case model.

4.4. Summary of results from assessment models

There are several important features in the time series of estimated bigeye recruitment. First, recruitment estimates are not sensitive to the assumed steepness of the stock-recruitment relationship, at least within the range of 0.7-1.0. Second, recruitment estimates are more uncertain before 1993 when the floating-object fisheries had very limited composition data. Third, most reference models, especially Model *Env-Fix*, indicate a regime shift in recruitment: recruitment estimated by those models tends to be greater after 1993 than before. Lastly, most reference models estimate above-average annual recruitments during 2017-2019, especially in 2017, regardless of the assumed steepness. However, these recruitment estimates are very uncertain, because recently recruited bigeye are represented in only a few length-frequency samples.

The time series of estimated SBR from the 12 reference models are similar with respect to interannual variations and long-term trends but differ notably with respect to the absolute scale. Most reference models estimate that the spawning population has generally declined since 1979 and reached one of its lowest levels in 2019 due to fishing. Some reference models suggest that in 2019 the spawning biomass was depleted to less than 10% of the unfished level, while others suggest that it was above 30% of that level. The SBR is more sensitive than recruitment to the assumed value of h within the range of 0.7-1.0.

There have been pronounced changes in the amount of fishing mortality caused by the fisheries that catch bigeye in the EPO. On average, the fishing mortality of juvenile bigeye (less than 9 quarters old) has increased substantially since 1993, as a result of the expansion of the purse-seine fishery on floating

objects, and reached a historically high level in recent years, while that of adult bigeye (more than 12 quarters old) has increased to a much lesser extent. For 2019, all reference models except Model *Mov* estimate that the fishing mortality of juvenile bigeye is notably higher than that of adult bigeye.

5. STOCK STATUS

The status of the stock of bigeye in the EPO is assessed by considering calculations based on the spawning biomass and the maximum sustainable yield (MSY). Maintaining tuna stocks at levels capable of producing MSY is the management objective specified by the Antigua Convention.

5.1. Definition of reference points

Resolution [C-16-02](#) defines target and limit reference points, expressed in terms of spawning biomass (S) and fishing mortality (F), for the tropical tuna species: bigeye, yellowfin, and skipjack. They, and the method used to compute them in this document, are described below, as is the harvest control rule (HCR) that implements them

5.1.1. Limit reference points

The spawning biomass limit reference point (S_{LIMIT}) is the threshold of S that should be avoided, because further depletion could endanger the sustainability of the stock. The interim S_{LIMIT} adopted by the IATTC in 2014 is the S that produces 50% of the virgin recruitment if the stock-recruitment relationship follows the Beverton-Holt function with a steepness of 0.75. This spawning biomass is equal to 0.077 of the equilibrium virgin spawning biomass (Maunder and Deriso 2014). The HCR requires action be taken if the probability (p) of the spawning biomass at the beginning of 2020 ($S_{current}$) being below S_{LIMIT} is greater than 10%. Thus, to provide management advice, $S_{current}/S_{LIMIT}$, and the probability of this ratio being < 1 (by assuming the probability distribution function for the ratio is normal), are included in the management table.

The fishing mortality limit reference point (F_{LIMIT}) is the threshold of fishing mortality that should be avoided because fishing more intensively could endanger the sustainability of the stock. The interim F_{LIMIT} adopted by the IATTC in 2014 is the fishing mortality rate that, under equilibrium conditions, maintains S at S_{LIMIT} . The HCR requires action to be taken if the probability of the average fishing mortality during 2017-2019 ($F_{current}$) being above F_{LIMIT} is greater than 10%. Thus, to provide management advice, $F_{current}/F_{LIMIT}$, and the probability of this ratio being > 1 (by assuming the probability distribution function for the ratio is normal), are included in the management table.

5.1.2. Target reference points

The spawning biomass target reference point is the level of spawning biomass that should be achieved and maintained. In 2014 the IATTC adopted S_{MSY} (the spawning biomass that produces the MSY) as the target reference point. The HCR requires that actions taken to achieve S_{MSY} have at least a 50% probability of restoring the spawning biomass to the current dynamic MSY level (S_{MSY_d}) within five years or two generations. Here, S_{MSY_d} is derived by projecting the population into the future under historical recruitment (bias adjusted) and a fishing mortality rate that produces MSY. The current value of S_{MSY_d} used to compute reference points for bigeye is the last quarter's S in the projection period. To provide management advice, $S_{current}/S_{MSY_d}$, and the probability that this ratio is < 1 (by assuming the probability distribution function for the ratio is normal with a CV equal to that of $F_{current}/F_{MSY}$), are included in the management table.

The fishing mortality target reference point of is the level of fishing mortality that should be achieved and maintained. The IATTC adopted F_{MSY} (the fishing mortality rate that produces the MSY) in 2014 as the target reference point. Thus, to provide management advice, $F_{current}/F_{MSY}$, and the probability that this

ratio is > 1 (by assuming the probability distribution function for the ratio is normal), are included in the management table, as is the inverse of $F_{current}/F_{MSY}$ (F multiplier).

In the Kobe trajectory plot, the time series of S_{MSY_d} is computed based on two approximations: (1) $S_{MSY_d1} = S_{0_d} (S_{MSY}/S_0)$, where S_{0_d} is the dynamic spawning biomass in the absence of fishing and S_{MSY}/S_0 is the depletion level that, under equilibrium, produces the MSY; (2) S_{MSY_d2} , which is derived by projecting the population into the future under historical recruitment (bias adjusted) and $F = F_{MSY}$. The two approximations are weighted as follows to obtain the trajectory of $S_{MSY_d}(t)$ in the Kobe plot:

$$S_{MSY_d}(t) = p(t) S_{MSY_d1}(t) + (1 - p(t)) S_{MSY_d2}(t) \quad (\text{Equation 1})$$

where p increases linearly as a function of year (t) from 0 in the start year to 1 in the end year.

The dynamic MSY (MSY_d ; total fishery catches in the last four quarters of the projection) in the management table is also derived from the projection for S_{MSY_d} .

5.2. Estimates of stock status

According to the forty-four converged model runs included in this assessment, the spawning biomass of bigeye at the beginning of 2020 ranged from 14% (Model *Srt-Fix* with a steepness of 0.8) to 212% (Model *Gro* with a steepness of 1.0) of the spawning biomass at dynamic MSY (Figure 18 and Table 7). Twenty-six of the forty-four runs suggest that the spawning biomass of bigeye at the beginning of 2020 is lower than the MSY level. The fishing mortality of bigeye in 2017-2019 ranged from 51% (Model *Gro* with a steepness of 1.0) to 223% (Model *Srt-Fix* with a steepness of 0.8) of the fishing mortality at MSY. Twenty-six of the forty-four runs suggest that the fishing mortality of bigeye in 2017-2019 is higher than the MSY level (Figure 18 and Table 7). These interpretations, however, are subject to large uncertainty, as indicated by the wide confidence intervals around the most recent estimate in the Kobe plot (Figure 18).

According to the forty-four converged model runs included in this assessment, the spawning biomass of bigeye at the beginning of 2020 ranged from 51% (Model *Srt-Fix* with a steepness of 0.8) to 532% (Model *Gro* with a steepness of 0.7) of the spawning biomass at the limit level (Table 7). Five of the 44 runs suggest that the spawning biomass of bigeye at the beginning of 2020 is lower than the limit reference level. The Fishing mortality of bigeye in 2017-2019 ranged from 32% (Model *Gro* with a steepness of 1.0) to 114% (Model *Srt-Fix* with a steepness of 0.8) of the fishing mortality at the limit level. Three of the 44 runs suggest that the fishing mortality of bigeye in 2017-2019 is higher than the limit reference level (Figure 18 and Table 7).

Every reference model included in this assessment suggests that lower steepness values correspond to more pessimistic estimates of stock status: lower S and higher F relative to the reference points (Figure 19). However, all short-term models and two environment models (Models *Env-Fix* and *Env-Mrt*) estimate that, regardless of what value is assumed for steepness, S is below S_{MSY_d} and F is above F_{MSY} at the beginning of 2020. Conversely, Models *Gro* and *Sel* estimate the opposite. The stock status at the beginning of 2020 estimated by the remaining models depends on the value assumed for steepness.

The MSY of bigeye in the EPO could be maximized if the age-specific selectivity pattern were similar to that of the longline fisheries, because they catch larger individuals that are close to the critical weight (the weight at which it should ideally be caught to maximize yield per recruit). Before the expansion of the floating-object fishery that began in 1993, the MSY was greater than the current level (Figure 20 top). Also, S_{MSY} was lower before the expansion of the floating-object fishery in comparison to the current level (Figure 20 bottom).

6. FUTURE DIRECTIONS

6.1. Collection of new and updated information

The IATTC staff intends to continue its collection of catch, effort, and size-composition data from the fisheries that catch bigeye tuna in the EPO. Updated and new data will be incorporated into the next stock assessment. In particular, the staff will continue to collaborate with Asian CPCs to compile longline catch, effort, and size-composition data, which are highly influential in the assessment results.

The staff will also continue tagging studies to improve the understanding of the biology of bigeye in the EPO, especially the growth and movement of adult bigeye that significantly impact assessment results, as shown in this report.

6.2. Refinements to the assessment model and methods

The IATTC staff will continue developing the assessment model for bigeye tuna in EPO. Much of the progress will depend on how the Stock Synthesis software is modified in the future and the availability of data. The following changes would be desirable for future assessments:

1. Explore time-varying selectivity for some fisheries;
2. Conduct a Pacific-wide stock assessment;
3. Explore purse-seine indices of abundance;
4. Explore spatial stock assessment models;
5. Explore alternative assumptions on stock structure, especially for fisheries using spline selectivity;
6. Integrate the tagging growth-increment data into the stock assessment model;
7. Explore alternative model initial conditions and model time spans.

ACKNOWLEDGEMENTS

Many IATTC and CPC staff provided data for the assessment. IATTC staff members and CPC scientists provided advice on the stock assessment, fisheries, and biology of bigeye tuna. Nick Webb provided editorial assistance and Christine Patnode aided on the figures.

REFERENCES-REFERENCIAS

- Aires-da-Silva, A., and Maunder, M. 2010. Sensitivity analysis of bigeye stock assessment to alternative growth assumptions. Document BET-01-03, External review of IATTC bigeye tuna assessment. La Jolla, CA.
- Aires-da-Silva, A., Minte-Vera, C., and Maunder, M.N. 2015a. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2015 and outlook for the future. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.
- Aires-da-Silva, A.M., Maunder, M.N., Schaefer, K.M., and Fuller, D.W. 2015b. Improved growth estimates from integrated analysis of direct aging and tag-recapture data: an illustration with bigeye tuna (*Thunnus obesus*) of the eastern Pacific Ocean with implications for management. *Fisheries research* 163: 119-126.
- Beverton, R.J., and Holt, S.J. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. Fisheries Investigation Series 2, volume 19, UK Ministry of Agriculture, Fisheries, and Food, London, UK.
- Carvalho, F., Punt, A.E., Chang, Y.-J., Maunder, M.N., and Piner, K.R. 2017. Can diagnostic tests help identify model misspecification in integrated stock assessments? *Fisheries Research* 192: 28-40.
- Francis, R.I.C.C. 2011. Data weighting in statistical fisheries stock assessment models. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 68(6): 1124-1138.
- Hampton, J. 2000. Natural mortality rates in tropical tunas: size really does matter. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57(5): 1002-1010.

- Hampton, J., and Maunder, M. 2005. Comparison of Pacific-wide, western and central Pacific, and eastern Pacific assessments of bigeye tuna.
- IATTC 2010. The IATTC program for in-port sampling of tuna catches. IATTC Document SAC-01-11.
- Kume, S. 1967. Distribution and migration of bigeye tuna in the Pacific Ocean. Rept. of Nankai Reg. Fish. Res. Lab. 25: 75-80.
- Langley, A., Hampton, J., Kleiber, P., and Hoyle, S. 2008. Stock assessment of bigeye tuna in the western and central Pacific Ocean, including an analysis of management options. WCPFC SC3 SA WP-1. Port Moresby, Papua New Guinea 11: 22.
- Lee, H.-H., Maunder, M.N., Piner, K.R., and Methot, R.D. 2012. Can steepness of the stock–recruitment relationship be estimated in fishery stock assessment models? *Fisheries Research* 125: 254-261.
- Lennert-Cody, C.E., Minami, M., Tomlinson, P.K., Maunder, M.N. 2010. Exploratory analysis of spatial-temporal patterns in length-frequency data: An example of distributional regression trees. *Fisheries Research* 102: 323-326
- Lennert-Cody, C.E., and Tomlinson, P.K. 2010. Evaluation of aspects of the IATTC port sampling design and estimation procedures for tuna catches. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Re-port*, 10: 279-309.
- Lennert-Cody, C.E., Maunder, M.N., Tomlinson, P.K., Aires-da-Silva, A., Pérez, A. 2012. Progress report on the development of post-stratified estimators of total catch for the purse-seine fishery port-sampling data. IATTC Document SAC-03-10.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2001. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. Stock Assess. Rep.* 1: 5-86.
- Maunder, M.N. and Watters, G.M. 2003. A-SCALA: an age-structured statistical catch-at-length analysis for assessing tuna stocks in the eastern Pacific Ocean. *IATTC Bull.* 22: 433-582.
- Maunder, M., and Aires-da-Silva, A. 2010. Investigation of catch-per-unit-of-effort data used in the eastern Pacific Ocean bigeye assessment model. Document BET-01-04, External review of IATTC bigeye tuna assessment. La Jolla, CA.
- Maunder, M.N., and R.B. Deriso. 2014. Proposal for biomass and fishing mortality limit reference points based on reduction in recruitment. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. 5th Scient. Adv. Com. Meeting*. SAC-05-14.
- Maunder, M.N., and Piner, K.R. 2014. Contemporary fisheries stock assessment: many issues still remain. *ICES Journal of Marine Science* 72(1): 7-18.
- Maunder, M.N., Thorson, J.T., Xu, H., Oliveros-Ramos, R., Hoyle, S.D., Tremblay-Boyer, L., Lee, H.H., Kai, M., Chang, S.-K., and Kitakado, T. 2020. The need for spatio-temporal modeling to determine catch-per-unit effort based indices of abundance and associated composition data for inclusion in stock assessment models. *Fisheries Research* 229: 105594.
- Methot, R.D., and Taylor, I.G. 2011. Adjusting for bias due to variability of estimated recruitments in fishery assessment models. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 68(10): 1744-1760.
- Methot, R.D., and Wetzel, C.R. 2013. Stock synthesis: a biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management. *Fisheries Research* 142: 86-99.
- Mohn, R. 1999. The retrospective problem in sequential population analysis: An investigation using cod fishery and simulated data. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 56(4): 473-488.
- Richards, F. 1959. A flexible growth function for empirical use. *Journal of experimental Botany* 10(2): 290-301.
- Schaefer, K., Fuller, D., Hampton, J., Caillot, S., Leroy, B., and Itano, D. 2015. Movements, dispersion, and mixing of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) tagged and released in the equatorial Central Pacific Ocean, with conventional and archival tags. *Fisheries research* 161: 336-355.

- Schaefer, K.M. 2006. Reproductive biology of bigeye tuna *Thunnus obesus* in the eastern and central Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. Bull.* 23: 3-31.
- Schaefer, K.M., and Fuller, D.W. 2006. Estimates of age and growth of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean based on otolith increments and tagging data. *Inter-American Tropical Tuna Commission*.
- Schnute, J. 1981. A versatile growth model with statistically stable parameters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 38(9): 1128-1140.
- Thorson, J.T., and Barnett, L.A.K. 2017. Comparing estimates of abundance trends and distribution shifts using single- and multispecies models of fishes and biogenic habitat. *ICES Journal of Marine Science* 74(5): 1311-1321.
- Thorson, J.T., and Haltuch, M.A. 2018. Spatiotemporal analysis of compositional data: increased precision and improved workflow using model-based inputs to stock assessment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*(999): 1-14.
- Tomlinson, P.K. 2002. Progress on sampling the eastern Pacific Ocean tuna catch for species composition and length-frequency distributions. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm, Stock Assess. Rep.* 2: 339-365.
- Valero, J. L., Aires-da-Silva, A. and Maunder, M. N. 2018. Exploratory spatial stock assessment of Bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the EPO. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., 9th Scient. Adv. Com. Meeting.* SAC-09.
- Valero, J. L., Maunder, M., Xu, H., Minte-Vera, C. V., Lennert-Cody, C., Aires-da-Silva, A. 2019. Summary of modeling work on evaluating bigeye tuna recruitment shift hypotheses. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., 10th Scient. Adv. Com. Meeting.* SAC-10 INF-G.
- Valero, J. L., Maunder, M., Xu, H., Minte-Vera, C. V., Lennert-Cody, C., Aires-da-Silva, A. 2019. Spatial stock assessment model options for bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the EPO and beyond. Review of the stock assessment of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. La Jolla, California (USA), 11-15 March 2019. WSBET-02-09.
- Valero, J. L., Maunder, M., Xu, H., Minte-Vera, C. V., Lennert-Cody, C., Aires-da-Silva, A. 2019. Investigating potential causes of misspecification-induced regime shift in recruitment in the EPO bigeye tuna (*Thunnus obesus*) assessment. Review of the stock assessment of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. La Jolla, California (USA), 11-15 March 2019. WSBET-02-08.
- Wang, S.-P., Maunder, M.N., Aires-da-Silva, A., and Bayliff, W.H. 2009. Evaluating fishery impacts: application to bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean. *Fisheries Research* 99(2): 106-111.
- Watters, G.M., and Maunder, M.N. 2001. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report* 1: 109-211.
- Xu, H., Minte-Vera, C.V., Maunder, M.N., and Aires-da-Silva, A. 2018. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2017 and outlook for the future. *Inter-Amer.Trop. Tuna Comm., 9th Scient. Adv. Com. Meeting:* SAC-09-05.
- Xu, H., et al. (2019). "Spatiotemporal dynamics of the dolphin-associated purse-seine fishery for yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the eastern Pacific Ocean." *Fisheries Research* 213: 121-131.

FIGURES-FIGURAS

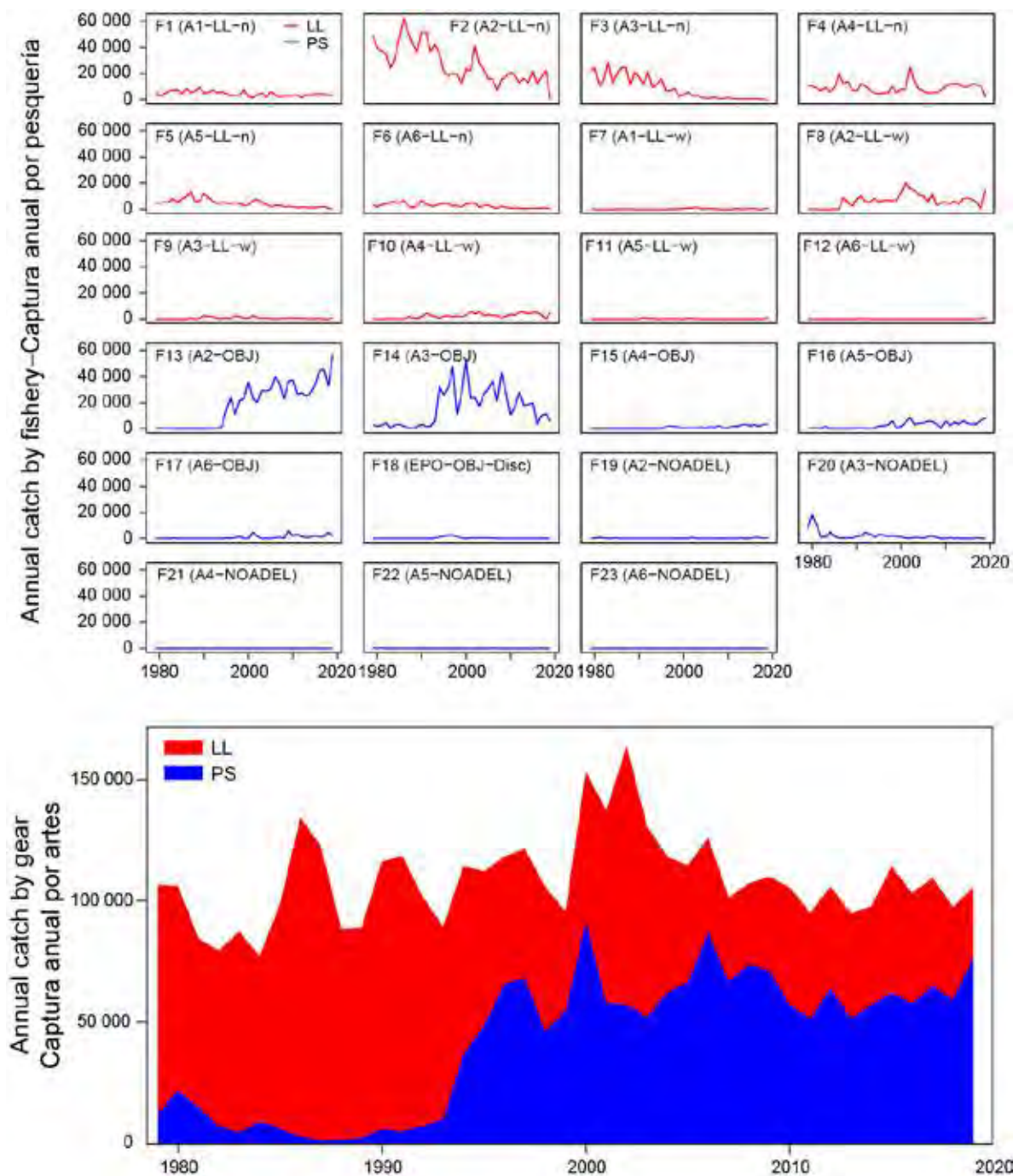


FIGURE 2. Annual catches (metric tons) of bigeye in the eastern Pacific Ocean by fishery (top) and gear (bottom) in 1979-2019. Red: longline; blue: purse seine. To facilitate the comparison, the catches of Fisheries 1-6 are converted by the stock assessment model from number to weight.

FIGURA 2. Capturas anuales (toneladas) de patudo en el Océano Pacífico por pesquería (arriba) y por arte de pesca (abajo) en 1979-2019. Rojo: palangre; azul: cerco. Para facilitar la comparación, las capturas de las pesquerías 1-6 son convertidas por el modelo de evaluación de número a peso.

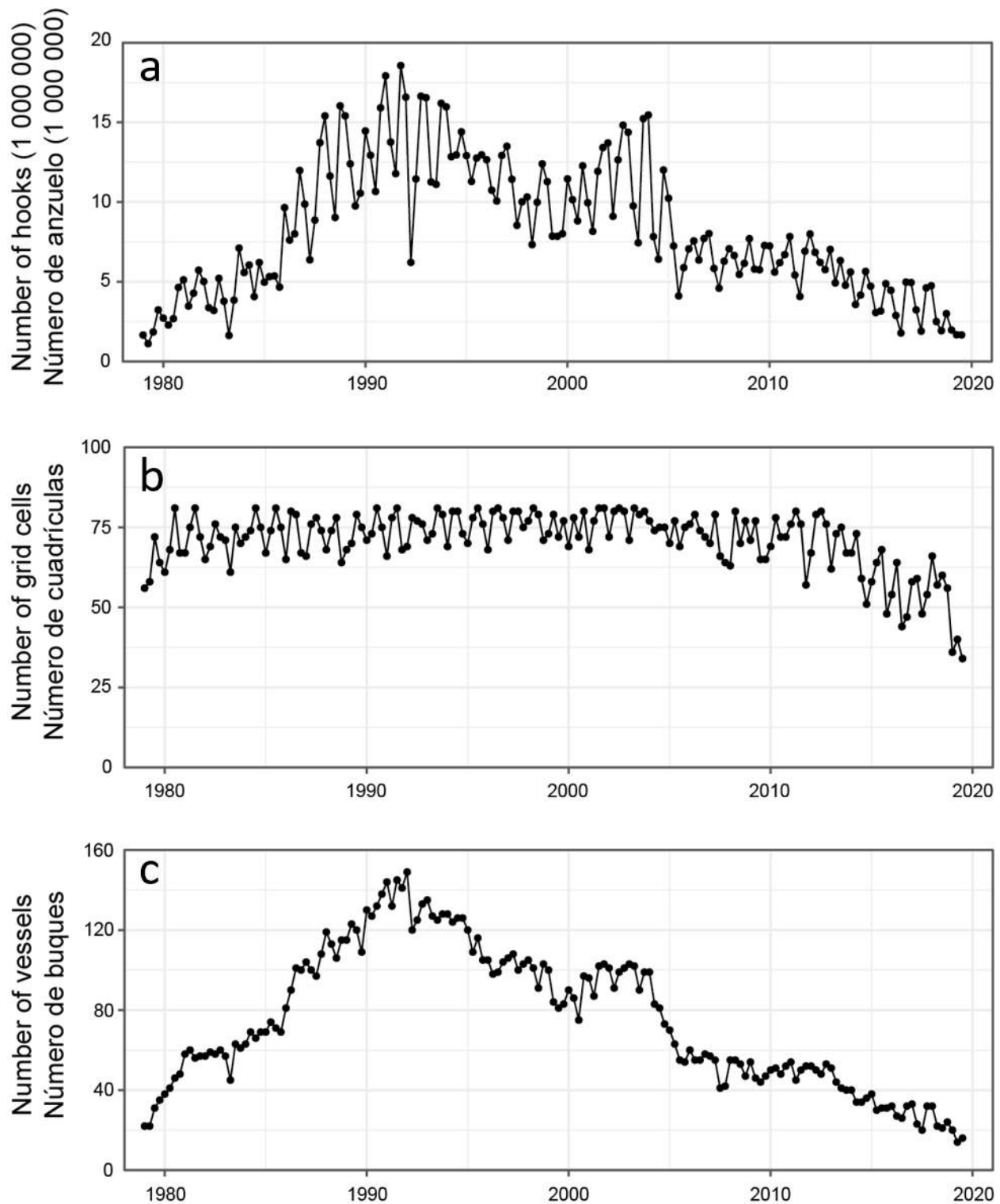


FIGURE 3. Total number of hooks (a), $1^\circ \times 1^\circ$ grid cells (b), and vessels (c) covered by the Japanese longline catch and effort dataset used in the standardization of survey indices of abundance.

FIGURA 3. Número total de anzuelos (a), de cuadrículas de $1^\circ \times 1^\circ$ (b), y buques (c) cubiertos por el conjunto de datos de captura y esfuerzo de palangre de Japón usado en la estandarización de los índices de abundancia de los estudios.

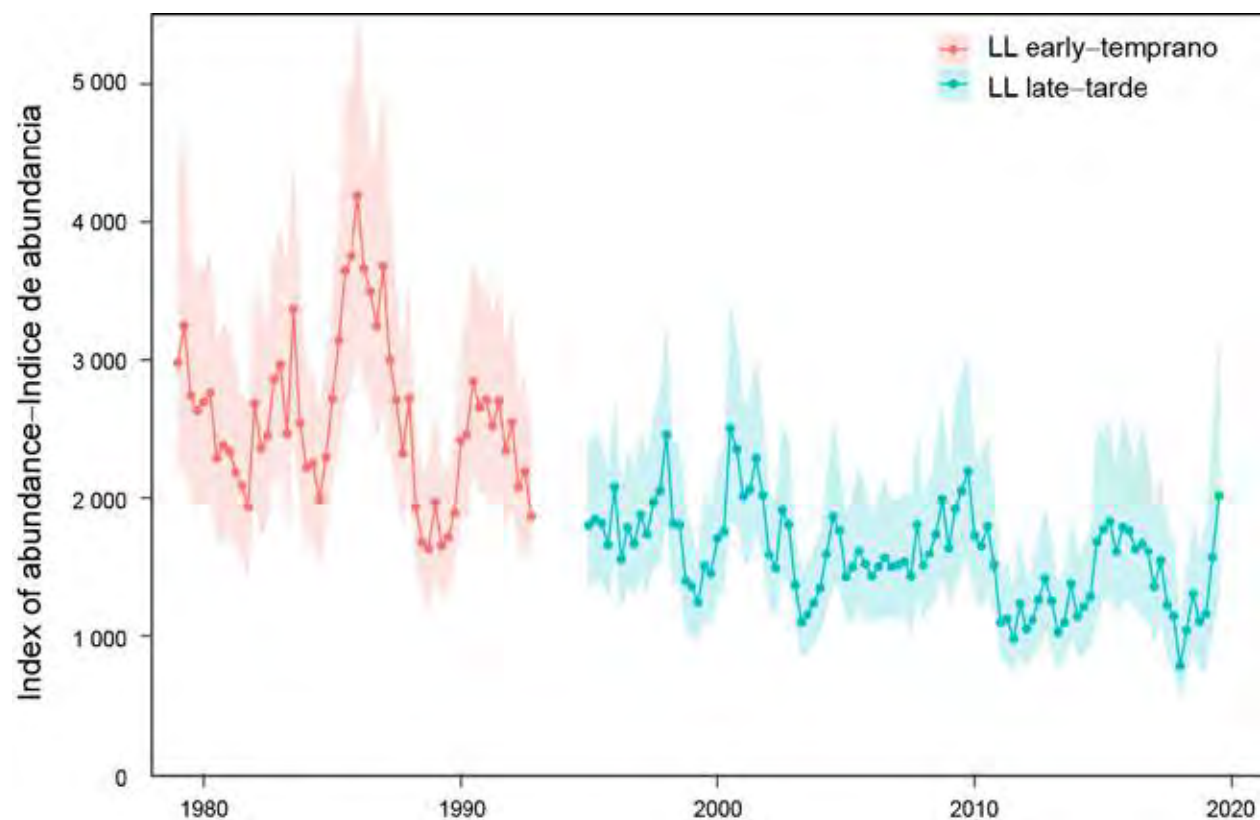


FIGURE 4. The standardized longline indices of abundance and the associated 95% confidence interval used for the stock assessment of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean.

FIGURA 4. Los índices de abundancia de palangre estandarizados y el intervalo de confianza de 95% asociado usados para la evaluación del patudo en el Océano Pacífico oriental.

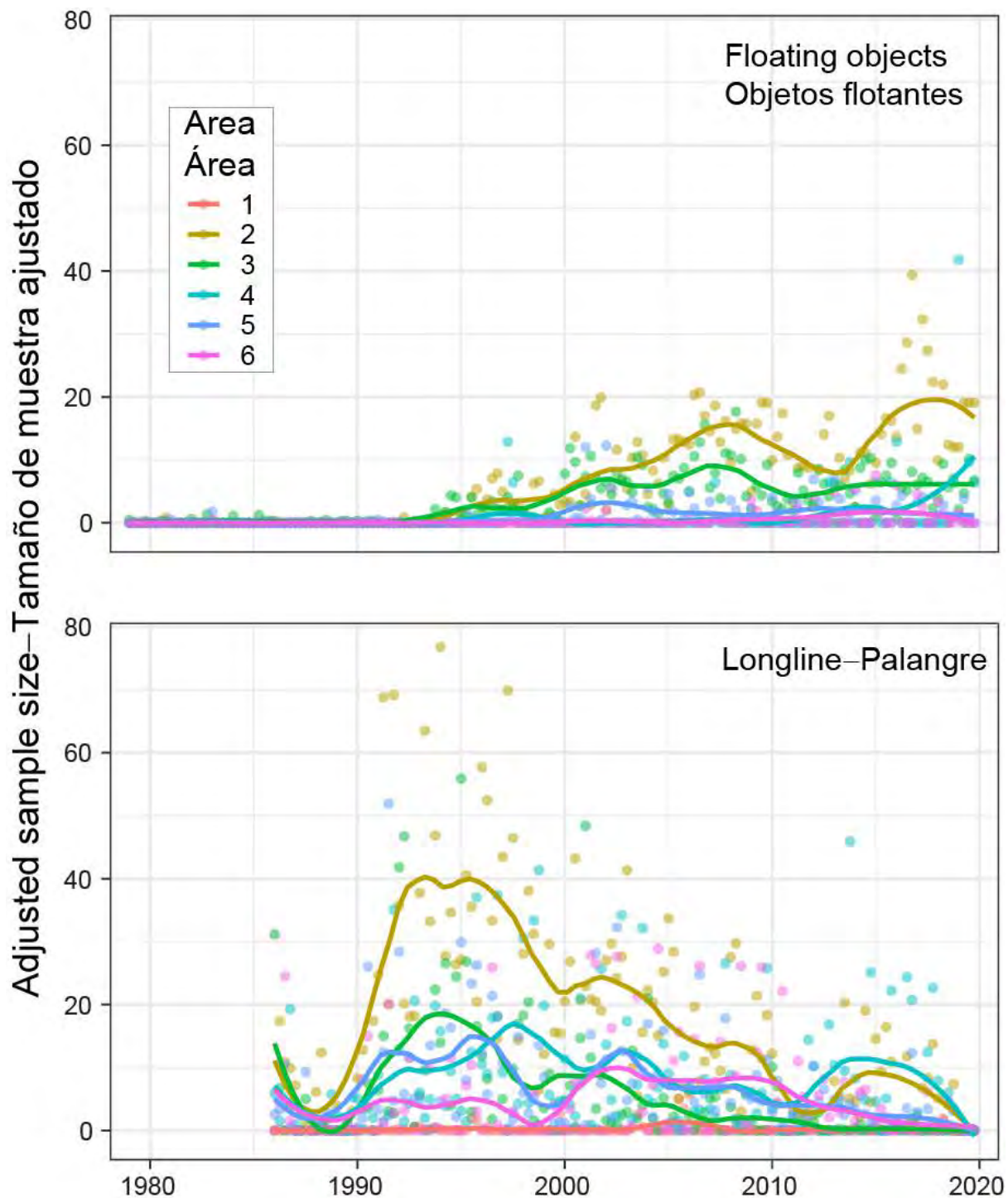


FIGURE 5. The adjusted (based on the Francis weighting method) sample sizes of floating-object (top) and longline (bottom) compositions used in the stock assessment of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. The color lines are the Lowess smoothed (span=0.25) values. See Figure 1 for map of areas.

FIGURA 5. Los tamaños de muestra ajustados (basados en el método de ponderación de Francis) de las composiciones de objetos flotantes (arriba) y palangre (abajo) usados en la evaluación del patudo en el Océano Pacífico oriental. Las líneas de colores son los valores suavizados con *lowess* (lapso = 0.25). Ver la Figura 1 para consultar el mapa de las áreas.

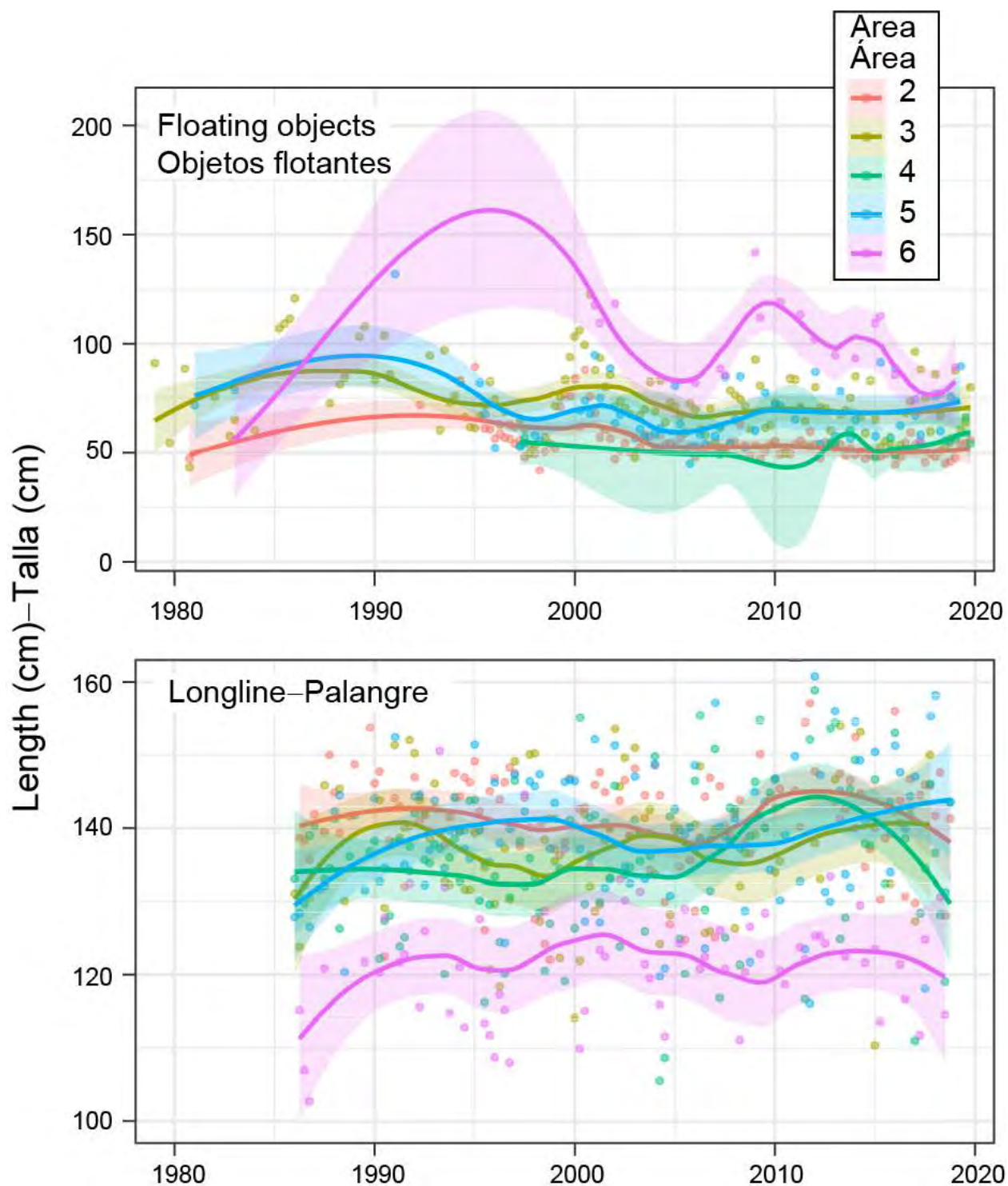


FIGURE 6. The mean length of bigeye caught in purse-seine (top) and longline (bottom) fisheries in the eastern Pacific Ocean. The color lines are the Lowess smoothed (span=0.5) values. See Figure 1 for map of areas.

FIGURA 6. Talla promedio del patudo capturado en las pesquerías de cerco (arriba) y de palangre (abajo) en el Océano Pacífico oriental. Las líneas de colores son los valores suavizados con *lowess* (lapso=0.5). Ver la Figura 1 para consultar el mapa de las áreas.

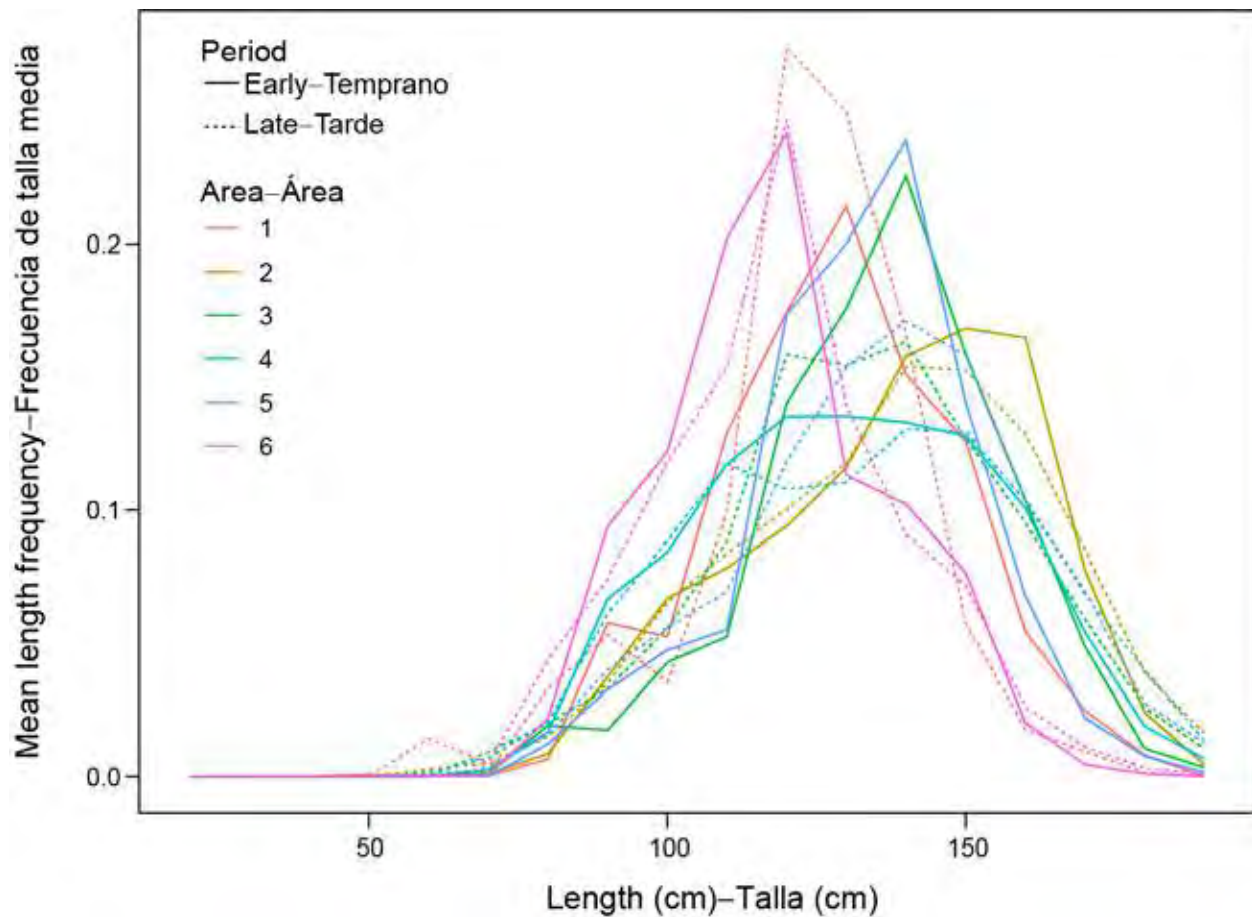


FIGURE 7. Comparison of the mean length compositions of bigeye tuna in longline fisheries by area (defined in Figure 1) and time block (1979-1993 (early) and 1994-2019 (late)).

FIGURA 7. Comparación de las composiciones por talla promedio del patudo en las pesquerías palangreras por área (definidas en la Figura 1) y bloque de tiempo (1979-1993 (temprano) and 1994-2019 (tardío)).

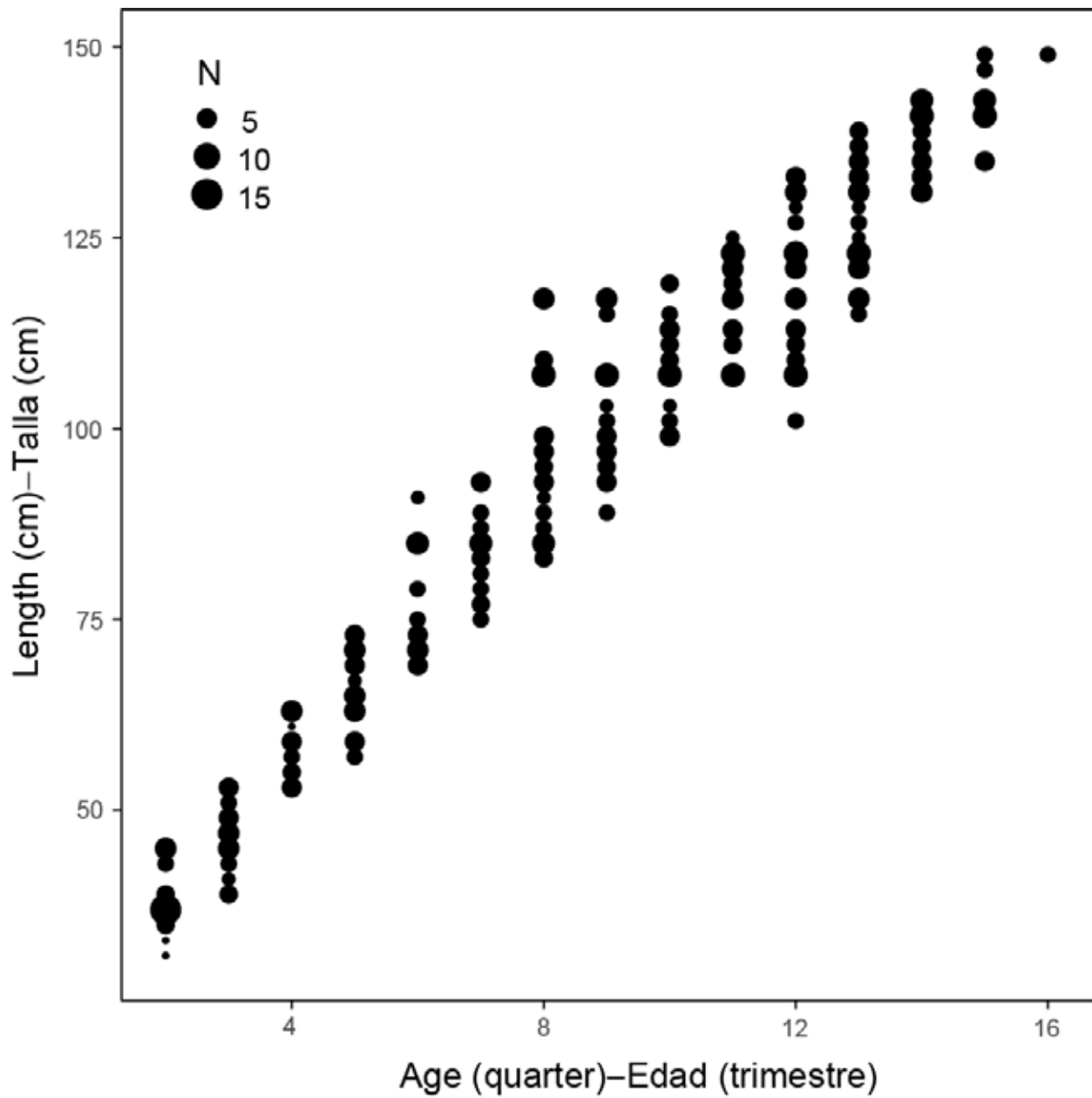


FIGURE 8. Age conditional on length for bigeye tuna in the EPO. The size of black dots represents the number of fish (N) for each age by 10 cm intervals.

FIGURA 8. Edad condicionada a la talla para el patudo en el OPO. El tamaño de los puntos negros representa el número de peces (N) para cada edad a intervalos de 10 cm.

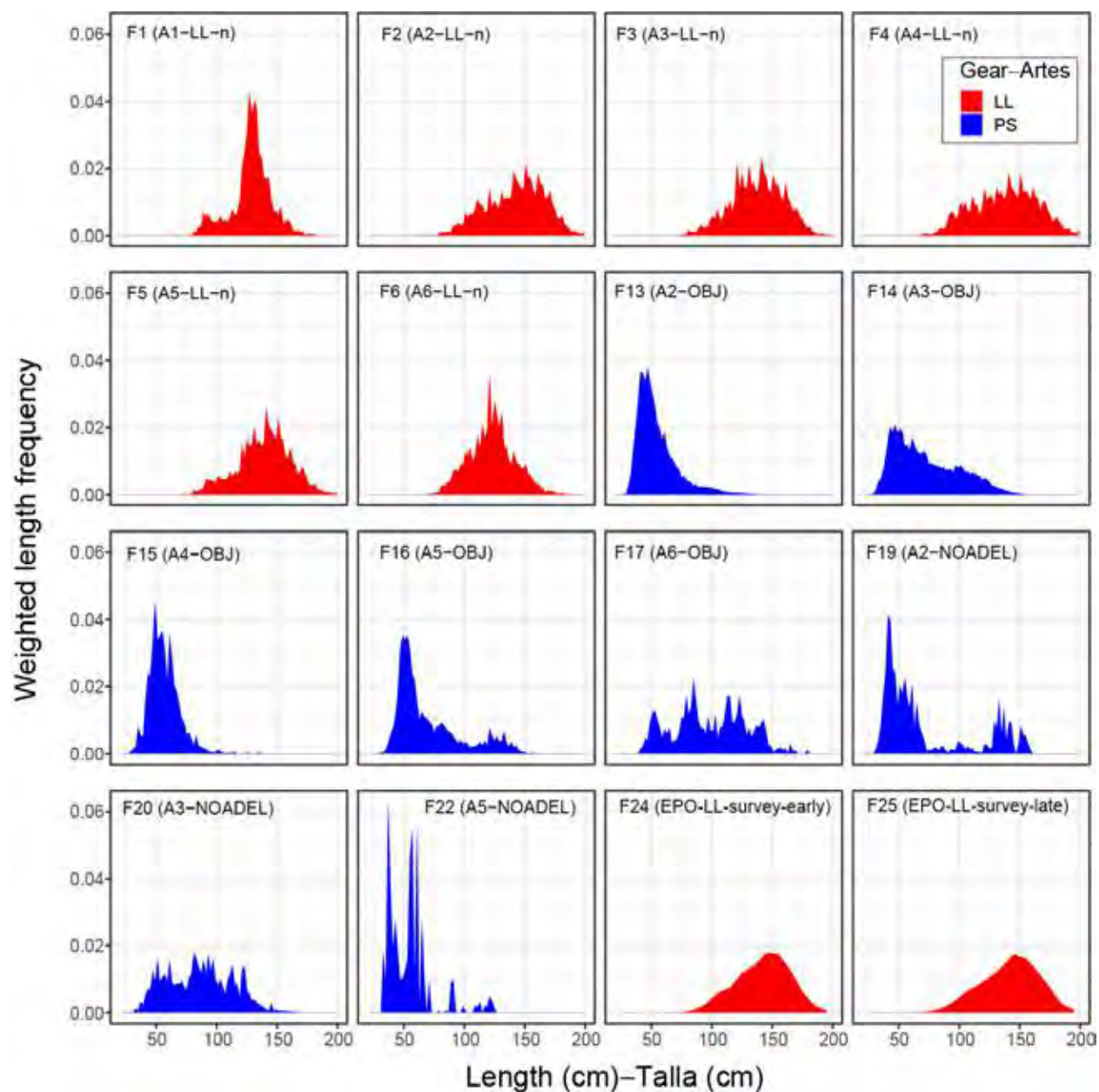


FIGURE 9. Sample-size weighted length frequency of bigeye observed by each fishery and survey. Red: longline; blue: purse seine.

FIGURA 9. Frecuencia de talla ponderada por tamaño de muestra del patudo observada por cada pesquería y estudio. Rojo: palangre; azul: cerco.

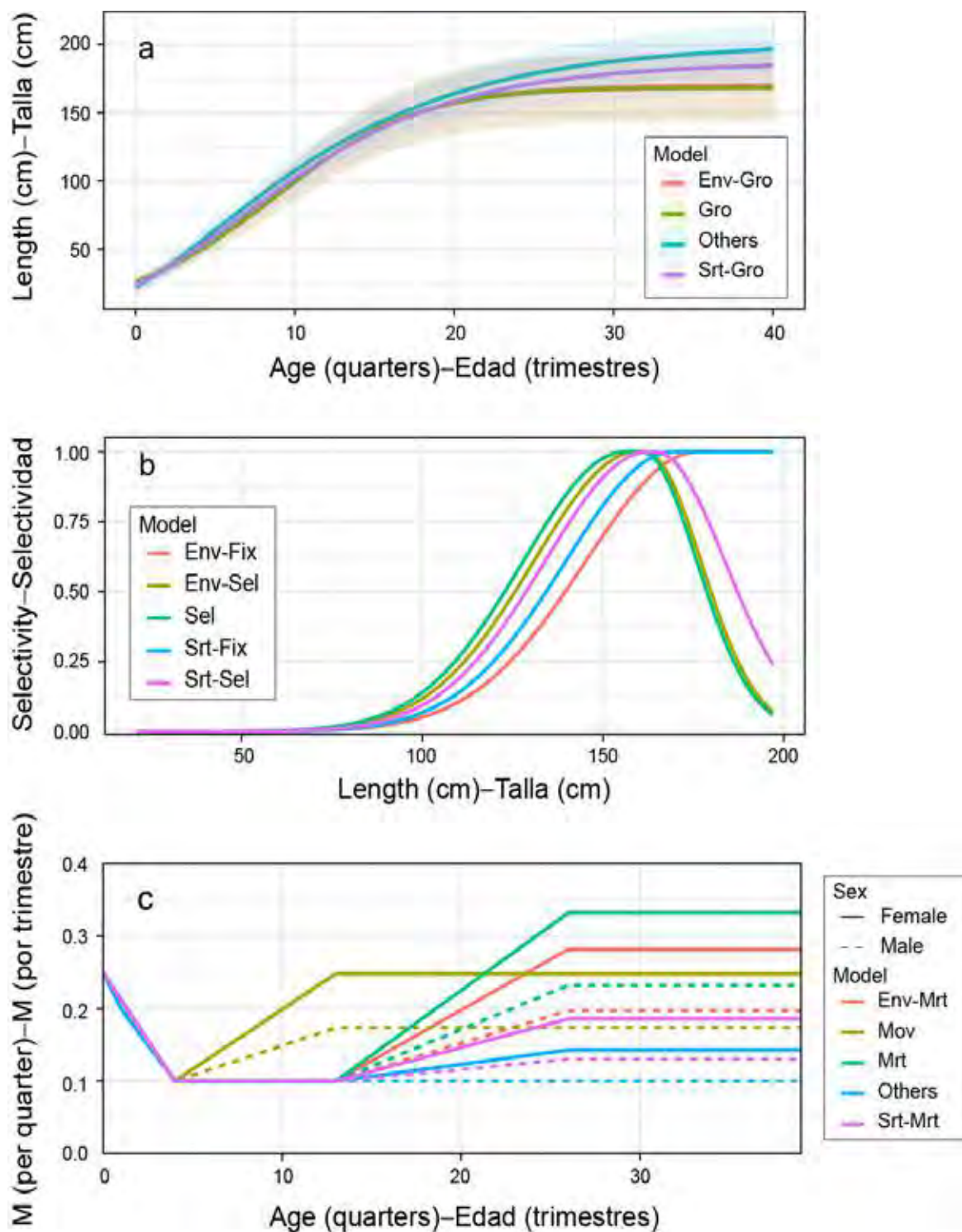


FIGURE 10. Comparison of estimated growth curve and the associated variability (a), selectivity of Fishery 2 in the second time block (b), and sex-specific natural mortality (c) by reference models. The meaning of model name can be found in Table 2.

FIGURA 10. Comparación de la curva de crecimiento estimada y la variabilidad asociada (a), la selectividad de la Pesquería 2 en el segundo bloque de tiempo (b), y la mortalidad natural por sexo (c) por modelo de referencia. En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos.

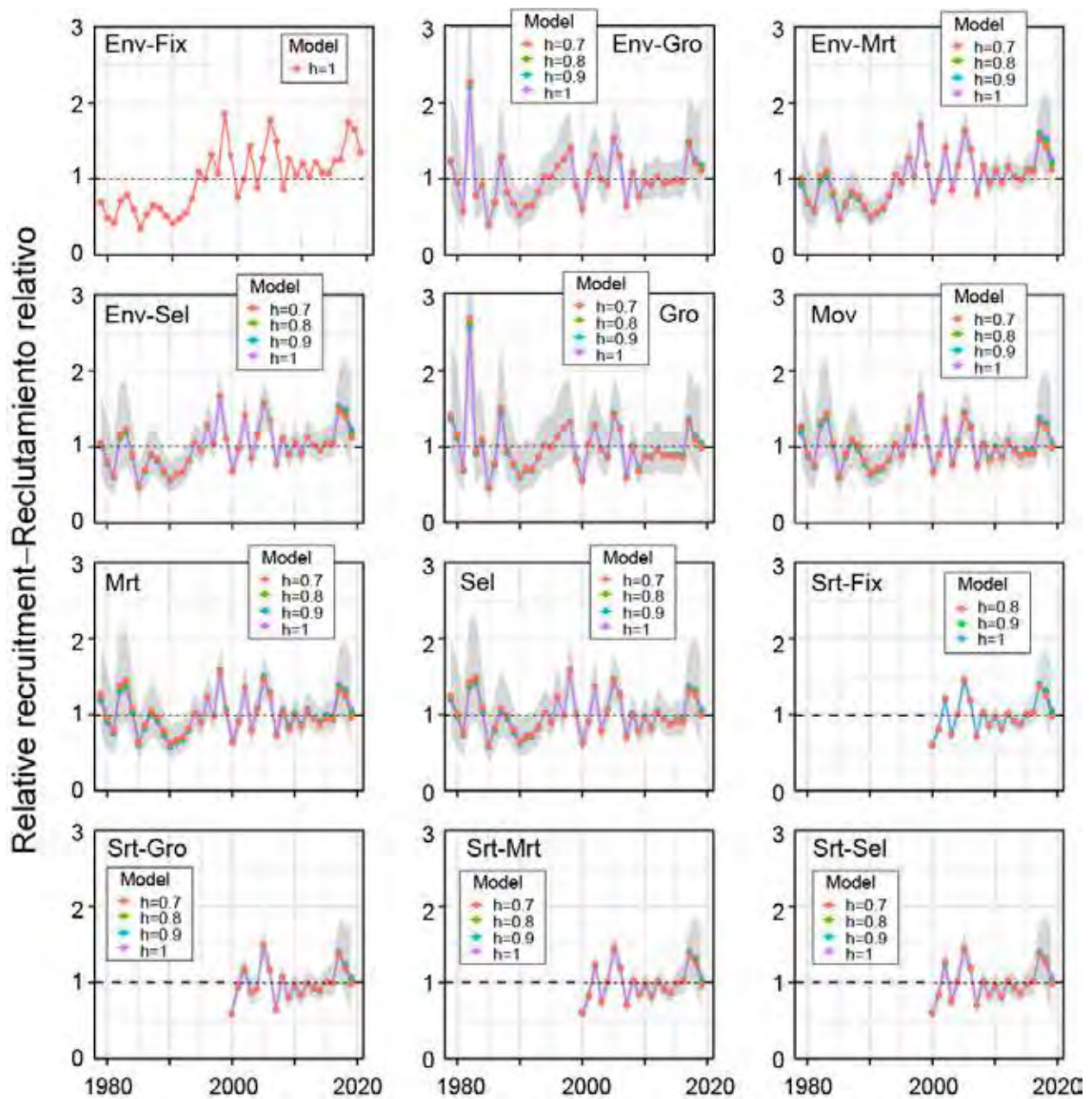


FIGURE 11. Comparison of estimated relative annual recruitment of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean from each reference model under different assumptions on the steepness of the Beverton-Holt stock-recruit relationship (h). The shaded areas represent the 95% confidence interval. See Table 2 for explanation of model names.

FIGURA 11. Comparación del reclutamiento anual relativo estimado del patudo en el Océano Pacífico oriental de cada modelo de referencia bajo diferentes supuestos de inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (h). Las áreas sombreadas representan el intervalo de confianza de 95%. En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos.

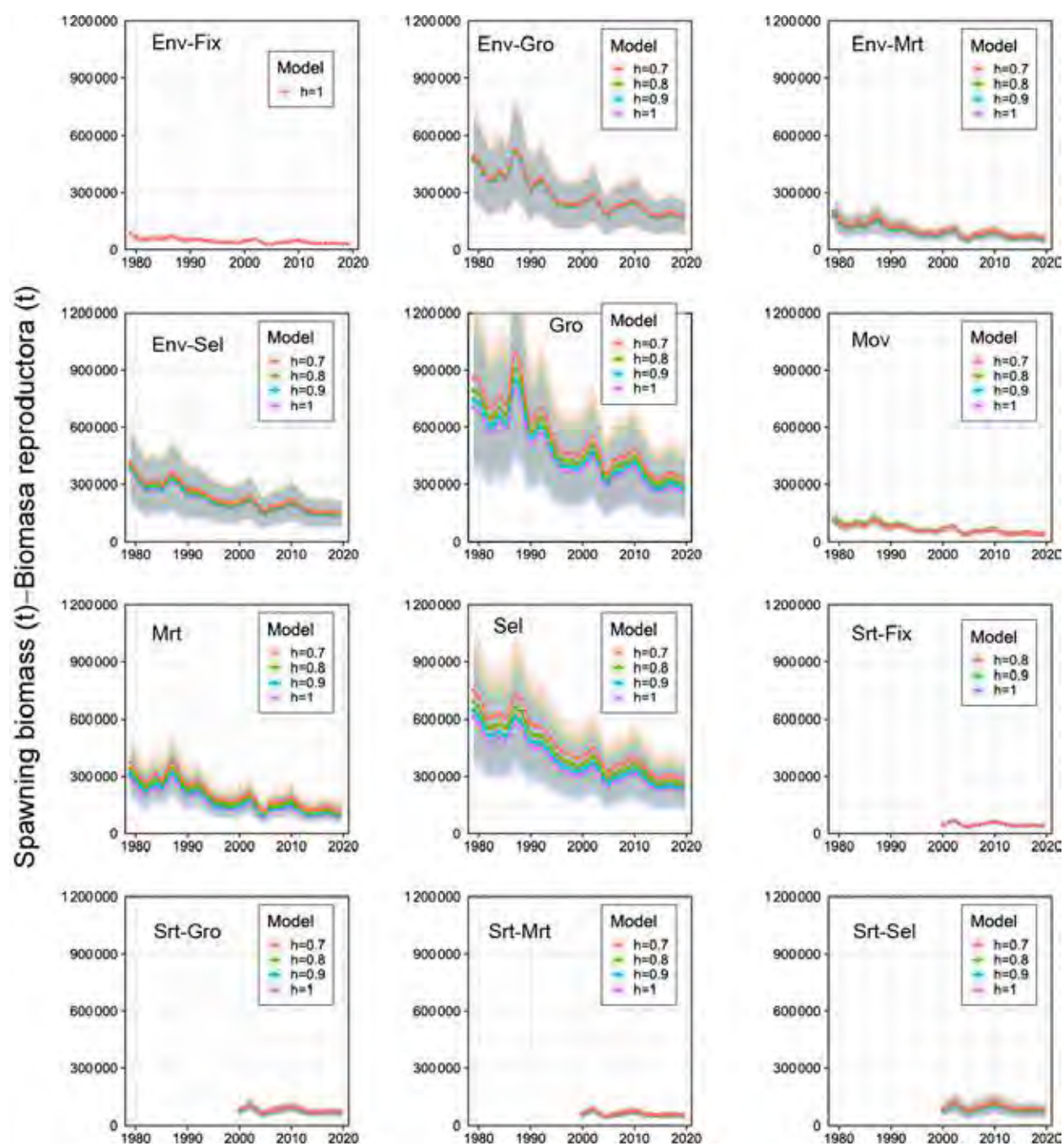


FIGURE 12. Comparison of estimated spawning biomass of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean from each reference model under four different assumptions on the steepness of the Beverton-Holt stock-recruit relationship (h). The shaded areas represent the 95% confidence interval. See Table 2 for explanation of model names.

FIGURA 12. Comparación de la biomasa reproductora estimada del patudo en el Océano Pacífico oriental de cada modelo de referencia bajo cuatro diferentes supuestos de inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (h). Las áreas sombreadas representan el intervalo de confianza de 95%. En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos.

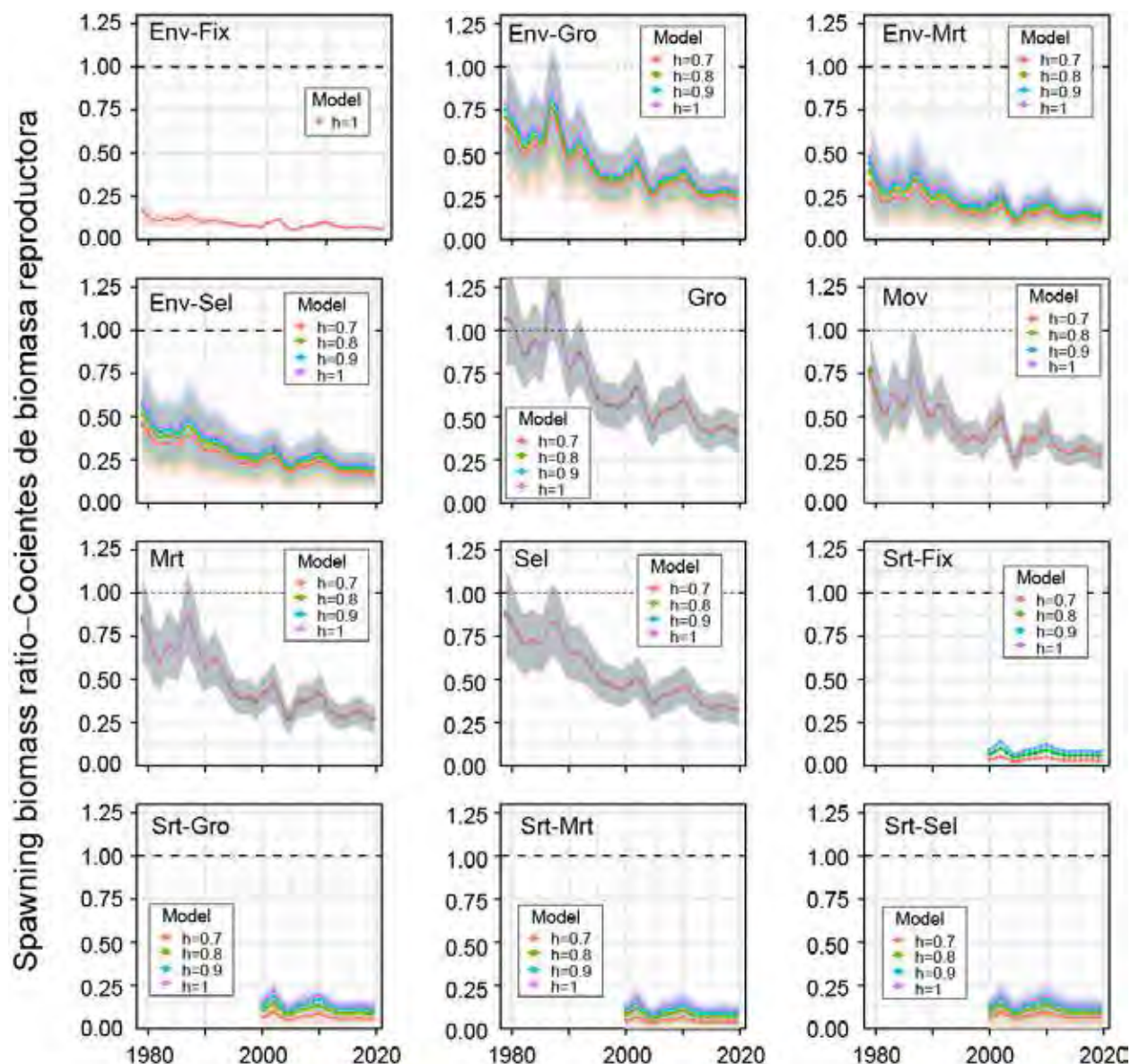


FIGURE 13. Comparison of estimated spawning biomass ratio of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean from each reference model under different assumptions on the steepness of the Beverton-Holt stock-recruit relationship (h). The shaded areas represent the 95% confidence interval. See Table 2 for explanation of model names.

FIGURA 13. Comparación del cociente de biomasa reproductora estimado del patudo en el Océano Pacífico oriental de cada modelo de referencia bajo diferentes supuestos de inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (h). Las áreas sombreadas representan el intervalo de confianza de 95%. En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos.

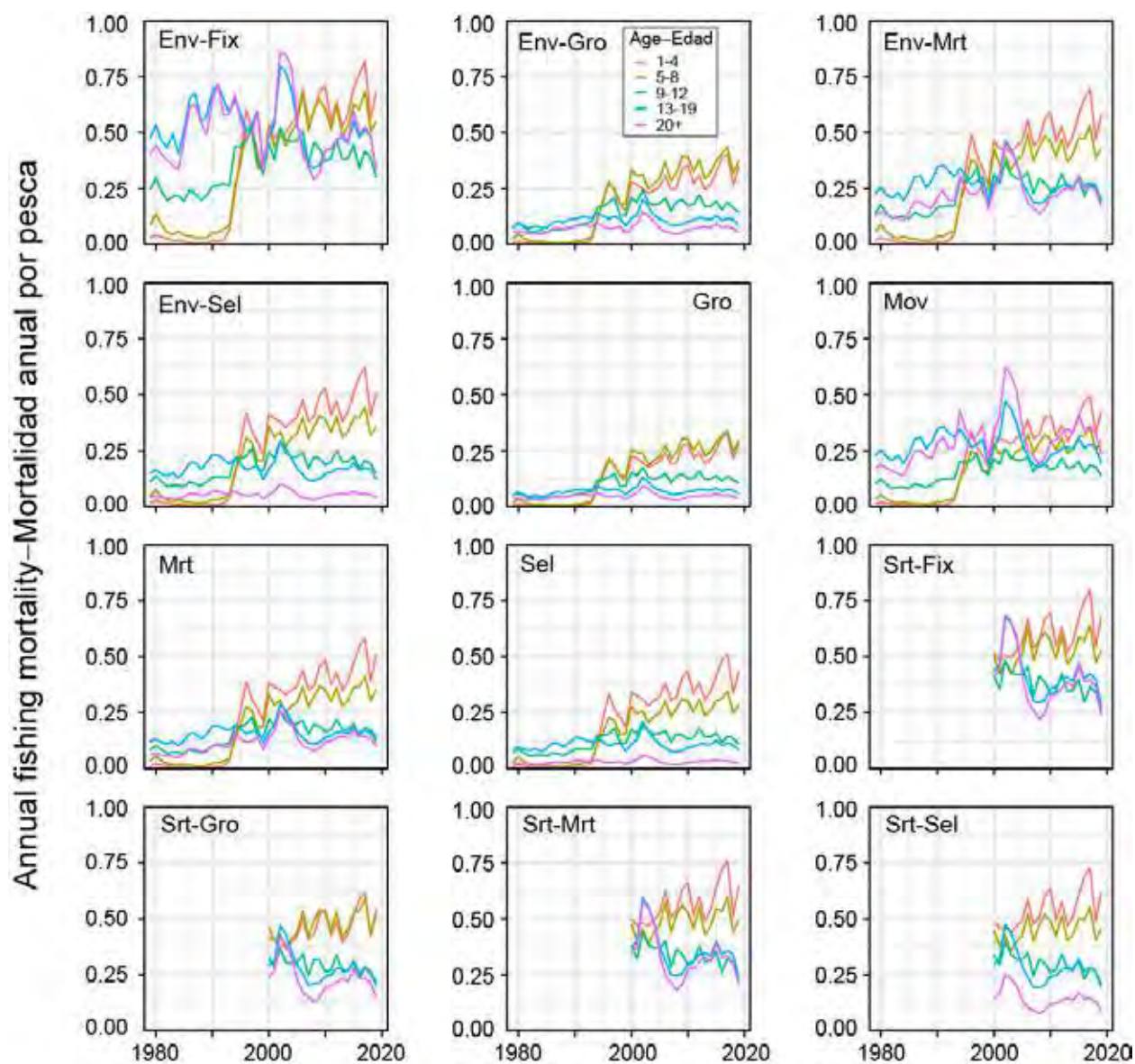


FIGURE 14. Comparison of average annual fishing mortality, by age groups (quarters), of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. See Table 2 for explanation of model names.

FIGURA 14. Comparación de la mortalidad anual por pesca promedio, por grupo de edad (trimestres), del patudo en el Océano Pacífico oriental. En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos.

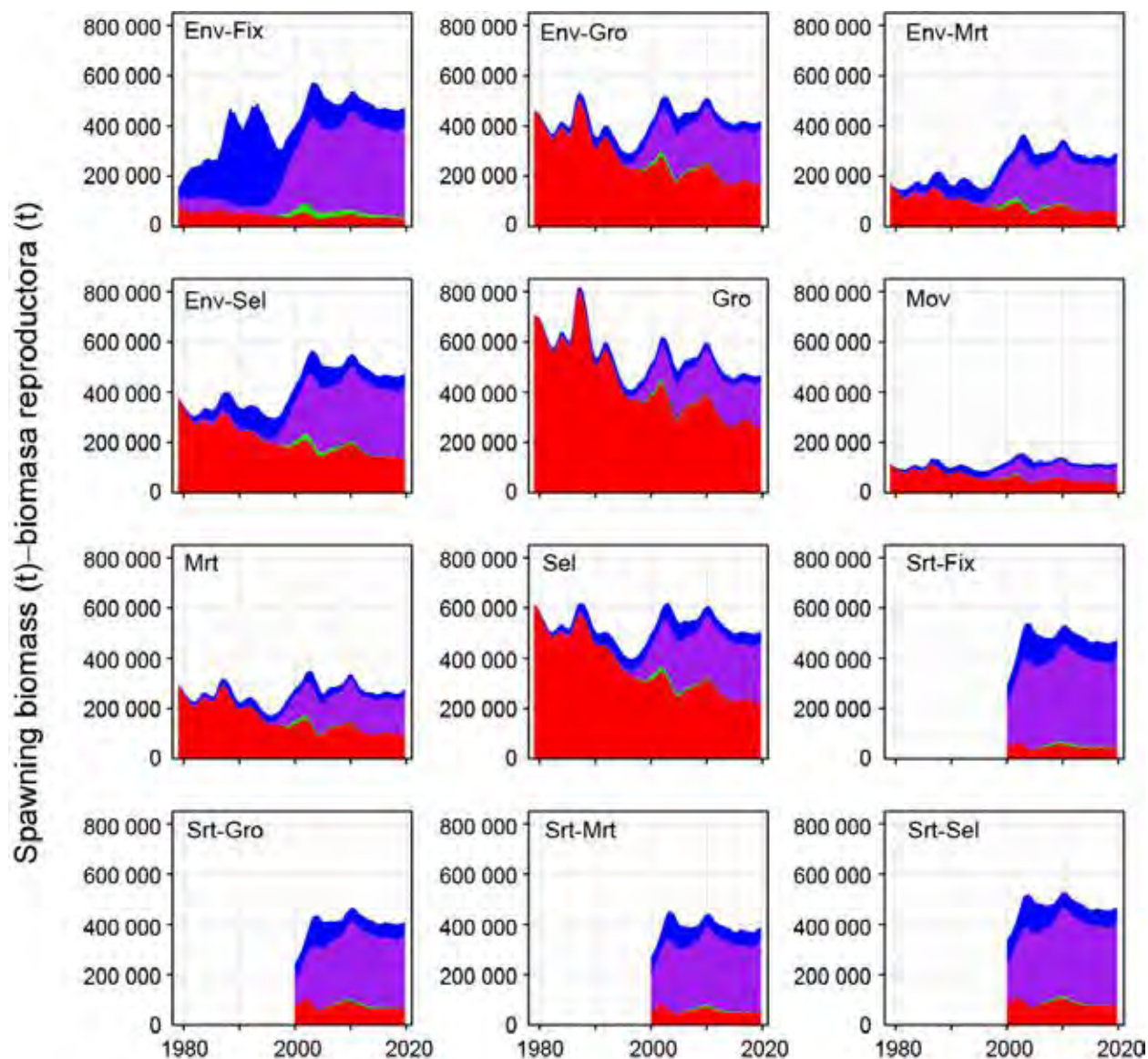


FIGURE 15. Comparison of spawning biomass trajectory of a simulated population of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean that was never exploited (top line) and that predicted by the stock assessment model (bottom line). The shaded green, purple, and blue areas between the two lines show the portions of the impact attributed to the discard fishery, purse-seine fisheries, and longline fisheries, respectively. See Table 2 for explanation of model names.

FIGURA 15. Comparación de la trayectoria de la biomasa reproductora de una población simulada de patudo en el Océano Pacífico oriental que nunca fue explotada (línea superior) y la trayectoria predicha por el modelo de evaluación (línea inferior). Las áreas sombreadas en verde, morado y azul entre las dos líneas muestran las porciones del impacto atribuido a la pesquería de descarte, las pesquerías cerqueras, y las pesquerías palangreras, respectivamente. En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos.

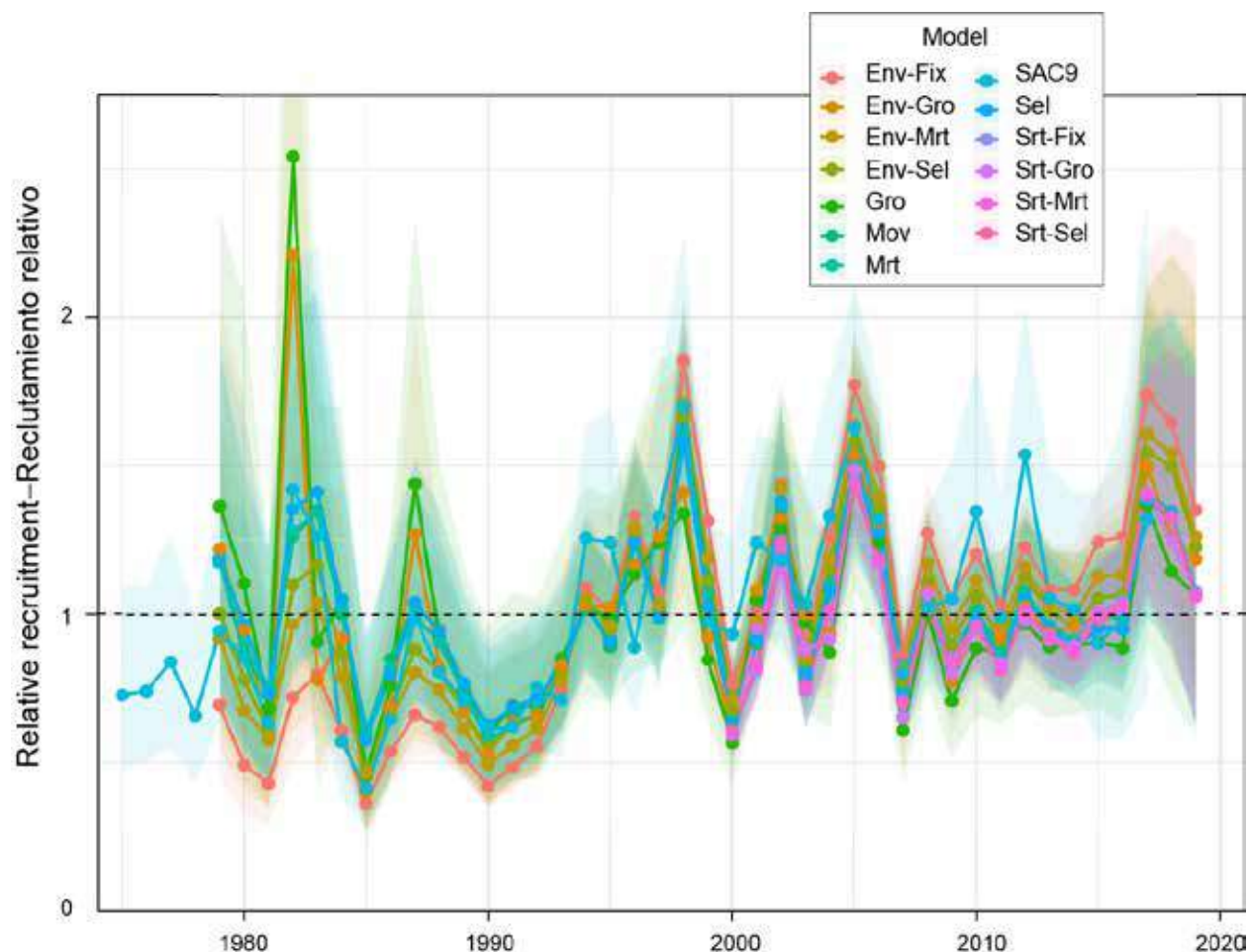


FIGURE 16. Comparison of annual relative recruitment estimates for bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean from the twelve SAC-11 reference models (only the estimates that correspond to steepness = 1.0 are shown) and the SAC-9 base-case model. The shaded areas represent the 95% confidence intervals. See Table 2 for explanation of model names.

FIGURA 16. Comparación de las estimaciones de reclutamiento anual relativo del patudo en el Océano Pacífico oriental de los 12 modelos de referencia de SAC-11 (solo se muestran las estimaciones correspondientes a la inclinación = 1.0) y el modelo de caso base de SAC-9. Las áreas sombreadas representan el intervalo de confianza de 95%. En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos.

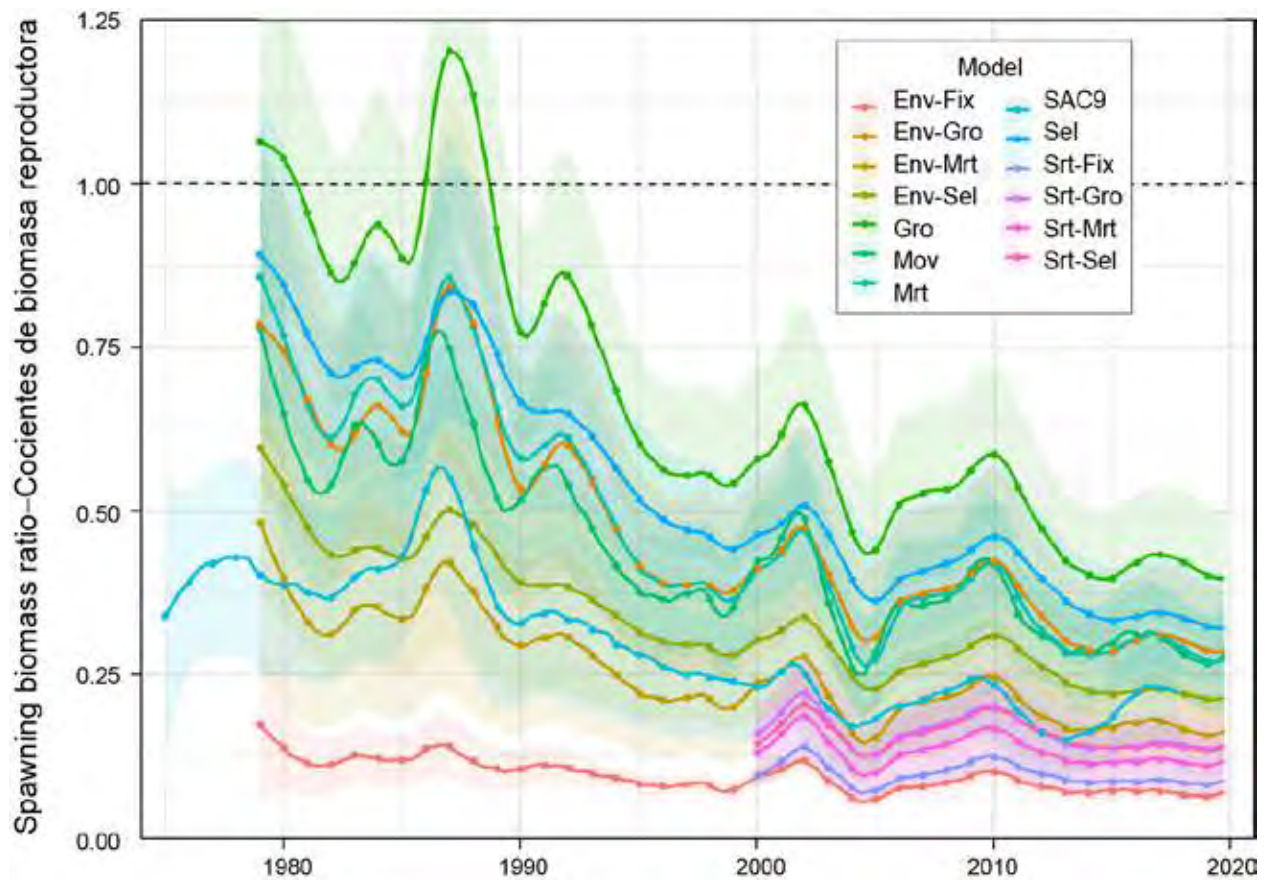


FIGURE 17. Comparison of estimated spawning biomass ratio for bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean, from the twelve SAC-11 reference models (only the estimates that correspond to steepness = 1.0 are shown) and the SAC-9 base case model. The shaded areas represent the 95% confidence intervals. See Table 2 for explanation of model names.

FIGURA 17. Comparación del cociente de biomasa reproductora estimado para el patudo en el Océano Pacífico oriental de los 12 modelos de referencia de SAC-11 (solo se muestran las estimaciones correspondientes a la inclinación = 1.0) y el modelo de caso base de SAC-9. Las áreas sombreadas representan los intervalos de confianza de 95%. En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos.

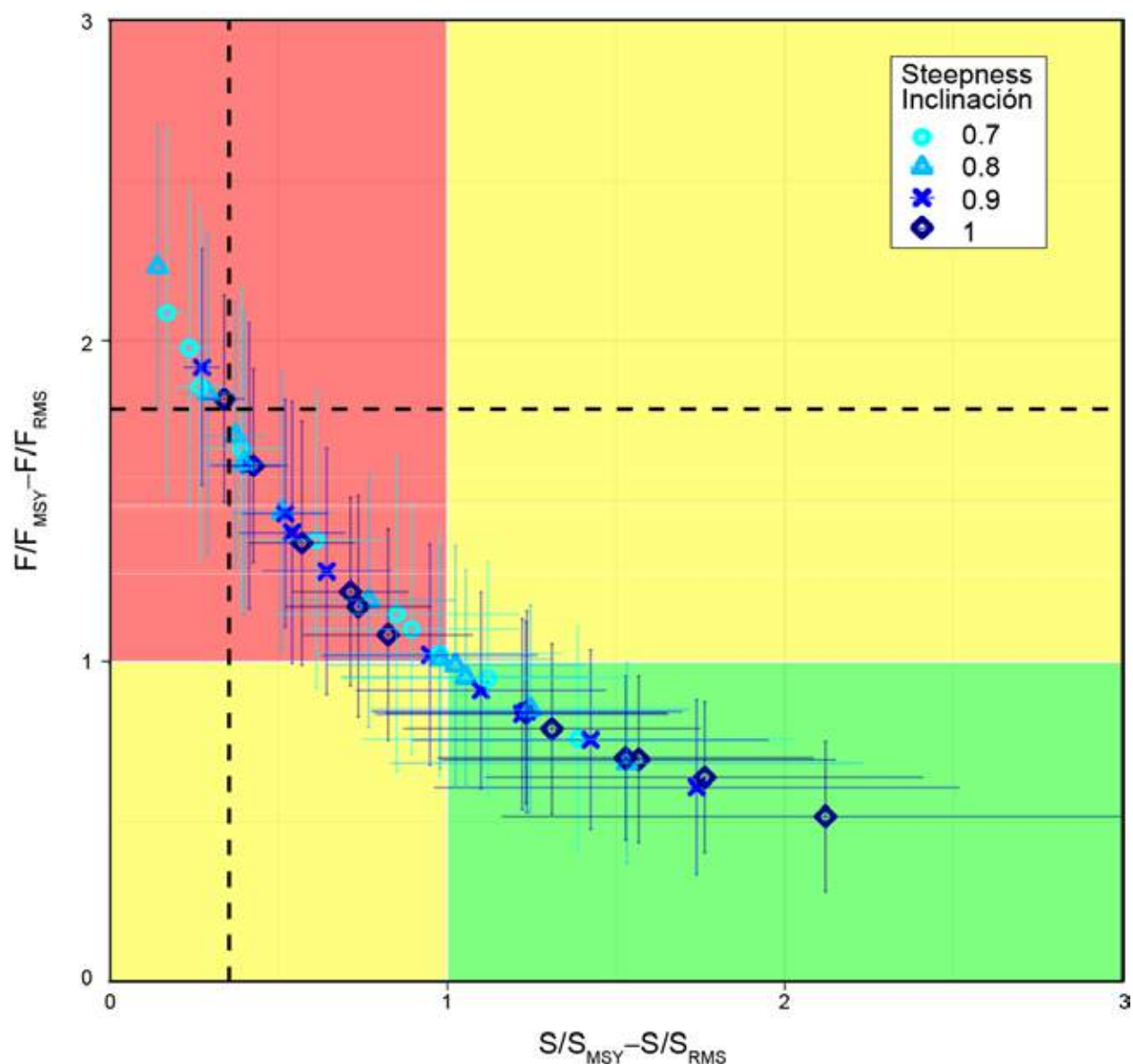


FIGURE 18. Kobe plot of the most recent estimates of spawning biomass (S) and fishing mortality (F) relative to their MSY reference points (S_{MSY_d} and F_{MSY}) estimated by the 44 converged reference model runs (see Table 4). Each dot is based on the average F over the most recent three years. The dashed lines represent the limit reference points averaged for the 44 converged reference model runs. The error bars represent the 95% confidence interval of the estimates.

FIGURA 18. Gráfica de Kobe de las estimaciones más recientes de biomasa reproductora (S) y mortalidad por pesca (F) con respecto a sus puntos de referencia de RMS (S_{RMS_d} y F_{RMS}) estimados por las 44 ejecuciones convergentes de los modelos de referencia (ver Tabla 4). Cada punto se basa en la F promedio de los últimos tres años. Las líneas punteadas representan los puntos de referencia límite promediados para las 44 ejecuciones convergentes de los modelos de referencia. Las barras de error representan el intervalo de confianza de 95% de las estimaciones.

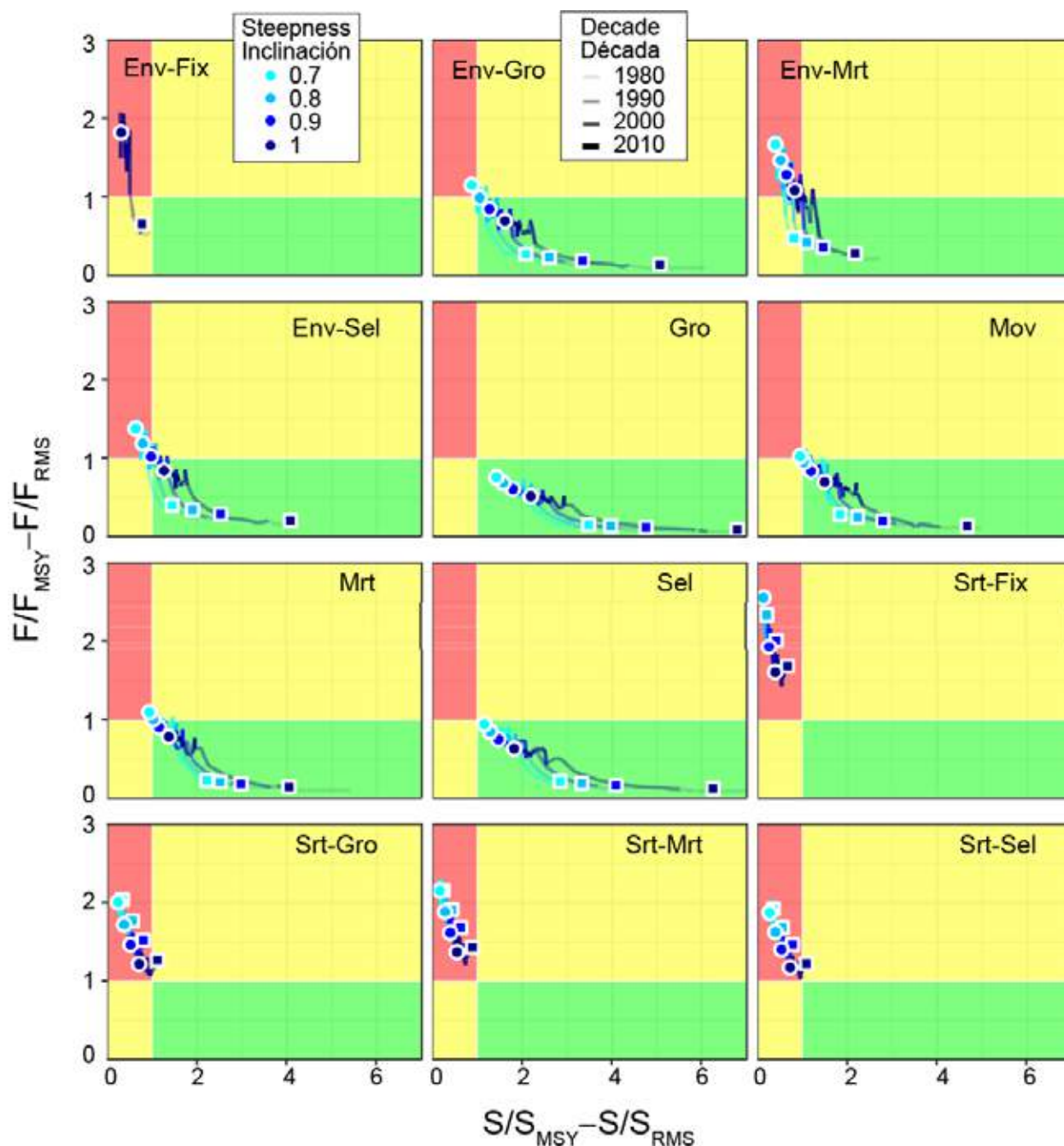


FIGURE 19. Kobe plot of the time series of estimated spawning biomass (S) and fishing mortality (F) relative to their MSY reference points, for each combination of reference model and steepness assumption. Each dot is based on the average F over three years. The colored dots and squares represent the most recent and initial estimates, respectively. See Table 2 for explanation of model names.

FIGURA 19. Gráfica de Kobe de las series de tiempo de la biomasa reproductora (S) y mortalidad por pesca (F) estimadas con respecto a sus puntos de referencia de RMS, para cada combinación de modelo de referencia y supuesto de inclinación. Cada punto se basa en la F promedio en tres años. Los puntos y cuadrados coloreados representan las estimaciones más recientes y las iniciales, respectivamente. En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos.

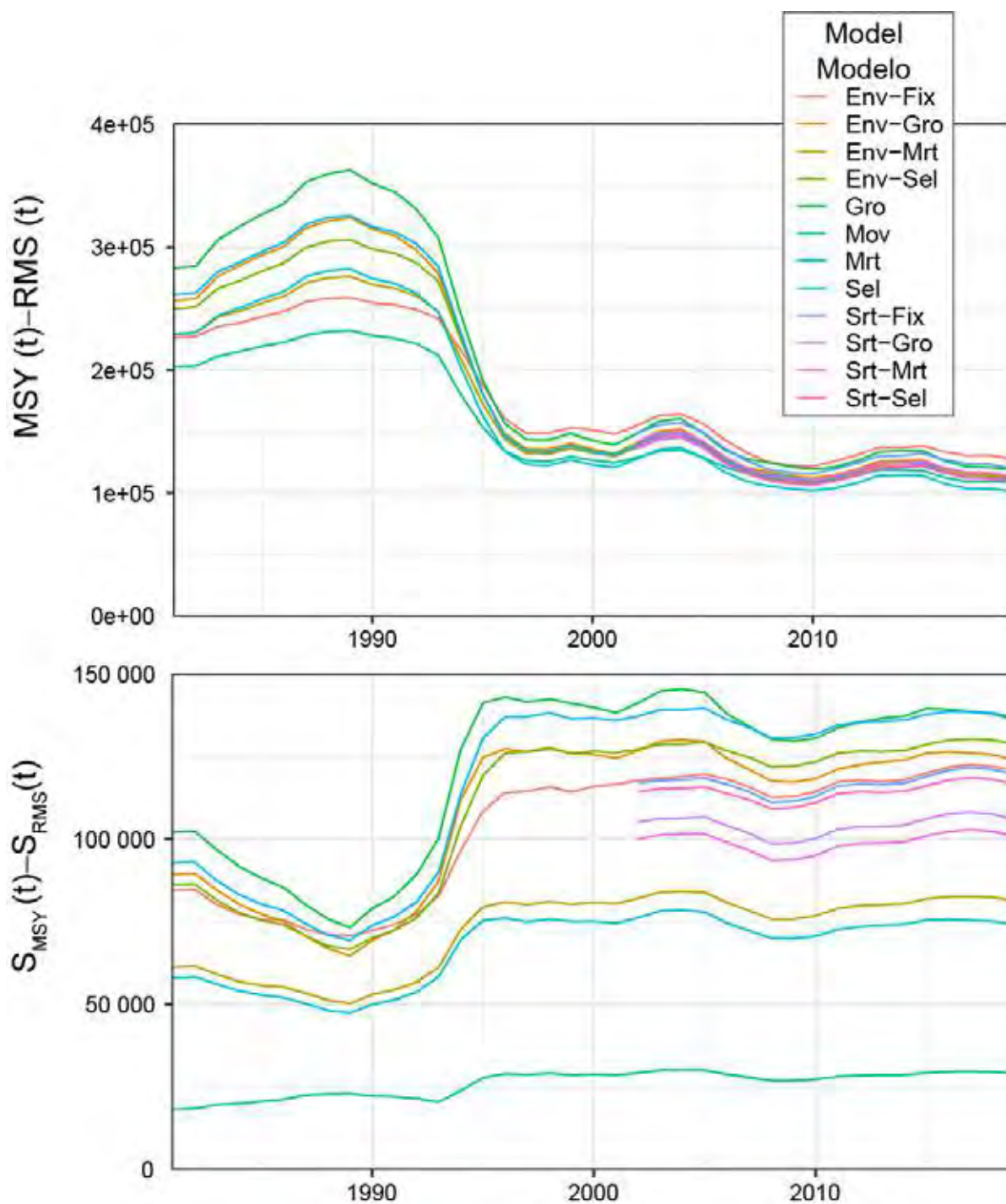


FIGURE 20. Estimates of maximum sustainable yield (MSY) and the associated spawning biomass level (S_{MSY}) using the average age-specific fishing mortality for each year. Only estimates for a steepness assumption of 1.0 are shown. See Table 2 for explanation of model names.

FIGURA 20. Estimaciones del rendimiento máximo sostenible (RMS) y el nivel de biomasa reproductora asociado (S_{RMS}) usando el promedio de la mortalidad por pesca por edad para cada año. Solo se muestran las estimaciones para un supuesto de inclinación de 1.0. En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos.

TABLE 2. The 14 reference models included in the assessment of bigeye tuna in the EPO in 2019. Regime: whether a regime parameter for recruitment is included in the model; Growth: growth parameters estimated in the model; *M*: natural mortality rate fixed/estimated for some ages; Indices: whether longline indices of abundance are included in the model; LL comps weight: weighting of longline composition data; Selectivity: assumed selectivity curve for Fishery 2 in the second time block (1994-2019); Additional data: additional data fitted in the model. All model input files and output results for this benchmark assessment are available in [html and pdf formats](#).

	Model	Years	Regime	Growth	<i>M</i>	Indices	LL comps weight	Selectivity	Additional data
1.	Env-Fix	1979-2019	Y	std of <i>L</i> (0 quarter)	Fix	Y	Francis	Asymptotic	
2.	Env-Gro		Y	All six parameters	Fix	Y	Francis	Asymptotic	Age-at-length
3.	Env-Mrt		Y	std of <i>L</i> (0 quarter)	Est (26-quarter-old)	Y	Francis	Asymptotic	
4.	Env-Sel		Y	std of <i>L</i> (0 quarter)	Fix	Y	Francis	Dome-shape	
5.	Gro		N	All six parameters	Fix	Y	Francis	Asymptotic	Age-at-length
6.	Mov		N	std of <i>L</i> (0 quarter)	Est (13-quarter-old)	Y	Francis	Asymptotic	
7.	Mrt		N	std of <i>L</i> (0 quarter)	Est (26-quarter-old)	Y	Francis	Asymptotic	
8.	Sel		N	std of <i>L</i> (0 quarter)	Fix	Y	Francis	Dome-shape	
9.	Srt-Fix	2000-2019	N	std of <i>L</i> (0 quarter)	Fix	Y	Francis	Asymptotic	
10.	Srt-Gro		N	All six parameters	Fix	Y	Francis	Asymptotic	Age-at-length
11.	Srt-Mrt		N	std of <i>L</i> (0 quarter)	Est (26-quarter-old)	Y	Francis	Asymptotic	
12.	Srt-Sel		N	std of <i>L</i> (0 quarter)	Fix	Y	Francis	Dome-shape	
13.	Ind	1979-2019	N	std of <i>L</i> (0 quarter)	Fix	N	Francis	Asymptotic	
14.	Cmp		N	std of <i>L</i> (0 quarter)	Fix	Y	Francis/10	Asymptotic	

TABLE 3. Selectivity profiles and weighting of composition data specified for the fisheries and surveys in the assessment.

Fishery	F1	F2	F3	F4	F5	F6
Selectivity	5-knot spline	Dome/asymptotic	Dome	Dome	Dome	Dome
Data weighting	Francis/10	Francis	Francis	Francis	Francis	Francis
Fishery	F7	F8	F9	F10	F11	F12
Selectivity	Mirror F1	Mirror F2	Mirror F3	Mirror F4	Mirror F5	Mirror F6
Data weighting	-	-	-	-	-	-
Fishery	F13	F14	F15	F16	F17	F18
Selectivity	Dome	Dome	Dome	Dome	5-knot spline	Specified ramp
Data weighting	Francis	Francis	Francis	Francis	Francis/2	-
Fishery	F19	F20	F21	F22	F23	
Selectivity	5-knot spline	Dome	Mirror F19	Mirror F19	Mirror F19	
Data weighting	Francis/2	Francis	-	0	-	
Survey	S24	S25				
Selectivity	Dome	Dome				
Data weighting	Francis	Francis				

TABLE 4. Maximum gradient of the reference models under different assumptions of steepness (h). See Table 2 for explanation of model names. NA: run does not converge/Hessian is not positive definite.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Steepness (h)	Env-Fix	Env-Gro	Env-Mrt	Env-Sel	Gro	Mov	Mrt	Sel	Srt-Fix	Srt-Gro	Srt-Mrt	Srt-Sel
1.0	0.0002	0.0001	0.0000	0.0001	0.0000	0.0001	0.0001	0.0010	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001
0.9	NA	0.0000	0.0002	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0009	0.0001	0.0003	0.0001	0.0000
0.8	NA	0.0001	0.0000	0.0001	0.0000	0.0001	0.0012	0.0011	0.0056	0.0012	0.0097	0.0000
0.7	NA	0.0021	0.0001	0.0001	0.0001	0.0002	0.0001	0.0002	NA	0.0024	0.0025	0.0000

TABLE 5. Ratio of the median recruitment in 1994-2019 to that in 1979-1993. See Table 2 for explanation of model names. NA: run does not converge/Hessian is not positive definite.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Env-Fix	Env-Gro	Env-Mrt	Env-Sel	Gro	Mov	Mrt	Sel	Srt-Fix	Srt-Gro	Srt-Mrt	Srt-Sel	Ind
2.4	1.5	1.8	1.6	1.2	1.3	1.4	1.3	NA	NA	NA	NA	2.1

TABLE 6. Root-mean-square-error of the Pearson residual of the late longline index of abundance. See Table 2 for explanation of model names. NA: run does not converge/Hessian is not positive definite.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Env-Fix	Env-Gro	Env-Mrt	Env-Sel	Gro	Mov	Mrt	Sel	Srt-Fix	Srt-Gro	Srt-Mrt	Srt-Sel
1.18	1.05	1.10	1.07	1.05	1.10	1.08	1.07	1.13	1.07	1.11	1.08

TABLE 7. Management table for bigeye in the EPO. S_{current} , and S_{MSY_d} : spawning biomass, in metric tons, at the beginning of 2020 and at dynamic MSY; F_{current} and F_{MSY} : fishing mortality during 2017-2019 and at MSY; S_{LIMIT} and F_{LIMIT} : limit reference points for spawning biomass and fishing mortality; C_{current} : total catch of bigeye in 2019, in metric tons; MSY_d : dynamic MSY. See Table 2 for explanation of model names. NA: run does not converge/Hessian is not positive definite.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
	Env-Fix	Env-Gro	Env-Mor	Env-Sel	Gro	Mov	Mrt	Sel	Srt-Fix	Srt-Gro	Srt-Mor	Srt-Sel
$h = 1.0$												
MSY	127799	113455	110552	111846	119351	108523	101765	110682	120059	108865	113475	109538
MSY _d	129052	121604	116490	119092	133713	121906	115944	124758	124983	114926	119835	117053
$C_{\text{current}}/\text{MSY}_d$	0.98	0.81	0.92	0.86	0.67	0.78	0.80	0.74	0.95	0.92	0.93	0.91
S_{MSY}/S_0	0.24	0.21	0.23	0.20	0.21	0.20	0.22	0.20	0.24	0.22	0.23	0.21
S_{current}/S_0	0.07	0.29	0.17	0.22	0.40	0.30	0.28	0.32	0.09	0.15	0.12	0.14
$S_{\text{current}}/S_{\text{LIMIT}}$	0.97	3.77	2.21	2.83	5.21	3.85	3.62	4.20	1.22	1.89	1.62	1.87
$p(S_{\text{current}} < S_{\text{LIMIT}})$	0.59	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.00	0.03	0.01
$F_{\text{current}}/F_{\text{LIMIT}}$	0.96	0.42	0.62	0.52	0.32	0.43	0.47	0.40	0.87	0.70	0.76	0.70
$p(F_{\text{current}} > F_{\text{LIMIT}})$	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.06	0.00	0.01	0.00
$S_{\text{current}}/S_{\text{MSY}_d}$	0.34	1.57	0.82	1.23	2.12	1.53	1.31	1.76	0.43	0.71	0.57	0.74
$p(S_{\text{current}} < S_{\text{MSY}_d})$	1.00	0.03	0.91	0.14	0.01	0.03	0.08	0.01	1.00	1.00	1.00	0.99
$F_{\text{current}}/F_{\text{MSY}}$	1.82	0.70	1.08	0.84	0.52	0.70	0.79	0.64	1.61	1.22	1.37	1.17
$p(F_{\text{current}} > F_{\text{MSY}})$	1.00	0.01	0.69	0.14	0.00	0.01	0.06	0.00	1.00	0.93	0.97	0.84
$h = 0.9$												
MSY	NA	108924	113270	109872	113442	104656	98568	105546	148278	116160	125985	116490
MSY _d	NA	114717	117480	114770	125898	115780	111485	117756	153133	121070	131548	122610
$C_{\text{current}}/\text{MSY}_d$	NA	0.87	0.96	0.92	0.71	0.83	0.83	0.78	0.95	0.96	0.95	0.94
S_{MSY}/S_0	NA	0.25	0.27	0.25	0.25	0.25	0.26	0.25	0.27	0.26	0.27	0.26
S_{current}/S_0	NA	0.28	0.16	0.20	0.40	0.30	0.28	0.32	0.07	0.13	0.10	0.13
$S_{\text{current}}/S_{\text{LIMIT}}$	NA	3.60	2.02	2.66	5.24	3.85	3.63	4.21	0.91	1.63	1.36	1.64
$p(S_{\text{current}} < S_{\text{LIMIT}})$	NA	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.76	0.02	0.14	0.05
$F_{\text{current}}/F_{\text{LIMIT}}$	NA	0.47	0.70	0.58	0.35	0.47	0.51	0.44	1.00	0.79	0.85	0.78
$p(F_{\text{current}} > F_{\text{LIMIT}})$	NA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.49	0.02	0.10	0.02
$S_{\text{current}}/S_{\text{MSY}_d}$	NA	1.24	0.64	0.95	1.74	1.22	1.10	1.42	0.27	0.52	0.41	0.54
$p(S_{\text{current}} < S_{\text{MSY}_d})$	NA	0.16	1.00	0.62	0.03	0.16	0.30	0.06	1.00	1.00	1.00	1.00
$F_{\text{current}}/F_{\text{MSY}}$	NA	0.84	1.28	1.02	0.61	0.84	0.91	0.76	1.92	1.46	1.61	1.40
$p(F_{\text{current}} > F_{\text{MSY}})$	NA	0.17	0.92	0.55	0.00	0.14	0.28	0.04	1.00	0.99	1.00	0.97
$h = 0.8$												

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
	Env-Fix	Env-Gro	Env-Mor	Env-Sel	Gro	Mov	Mrt	Sel	Srt-Fix	Srt-Gro	Srt-Mor	Srt-Sel
MSY	NA	106154	120141	110677	108327	101648	96061	101490	241701	133839	152708	132739
MSY_d	NA	110601	123572	114334	119873	111876	108504	112833	243925	137731	157935	137613
$C_{\text{current}}/\text{MSY_d}$	NA	0.91	0.97	0.95	0.74	0.86	0.85	0.81	0.95	0.96	0.96	0.96
S_{MSY}/S_0	NA	0.29	0.30	0.28	0.29	0.28	0.29	0.28	0.30	0.30	0.30	0.29
S_{current}/S_0	NA	0.26	0.14	0.19	0.41	0.29	0.28	0.33	0.04	0.10	0.08	0.10
$S_{\text{current}}/S_{\text{LIMIT}}$	NA	3.38	1.79	2.44	5.27	3.80	3.65	4.23	0.51	1.31	1.06	1.34
$p(S_{\text{current}} < S_{\text{LIMIT}})$	NA	0.00	0.04	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.15	0.43	0.20
$F_{\text{current}}/F_{\text{LIMIT}}$	NA	0.54	0.78	0.66	0.38	0.52	0.55	0.47	1.14	0.90	0.96	0.88
$p(F_{\text{current}} > F_{\text{LIMIT}})$	NA	0.00	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.89	0.19	0.37	0.17
$S_{\text{current}}/S_{\text{MSY_d}}$	NA	1.02	0.51	0.77	1.53	1.06	0.98	1.25	0.14	0.37	0.29	0.40
$p(S_{\text{current}} < S_{\text{MSY_d}})$	NA	0.45	1.00	0.96	0.07	0.38	0.55	0.15	1.00	1.00	1.00	1.00
$F_{\text{current}}/F_{\text{MSY}}$	NA	0.99	1.47	1.19	0.68	0.95	1.01	0.85	2.23	1.70	1.84	1.62
$p(F_{\text{current}} > F_{\text{MSY}})$	NA	0.48	0.98	0.83	0.02	0.39	0.52	0.18	1.00	1.00	1.00	1.00
$h = 0.7$												
MSY	NA	105345	134746	115476	103461	101146	93917	97757	NA	183663	232971	174695
MSY_d	NA	108968	137903	118340	114615	110076	106251	108659	NA	181896	231763	174218
$C_{\text{current}}/\text{MSY_d}$	NA	0.94	0.97	0.96	0.77	0.88	0.86	0.84	NA	0.97	0.96	0.97
S_{MSY}/S_0	NA	0.32	0.32	0.31	0.32	0.32	0.32	0.31	NA	0.32	0.33	0.32
S_{current}/S_0	NA	0.24	0.12	0.17	0.41	0.30	0.28	0.33	NA	0.07	0.05	0.07
$S_{\text{current}}/S_{\text{LIMIT}}$	NA	3.10	1.50	2.15	5.32	3.90	3.68	4.24	NA	0.87	0.65	0.95
$p(S_{\text{current}} < S_{\text{LIMIT}})$	NA	0.01	0.14	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	NA	0.66	0.84	0.55
$F_{\text{current}}/F_{\text{LIMIT}}$	NA	0.62	0.88	0.75	0.41	0.54	0.59	0.52	NA	1.04	1.08	0.99
$p(F_{\text{current}} > F_{\text{LIMIT}})$	NA	0.00	0.18	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	NA	0.61	0.71	0.48
$S_{\text{current}}/S_{\text{MSY_d}}$	NA	0.85	0.39	0.61	1.39	0.98	0.89	1.12	NA	0.24	0.17	0.27
$p(S_{\text{current}} < S_{\text{MSY_d}})$	NA	0.79	1.00	1.00	0.12	0.55	0.74	0.29	NA	1.00	1.00	1.00
$F_{\text{current}}/F_{\text{MSY}}$	NA	1.15	1.66	1.38	0.76	1.02	1.10	0.95	NA	1.98	2.09	1.86
$p(F_{\text{current}} > F_{\text{MSY}})$	NA	0.72	1.00	0.95	0.09	0.55	0.69	0.39	NA	1.00	1.00	1.00

APPENDIX-ANEXO

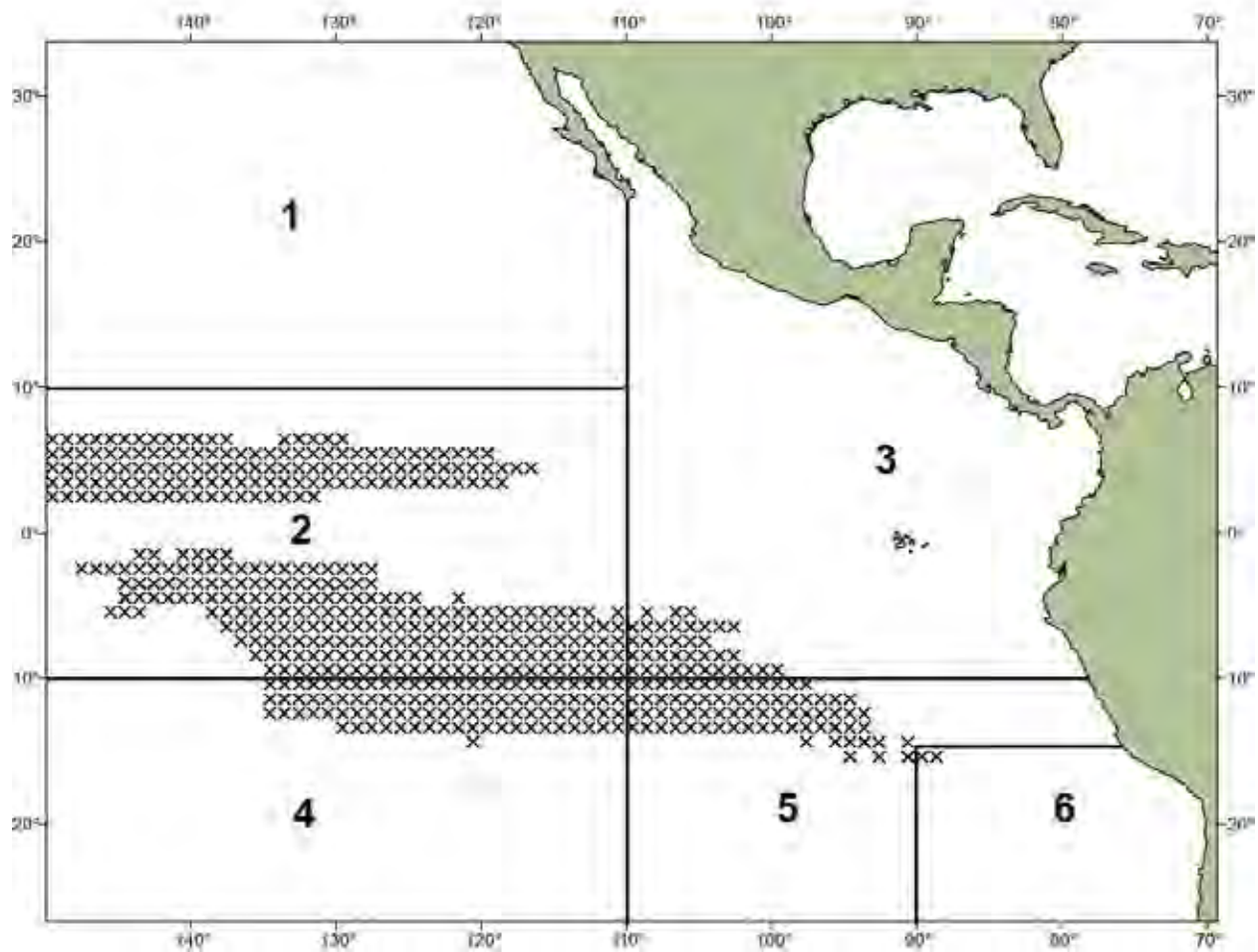


FIGURE A1. The core fishing ground defined for the Japanese commercial longline fleet in the EPO.

FIGURA A1. El caladero central definido para la flota palangrera comercial japonesa en el OPO.

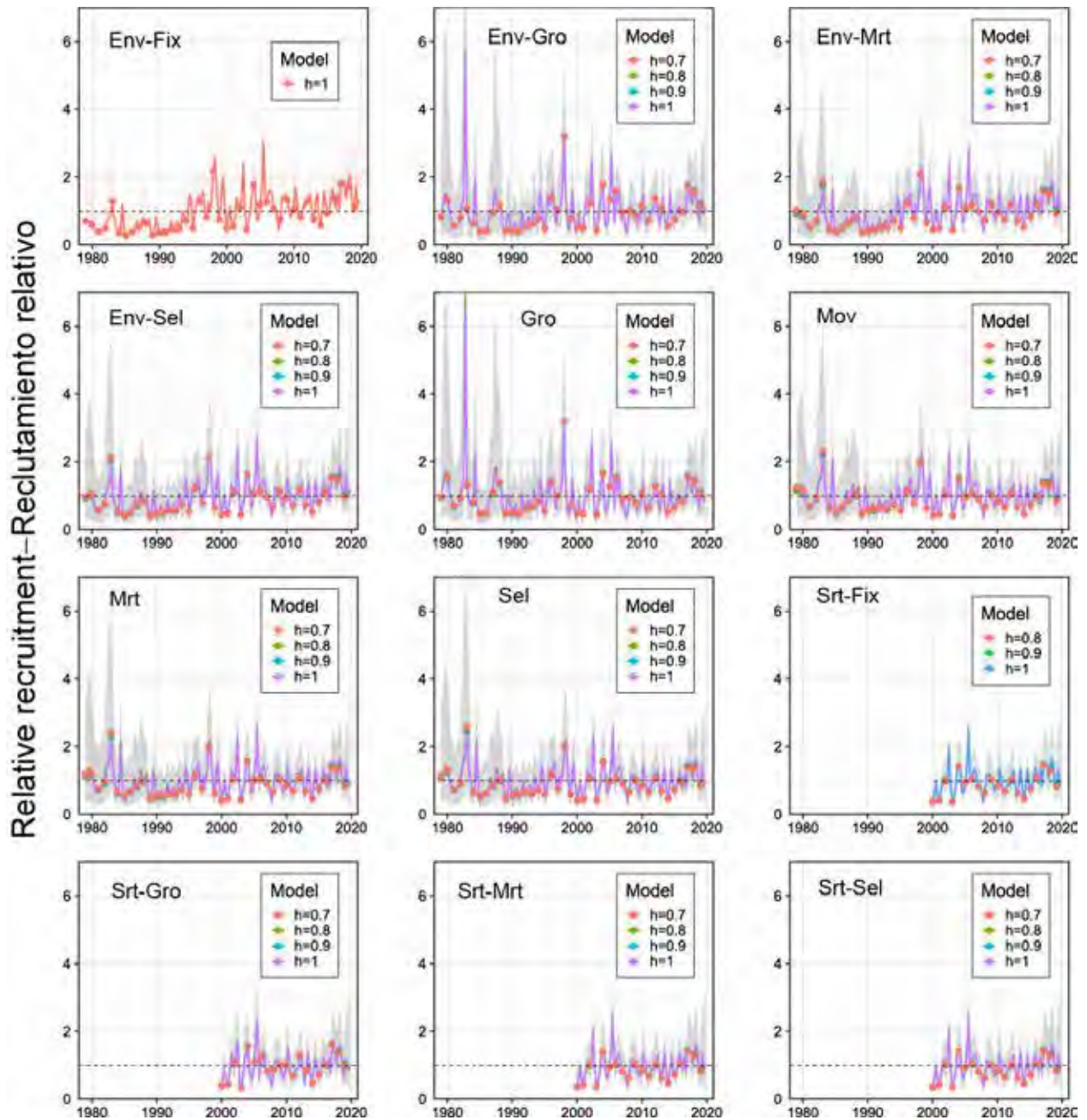


FIGURE A2. Comparison of estimated relative quarterly recruitment of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean from each reference model under different assumptions on the steepness of the Beverton-Holt stock-recruit relationship (h). The shaded areas represent the 95% confidence interval. See Table 2 for explanation of model names.

FIGURA A2. Comparación del reclutamiento trimestral relativo estimado del patudo en el Océano Pacífico oriental de cada modelo de referencia bajo diferentes supuestos de inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (h). Las áreas sombreadas representan el intervalo de confianza de 95%. En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos.

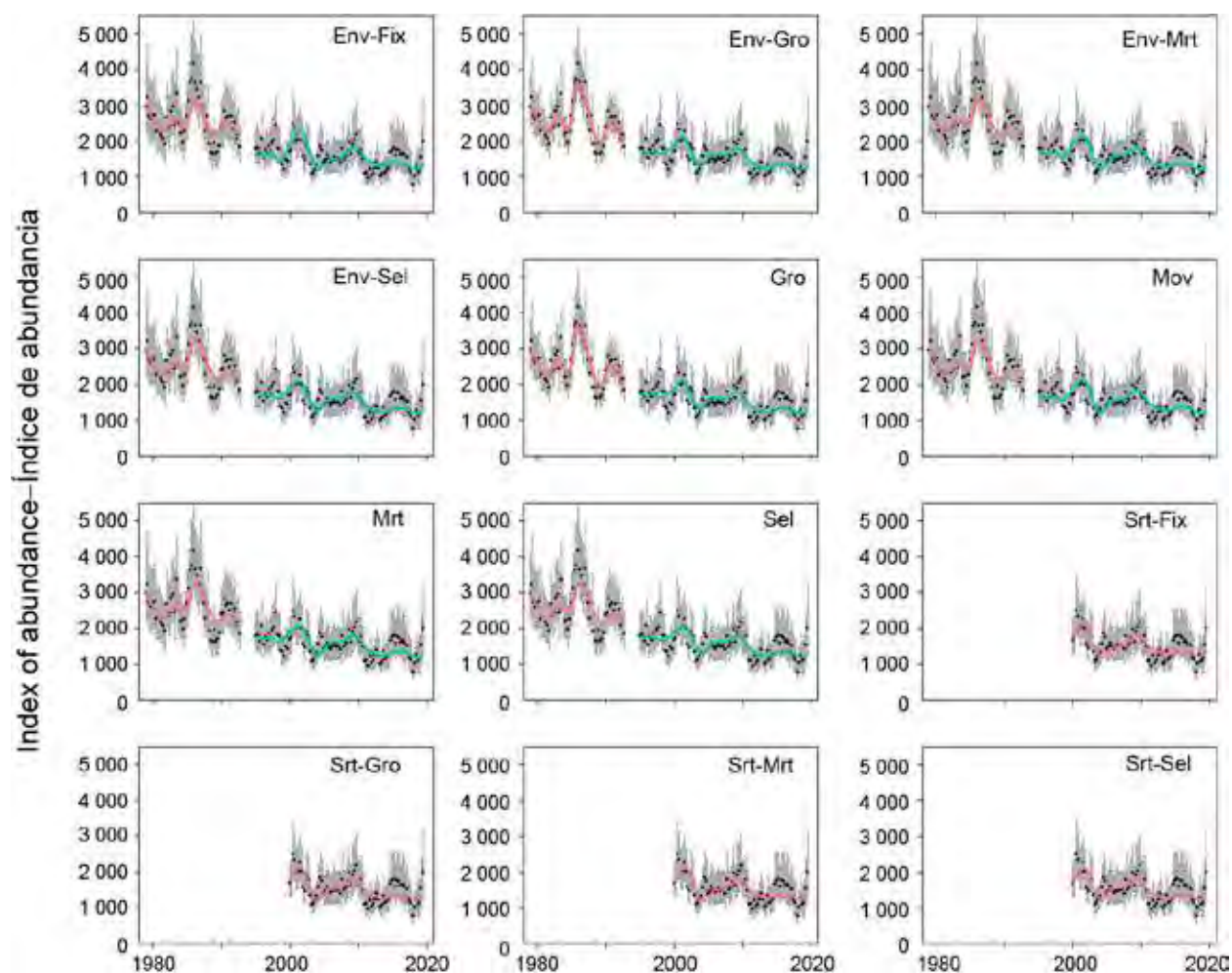


FIGURE A3. Fit of the reference models to longline indices of abundance. The black dots and error bars represent the observed indices and their 95% confidence interval. The solid color lines are the values predicted by the reference model. See Table 2 for explanation of model names.

FIGURA A3. Ajuste de los modelos de referencia a los índices de abundancia de palangre. Los puntos negros y las barras de error representan los índices observados y su intervalo de confianza de 95%. Las líneas sólidas son los valores predichos por el modelo de referencia. En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos.

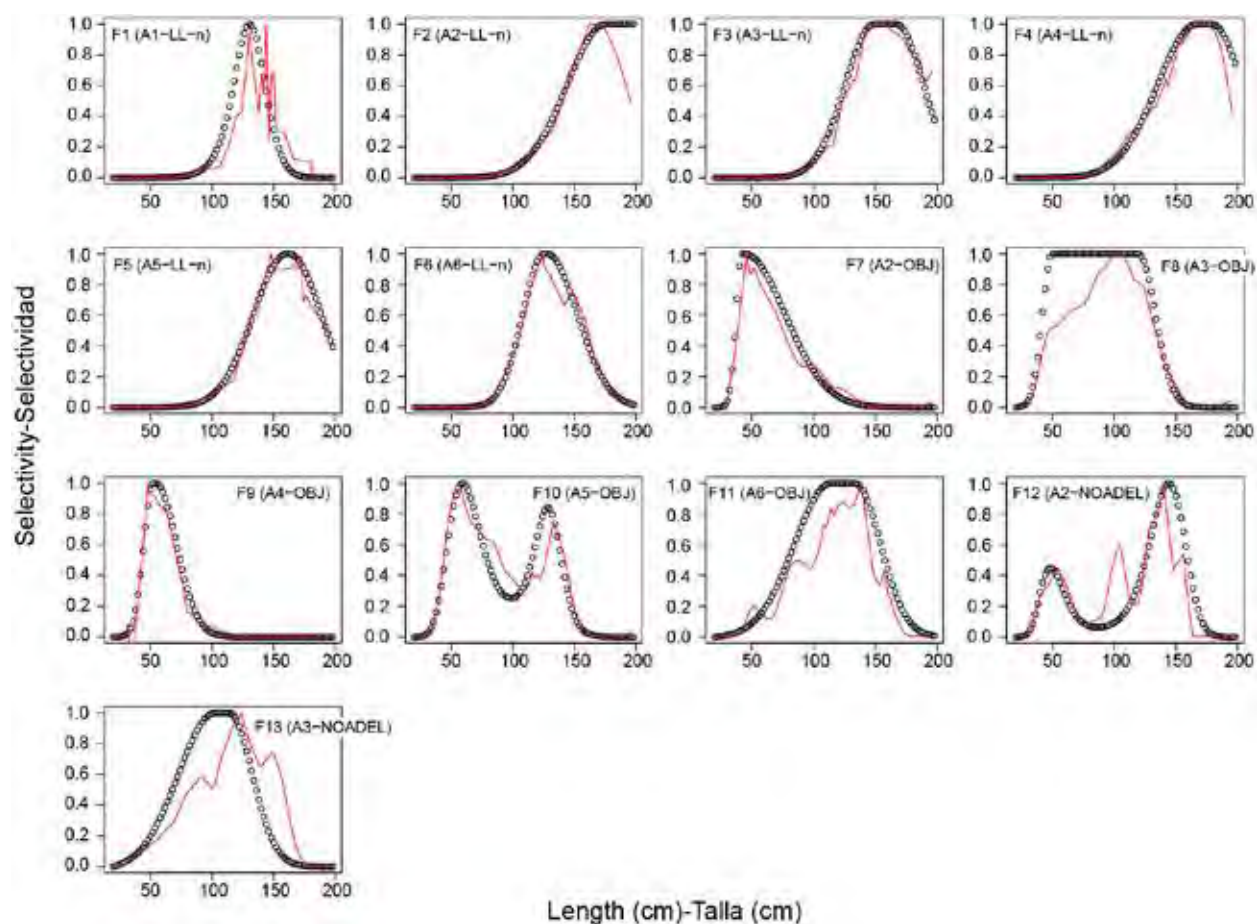


FIGURE A4. Comparison of estimated (black dots) and empirical (red lines) selectivity for every fishery in model *Env-Fix* that has length-composition data. The Lowess smoother is applied to the empirical selectivity. See Table 2 for explanation of model names.

FIGURA A4. Comparación de la selectividad estimada (puntos negros) y empírica (líneas rojas) para cada pesquería en el Modelo *Env-Fix* que tiene datos de composición por talla. El suavizador *lowess* se aplica a la selectividad empírica. En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos.

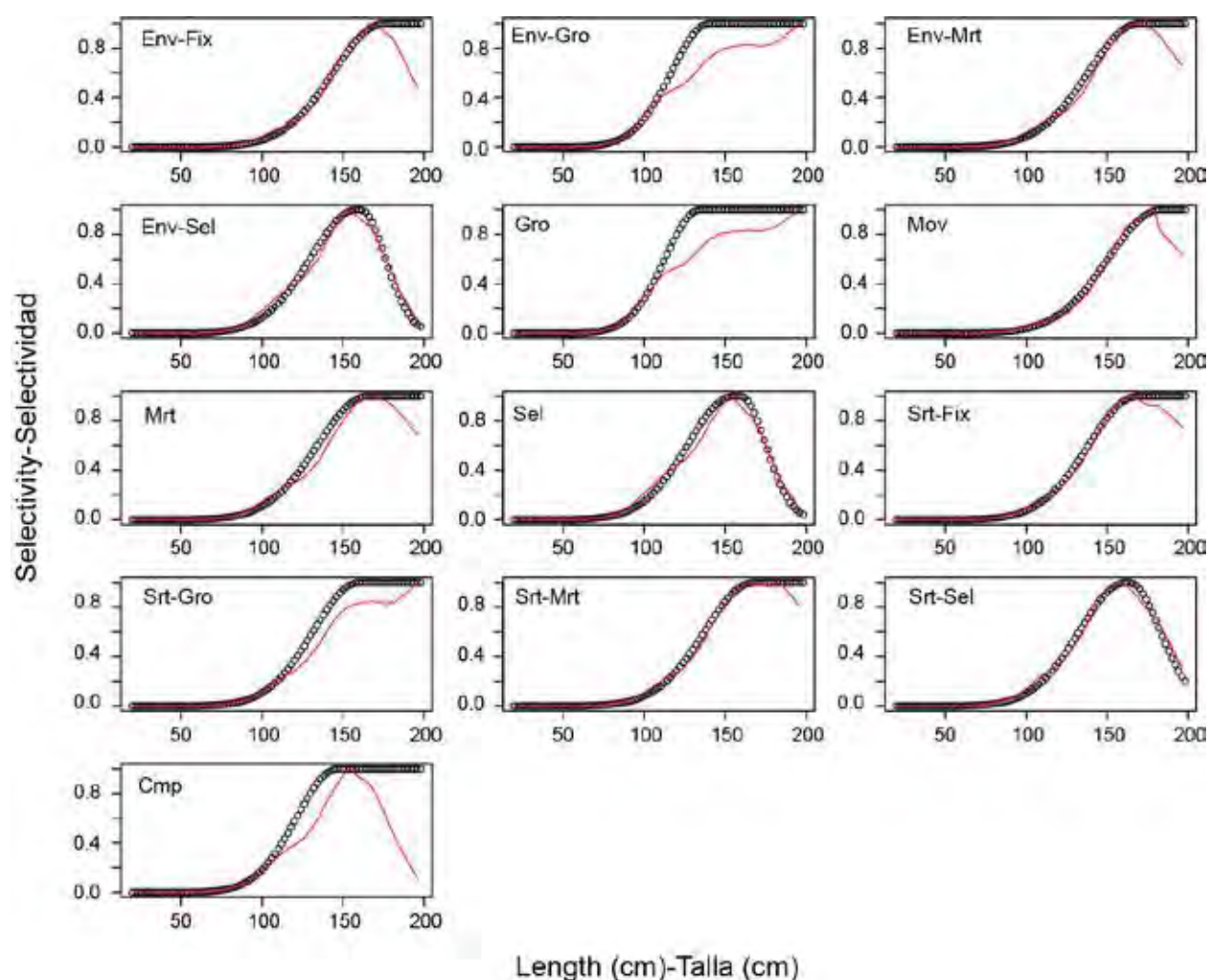


FIGURE A5. Comparison of estimated (black dots) and empirical (red lines) selectivity for Fishery 2 among reference models. The Lowess smoother is applied to the empirical selectivity. See Table 2 for explanation of model names.

FIGURA A5. Comparación de la selectividad estimada (puntos negros) y empírica (líneas rojas) para la Pesquería 2 entre los modelos de referencia. El suavizador *lowess* se aplica a la selectividad empírica. En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos.

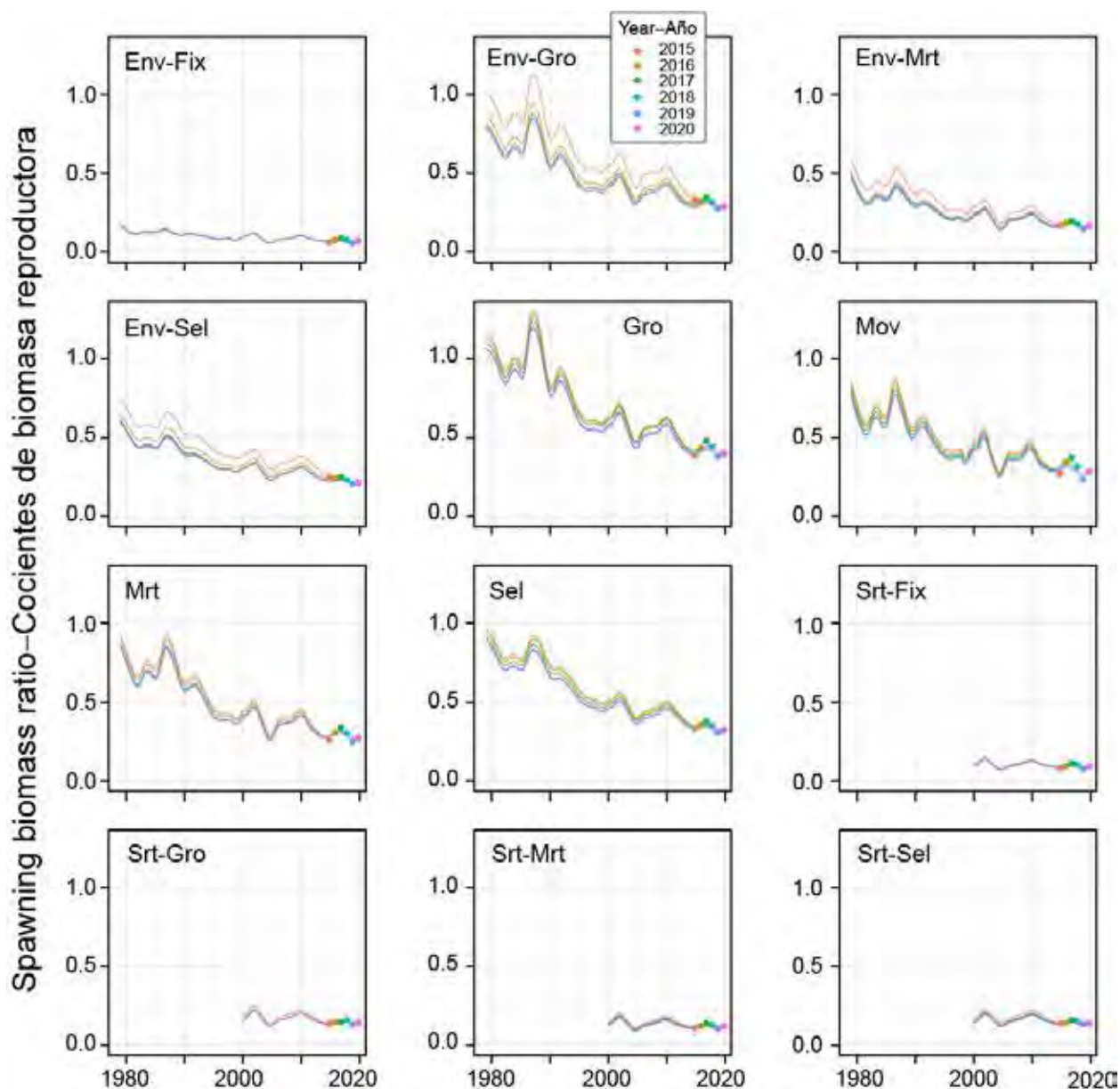


FIGURE A6. Retrospective patterns of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna in the EPO. Year on the x-axis is the year in which the assessment was conducted. See Table 2 for explanation of model names.

FIGURA A6. Patrones retrospectivos del cociente de biomasa reproductora (SBR) del patudo en el OPO. El año en el eje x es el año en el que se realizó la evaluación. En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos.

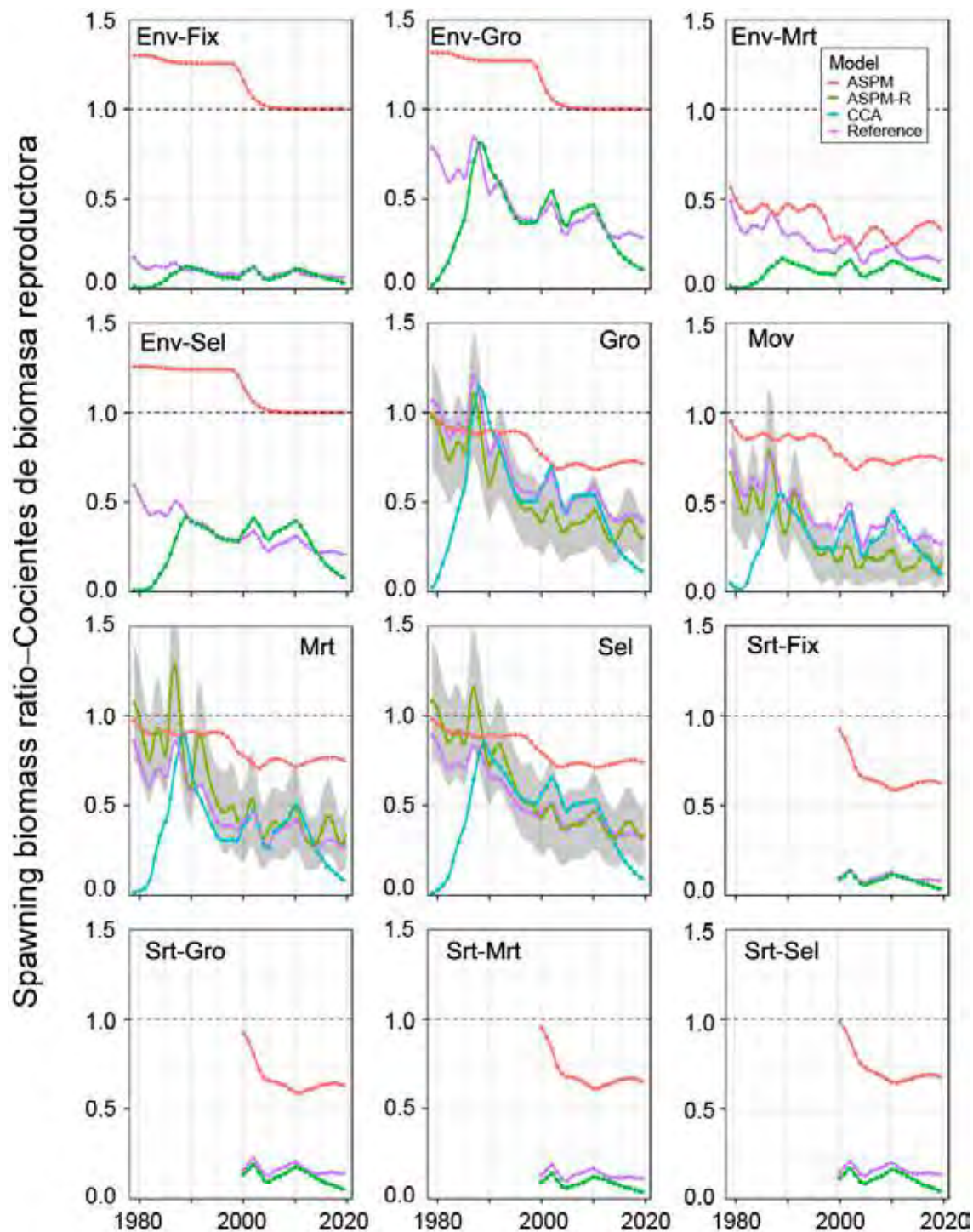


FIGURE A7. Comparison of estimated spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna in the EPO among reference models and the corresponding ASPM, ASPM-R, and CCA models. The shaded area represents the 95% confidence interval of SBR estimated by ASPM-R. See Table 2 for explanation of model names.

FIGURA A7. Comparación del cociente de biomasa reproductora (SBR) estimado del patudo en el OPO entre los modelos de referencia y los modelos ASPM, ASPM-R, y ACC correspondientes. El área sombreada representa el intervalo de confianza de 95% del SBR estimado por ASPM-R. En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos.

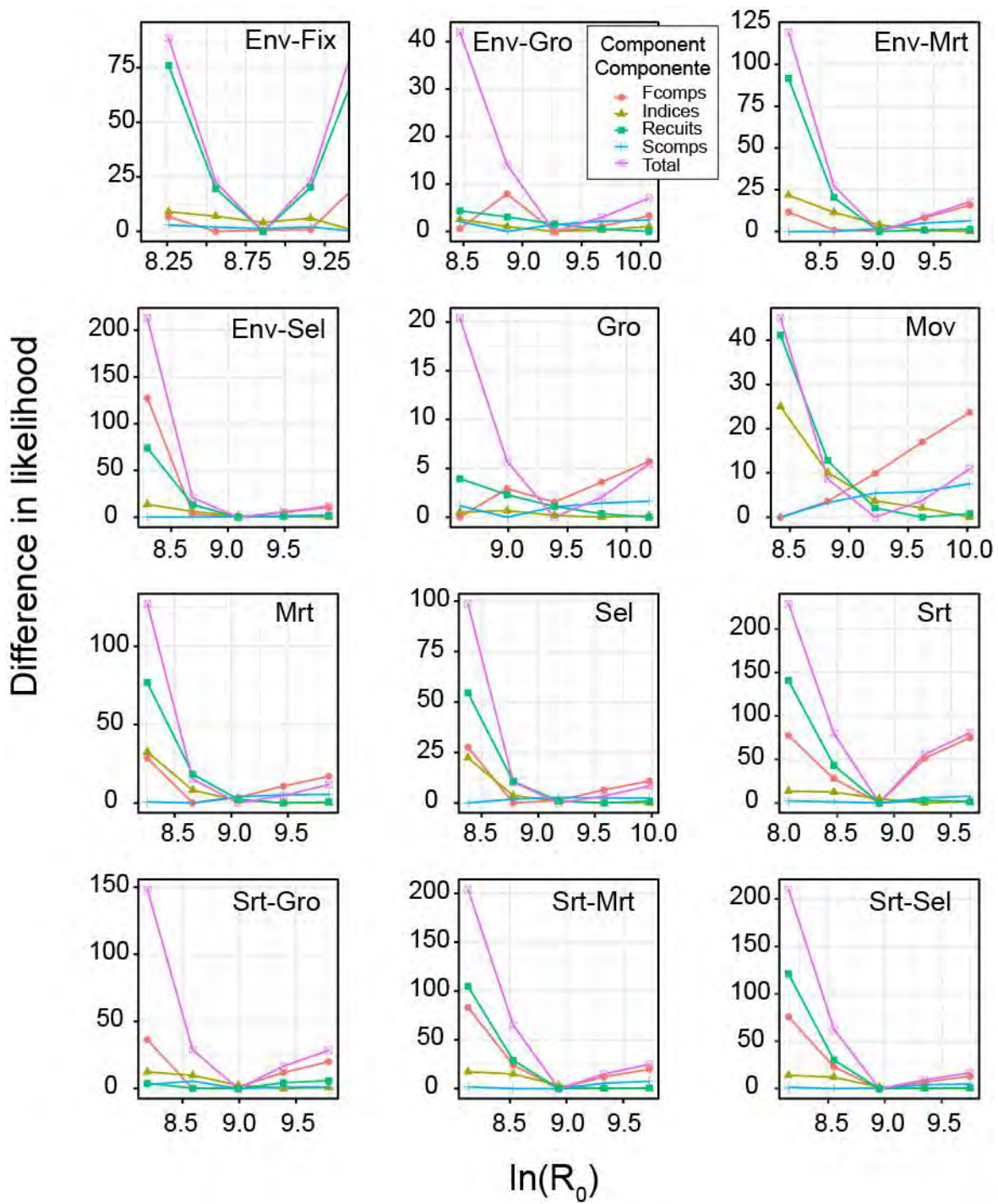


FIGURE A8. Comparison of R_0 likelihood profiles for the 12 reference models for bigeye tuna in the EPO. See Table 2 for explanation of model names.

FIGURA A8. Comparación de los perfiles de verosimilitud de R_0 para los 12 modelos de referencia para el patudo en el OPO. En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos.

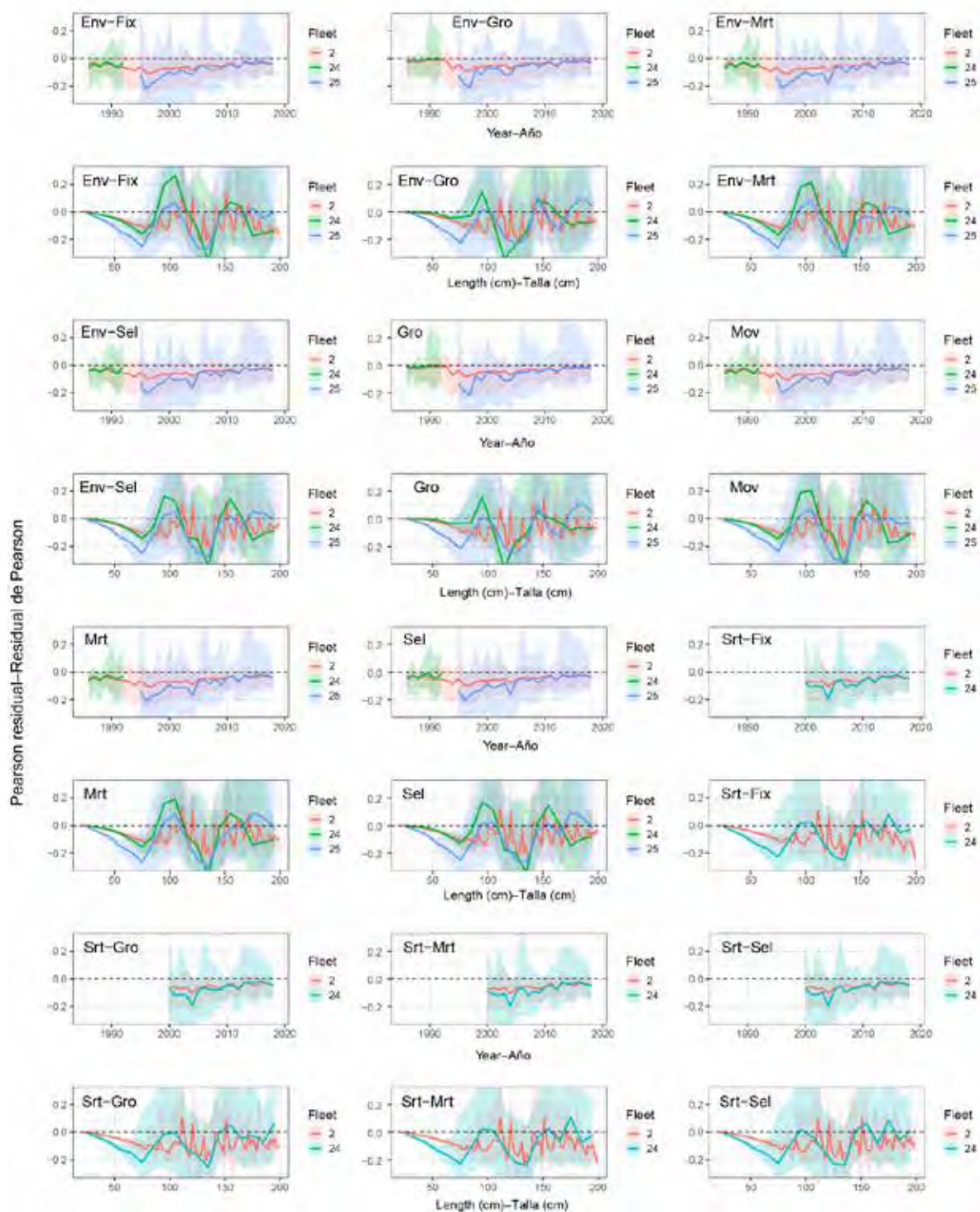


FIGURE A9. Pearson residual plot for the length compositions of Fishery 2 and Surveys 24 and 25 against time and length. The solid lines represent the median and the shaded areas cover the 25-75 percentile range. See Table 2 for explanation of model names.

FIGURA A9. Gráfica del residual de Pearson para las composiciones por talla de la Pesquería 2 y los estudios 24 y 25 contra tiempo y talla. Las líneas sólidas representan la mediana y las áreas sombreadas cubren el rango del percentil 25-75. En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos.

TABLE A1. The AICs of reference models under different steepness (h) assumptions. The three AICs compared in this table are the AIC of the model run without including age-at-length (AIC), longline indices of abundance (No LL indices), and longline compositions (No LL comps). The meaning of model name can be found in Table 2. NA: run does not converge/Hessian is not positive definite.

TABLA A1. Los AIC de los modelos de referencia con diferentes supuestos de inclinación (h). Los tres AIC comparados en esta tabla son los AIC del modelo ejecutado sin incluir la edad por talla (AIC), los índices de abundancia de palangre (No índices LL), y las composiciones de palangre (No comps LL). En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos. NA: la ejecución no converge/la matriz Hessiana no es positiva definida.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
	Env-Fix	Env-Gro	Env-Mor	Env-Sel	Gro	Mov	Mrt	Sel	Srt-Fix	Srt-Gro	Srt-Mor	Srt-Sel
AIC												
h=1	5245.92	5145.80	5226.02	4748.77	5149.12	5251.30	5238.62	5185.30	3890.20	3873.46	3889.82	3876.74
h=0.9	NA	5145.28	5226.96	4749.01	5149.86	5253.16	5240.76	5186.64	3891.98	3874.30	3890.94	3877.42
h=0.8	NA	5146.10	5228.36	4749.41	5150.82	5255.14	5243.40	5188.32	3894.98	3875.52	3892.82	3878.42
h=0.7	NA	5145.48	5230.50	4750.09	5152.10	5258.70	5246.70	5190.44	NA	3877.56	3895.28	3879.84
No LL indices												
h=1	5633.48	5603.85	5631.36	5595.18	5604.71	5662.87	5649.14	5604.02	4079.49	4072.22	4082.31	4074.51
h=0.9	NA	5603.60	5633.40	5596.12	5605.52	5665.47	5651.91	5605.57	4082.16	4073.54	4084.19	4075.69
h=0.8	NA	5604.78	5636.18	5597.37	5606.49	5668.64	5655.18	5607.49	4086.40	4075.42	4087.01	4077.30
h=0.7	NA	5604.56	5639.73	5599.04	5607.78	5670.85	5659.15	5609.88	NA	4078.22	4090.60	4079.42
No LL comps												
h=1	1681.70	1654.35	1661.04	1654.84	1662.38	1677.85	1665.14	1661.84	1315.63	1314.66	1314.50	1311.28
h=0.9	NA	1653.69	1660.89	1655.06	1663.40	1679.47	1666.37	1663.28	1316.18	1314.88	1314.70	1311.41
h=0.8	NA	1654.27	1660.89	1655.52	1664.72	1680.36	1668.03	1665.10	1317.30	1315.23	1315.18	1311.69
h=0.7	NA	1653.45	1661.47	1656.33	1666.43	1686.90	1670.25	1667.41	NA	1316.09	1316.06	1312.19

EL ATÚN PATUDO EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL, 2019: EVALUACIÓN DE REFERENCIA

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

ÍNDICE

Resumen ejecutivo.....	78
1. Introducción.....	78
1.1. Antecedentes.....	79
1.2. El nuevo enfoque.....	80
2. Datos.....	80
2.1. Pesquerías y 'estudios'	80
2.2. Captura	83
2.3. Índices de abundancia	85
2.4. Datos de composición por talla	87
2.5. Datos de edad por talla.....	89
3. Supuestos y parámetros	89
3.1. Información biológica y demográfica	89
4. Modelos de referencia.....	93
4.1. Resultados de la evaluación	95
4.2. Diagnósticos.....	97
4.3. Comparación con la evaluación anterior	99
4.4. Resumen de los resultados de los modelos de evaluación	100
5. Condición de la población.....	100
5.1. Definición de los puntos de referencia.....	100
5.2. Estimaciones de la condición de la población	102
6. Direcciones futuras	102
6.1. Recolección de información nueva y actualizada.....	102
6.2. Mejoras a los métodos y el modelo de evaluación	103
Agradecimientos	103
Referencias.....	40
Tablas	63
Figuras	43
Anexo	67

RESUMEN EJECUTIVO

1. La evaluación de referencia de este año del atún patudo en el Océano Pacífico oriental es la base para un análisis de riesgos usado para brindar asesoramiento de ordenación (SAC-11-08). El análisis de riesgos abarca hipótesis alternativas sobre los estados de naturaleza. Las hipótesis fueron desarrolladas en un marco jerárquico que abordó incertidumbres y problemas con las evaluaciones anteriores.
2. A diferencia de las evaluaciones anteriores que se basaban en un modelo de caso base con una inclinación supuesta de 1.0 para la relación población-reclutamiento, esta evaluación de referencia integra un total de 14 modelos de referencia, cada uno con cuatro supuestos de inclinación (0.7, 0.8, 0.9, and 1.0).
3. Los 14 modelos de referencia incluidos en esta evaluación están desarrollados dentro de un marco de trabajo jerárquico, y combinan componentes que abordan tres incertidumbres importantes de la evaluación pasada: a) el aparente cambio de régimen de reclutamiento (*R shift*), b) la falta de ajuste a los datos de composición por talla de la pesquería palangrera con selectividad asintótica supuesta, y c) la inclinación de la relación población-reclutamiento.
4. Las 44 ejecuciones convergentes de los modelos para esta evaluación indican que:
 - a. A principios de 2020, la biomasa reproductora (*S*) del patudo osciló entre 14 y 212% del nivel en el rendimiento máximo sostenible (RMS) dinámico (S_{RMS_d}); 26 sugieren que estuvo por debajo de ese nivel.
 - b. Durante 2017-2019, la mortalidad por pesca (*F*) del patudo osciló entre 51 y 223% del nivel en RMS (F_{RMS}); 26 ejecuciones sugieren que estuvo por encima de ese nivel.
 - c. A principios de 2020, la biomasa reproductora (*S*) del patudo osciló entre 51% y 532% del nivel de referencia límite ($S_{LÍMITE}$); cinco ejecuciones sugieren que estuvo por debajo de ese límite.
 - d. Durante 2017-2019, la mortalidad por pesca del patudo osciló entre 32% y 114% del nivel de referencia límite ($F_{LÍMITE}$); tres ejecuciones sugieren que estuvo por encima de ese límite.
5. Todos los modelos de referencia sugieren que un valor de inclinación más bajo corresponde a estimaciones más pesimistas de la condición de la población: *S* menor y *F* mayor con respecto a los puntos de referencia. Sin embargo, todos los modelos a corto plazo y dos modelos ambientales (modelos *Env-Fix* y *Env-Mrt*) estiman que, independientemente del valor supuesto para la inclinación, *S* está por debajo de S_{RMS_d} y *F* por encima de F_{RMS} , a principios de 2020, mientras que los modelos *Gro* y *Sel* estiman lo contrario. Los modelos de referencia restantes estiman una condición de la población diferente a principios de 2020 dependiendo del valor supuesto para la inclinación.
6. Los resultados de los modelos de referencia se combinan en un análisis de riesgos para proporcionar asesoramiento de ordenación (SAC-11-08).

1. INTRODUCCIÓN

En este informe se presentan los resultados de una evaluación de referencia⁵ del atún patudo (*Thunnus obesus*) en el Océano Pacífico oriental (OPO), realizada en una plataforma de modelado estadístico integrado de evaluación de poblaciones estructurado por edad (*Stock Synthesis* 3.30.15). Es la primera evaluación de la especie realizada por el personal científico de la Comisión en el marco del [plan de trabajo de 2018 para mejorar las evaluaciones de los atunes tropicales](#) y, aunque usa la misma plataforma de

⁵ Las evaluaciones 'de referencia' son análisis completos de los supuestos, las metodologías y/o las fuentes de datos del modelo, mientras que en una evaluación 'actualizada' solo se actualizan los datos usados en la evaluación.

modelado, la metodología es muy diferente. La evaluación ahora constituye la base de un análisis de riesgos, que toma en cuenta la incertidumbre explícitamente al determinar la condición de la población y formular el asesoramiento de ordenación. Todos los archivos de entrada y salida del modelo para esta evaluación de referencia están disponibles en [formato html y pdf](#).

1.1. Antecedentes

En años recientes, habían surgido algunos problemas y fuentes de incertidumbre en la evaluación del patudo realizada por el personal, que culminaron en la suspensión del anterior enfoque de ‘mejor evaluación’ del personal y la adopción del [plan de trabajo](#) para mejorar sus evaluaciones. El principal problema fue el aparente ‘cambio de régimen’ (*R shift*) a mediados de la década de 1990, cuando la evaluación estimó que el reclutamiento promedio se duplicó al mismo tiempo que las capturas cerqueras de patudo, en su mayoría de peces pequeños, [aumentaron de 10,000 a casi 50,000 toneladas \(t\) en tres años](#) con la rápida expansión de la pesquería sobre plantados en el OPO ecuatorial, mientras que las capturas palangreras de patudo grande se redujeron a la mitad. Aunque es posible que el reclutamiento sí haya aumentado, este resultado parece anómalo, y se han propuesto [varias hipótesis](#) para explicarlo (ver más detalles en Aires-da-Silva *et al.* (2010), [Valero *et al.* \(2019\)](#) y [Punt *et al.* \(2019\)](#)).

Otro problema en la evaluación del patudo han sido los ajustes sistemáticamente deficientes del modelo a los datos de composición por talla de palangre. En particular, el modelo predice proporciones más altas de patudo más grande (más viejo) que las observadas en los datos de composición por talla de la pesquería palangrera con selectividad asintótica supuesta. Si bien esto podría deberse a un error de observación, también podría ser el resultado de supuestos especificados incorrectamente en el modelo sobre parámetros tales como crecimiento, mortalidad natural y/o selectividad.

Una fuente importante de incertidumbre, y potencialmente también la explicación de otros problemas identificados en el modelo, es la posibilidad de que la población tenga una estructura espacial que no está capturada en el modelo. Sin embargo, el trabajo preliminar de modelado no encontró que la estructura de la población en el OPO pudiera explicar el *R shift*, y no había datos suficientes para modelar las interacciones con el Océano Pacífico central (OPC) (Valero *et al.* 2019). Por lo tanto, la evaluación supone, al igual que antes, que existe una sola población de patudo en el OPO, con un desplazamiento neto mínimo de peces entre el OPO y el OPC.

También existe incertidumbre sobre la naturaleza de la relación población-reclutamiento (una medida del grado en que el reclutamiento de una población está determinado por su biomasa reproductora, expresada como inclinación (h)). Las evaluaciones anteriores del patudo realizadas por el personal han presentado consistentemente análisis de la sensibilidad de los resultados a diferentes supuestos sobre este parámetro h , pero solo para mostrar el impacto de estos supuestos sobre las cantidades estimadas de ordenación, y la incertidumbre en torno a h no fue incorporada explícitamente en el asesoramiento de ordenación.

Más recientemente, los resultados de la evaluación se volvieron demasiado sensibles a la inclusión de datos nuevos, en particular observaciones recientes para los índices de abundancia relativa de la pesquería de palangre ([SAC-09 INF-B](#)). Esto puede deberse en parte a la contracción tanto de la extensión espacial como del esfuerzo de pesca de la pesquería de palangre japonesa (cuyos datos se usaron para estimar el índice de abundancia relativa de palangre), lo que ha resultado en índices de abundancia relativa menos precisos y exactos en los últimos años.

Como resultado de estos problemas e incertidumbres, en 2018 el personal concluyó que los resultados de su evaluación del patudo no eran suficientemente fiables para ser usados como base para el asesoramiento de ordenación a la Comisión ([IATTC-94-03](#)), y por lo tanto implementó el [plan de trabajo para mejorar las evaluaciones de los atunes tropicales](#). Esta evaluación de referencia no solo abordó los

problemas existentes, sino que también incluyó revisiones por expertos externos de las evaluaciones de los atunes [patudo](#) y [aleta amarilla](#) y el desarrollo de un nuevo enfoque para estandarizar la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) palangrera y los datos de composición por talla asociados, usando modelos espaciotemporales. Ninguna de las revisiones externas identificó un sustituto particular para los modelos de caso base actuales, pero ambas sugirieron una serie de alternativas para consideración del personal relativas a cronogramas de mortalidad natural, modelos de crecimiento, curvas de selectividad y procedimientos de estimación.

El enfoque del personal a la evaluación de los atunes tropicales podría mejorarse con la incorporación de la incertidumbre del modelo para derivar información para el asesoramiento de ordenación.

1.2. El nuevo enfoque

Esta evaluación de referencia de 2020 del patudo en el OPO, y la evaluación del aleta amarilla correspondiente ([SAC-11-07](#)), representan un nuevo enfoque a las evaluaciones realizadas por el personal. Anteriormente, usaba un enfoque de ‘mejor evaluación’, que basa la evaluación de la condición de la población en un solo modelo de ‘caso base’: las nuevas evaluaciones están basadas en la metodología de ‘análisis de riesgos’, que usa varios *modelos de referencia* para representar varios *estados de naturaleza* (supuestos) plausibles sobre la biología de los peces, la productividad de las poblaciones, y/o la operación de las pesquerías, y toma en cuenta diferentes resultados, incorporando así efectivamente la incertidumbre en el asesoramiento de ordenación a medida que se formula⁶. Este cambio, que representa un cambio de paradigma en la CIAT, tanto para el trabajo del personal como para la toma de decisiones de la Comisión con respecto a la conservación de los atunes tropicales, también permite al personal evaluar explícitamente las declaraciones de probabilidad en la regla de control de extracción para los atunes tropicales de la CIAT establecida en la resolución [C-16-02](#).

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

- Dos **informes de evaluación de población**, para el patudo (el presente documento) y el aleta amarilla ([SAC-11-07](#)), que presentan los resultados de todos los modelos de referencia para cada especie (ajustes del modelo, diagnósticos, condición de la población);
- Un **análisis de riesgos** ([SAC-11 INF-F](#)), que evalúa las consecuencias de usar cada modelo como base para la ordenación de la pesquería de atunes tropicales mediante la cuantificación de la probabilidad de alcanzar los puntos de referencia objetivo y límite especificados en la regla de control de extracción de la CIAT;
- **Indicadores de condición de población** ([SAC-11-05](#)) para las tres especies de atunes tropicales (patudo, barrilete, aleta amarilla); y
- Las **recomendaciones del personal** (SAC-11-15) para la conservación de los atunes tropicales, basadas en el análisis de riesgos anterior.

2. DATOS

2.1. Pesquerías y ‘estudios’

La [segunda revisión externa de la evaluación del patudo](#) no consideró el desarrollo de un modelo espacial para el OPO como una alta prioridad a corto plazo. Por consiguiente, la presente evaluación usa un enfoque de ‘áreas como flotas’, en el cual las áreas geográficas (Figura 1) están modeladas implícitamente como flotas separadas en un modelo de un área.

⁶ Ver SAC-11 INF-F (Maunder *et al.* 2020) para una descripción de los detalles técnicos del análisis de riesgos, usando el patudo como estudio de caso.

No existen estudios independientes de la pesquería sobre la abundancia y la composición por talla de los atunes en el OPO: todos los datos disponibles se obtienen de la pesquería, directa o indirectamente. Sin embargo, la filosofía de cómo tratar los índices de abundancia derivados de la pesquería ha cambiado para esta evaluación. Aunque siguen basándose en datos de CPUE, están desconectados de la estructura de la pesquería, la captura total y la composición de la captura y son, por lo tanto, más como estudios reales. Se llaman 'estudios' a fin de ser consistentes con la terminología de *Stock Synthesis*, y también porque se modelan como si tuvieran datos, como índices de abundancia y composición por talla, pero no captura, como lo haría un estudio real.

En la Figura 1 se ilustran las pesquerías y estudios definidos para la evaluación del patudo, se resumen en la Tabla 1, y se describen en detalle a continuación.

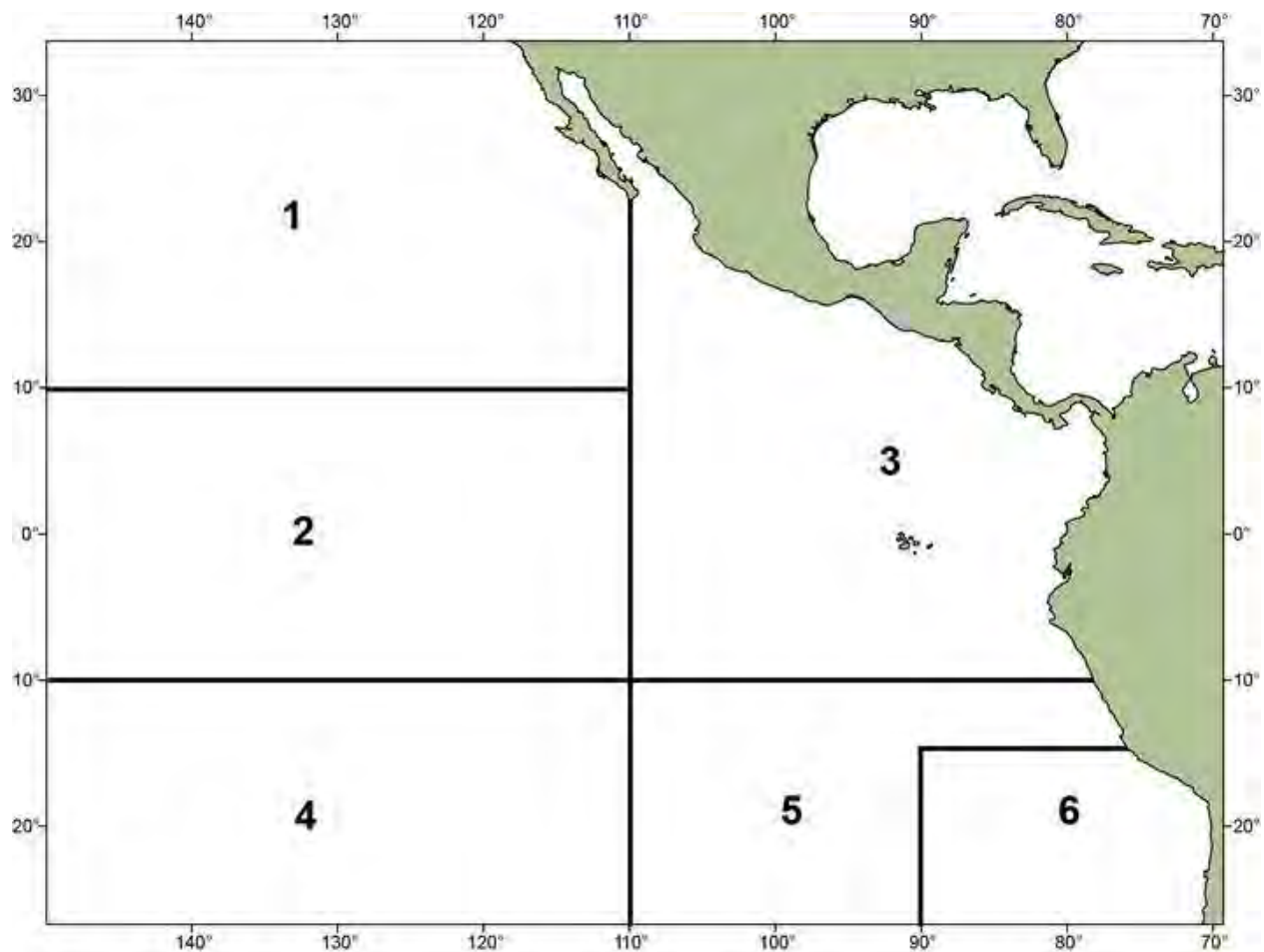


FIGURE 1. Spatial extent of the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO. The fisheries are summarized in Table 1.

FIGURA 1. Extensión espacial de las pesquerías definidas para la evaluación del atún patudo en el OPO. En la Tabla 1 se resumen las pesquerías.

TABLA 1. Pesquerías y ‘estudios’ definidos para la evaluación del atún patudo en el OPO. PS = cerco; LL = palangre; OBJ = lances sobre objetos flotantes; NOA = lances no asociados; DEL = lances sobre delfines. Ver la Figura 1 para el mapa de las áreas.

Número de flota	Arte	Tipo de lance	Años	Área	Datos de captura	Unidad
PESQUERÍAS						
1	LL	-	1979-presente	1	Solo captura retenida	1,000
2			Bloque 1: 1979-1993 Bloque 2: 1994-presente	2		
3				3		
4				4		
5				5		
6				6		
7	LL	-	1979-presente	1	Solo captura retenida	Toneladas
8			Bloque 1: 1979-1993 Bloque 2: 1994-presente	2		
9				3		
10				4		
11				5		
12				6		
13	PS	OBJ	1979-presente	2	Captura retenida + descartes (ineficiencias)	Toneladas
14				3		
15				4		
16				5		
17				6		
18	PS	OBJ	1979-presente	2-6	Descartes (clasificación por talla)	Toneladas
19	PS	NOA+DEL	1979-presente	2	Captura retenida + descartes (todos)	Toneladas
20				3		
21				4		
22				5		
23				6		
				ESTUDIOS		
24	LL	-	1979-1992	2-6	Sin capturas	-
25			1995-presente			

2.1.1. Pesquerías

Se definen 23 pesquerías para la evaluación del atún patudo en el OPO, clasificadas por arte de pesca (cerco/palangre/caña), tipo de lance de cerco (objeto flotante/no asociado/delfín), área de operación (Figura 1), y unidad de captura (número/peso) (Tabla 1).

Estas nuevas definiciones espaciales están basadas en los resultados de un análisis de árbol de regresión que usa datos tanto de CPUE como de frecuencia de talla para investigar la estructura poblacional del patudo en el OPO (Lennert-Cody *et al.* 2010; Documento [WSBET-02-02](#)). El análisis sintetiza la estructura espacial en estos tipos de datos de diferentes arte de pesca para proporcionar un conjunto de límites espaciales para todas las pesquerías en la evaluación, que necesariamente representa un balance entre los que serían óptimos para cada tipo de arte. Debido a que las capturas palangreras son reportadas en número por algunas flotas y en peso por otras, se definen dos pesquerías palangreras para cada área, una en número y otra en peso. Al igual que en la evaluación anterior (Xu *et al.* 2018), dado que las capturas de patudo por buques cañeros (LP) y por buques cerqueros que realizan lances sobre delfines (DEL) y atunes no asociados (NOA) son pequeñas en comparación con otras pesquerías, se agrupan por conveniencia (pesquerías 19-23).

Para la pesquería palangrera, un aumento abrupto del número de anzuelos entre flotadores (AEF) alrededor de 1993-1994 resultó en lances palangreros más profundos, lo que implica diferentes curvas de selectividad después de 1993; por lo tanto, las diez pesquerías palangreras en las áreas 2-6⁷ fueron divididas en dos bloques de tiempo (1979-1993 y 1994-2019; Tabla 1) con diferentes parámetros de selectividad.

2.1.2. Estudios

En *Stock Synthesis*, un ‘estudio’ se modela como una flota que tiene datos, como índices de abundancia y composiciones por talla/edad, pero no captura. Se definen dos ‘estudios’ de palangre para esta evaluación del patudo en el OPO basados en el periodo de operación: ‘temprano’ (1979-1992) y ‘tardío’ (1995-2019) (Tabla 1). No se asigna ningún estudio al Área 1 porque es probable que los índices de abundancia y los datos de composición de esta área no sean representativos de la región ecuatorial ‘central’ de la distribución del patudo, que se encuentra en su totalidad fuera del Área 1 (Figura 1). La capturabilidad y la selectividad se estiman por separado para los dos estudios; el coeficiente de variación (CV) del índice de abundancia tardío es fijo, mientras que el del índice temprano es estimado. Ver la Sección 2.3 para información sobre cómo se especifican los CV para los índices de abundancia de los estudios.

2.2. Captura

Para esta evaluación se definen los siguientes tipos de datos de captura:

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

2.2.1. Cerco

La información usada para estimar la captura total por especie proviene de cuatro fuentes principales, en orden de importancia: enlatadoras, observadores a bordo, bitácoras de buques, y muestreo en puerto realizado por personal de la CIAT. Si no se dispone de información de descarga de las enlatadoras, se usa en su lugar la información de captura en las bases de datos de los observadores o de las bitácoras de los

⁷ En el Área 1, el muestreo de composición por talla antes de 1993 era demasiado limitado para permitir la estimación de selectividades diferentes para los dos bloques de tiempo.

buques, en ese orden. Las bases de datos de los observadores y las bitácoras también contienen otra información sobre las capturas, como el lugar y fecha de la captura, tipo de lance (sobre atunes asociados a delfines (DEL), sobre objetos flotantes (OBJ), y sobre atunes no asociados (NOA), y capacidad de acarreo del buque (<364 t (clases 1-5) y ≥364 t (clase 6)); 'año' es la única información auxiliar disponible en la base de datos de descarga. Además, desde 2000, el programa de muestreo en puerto para recolectar datos de composición por talla también ha proporcionado información sobre la composición por especie (ver Sección 2.3.4).

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

2.2.2. Palangre

El personal de la CIAT no recolecta directamente datos sobre las capturas palangreras; éstas son reportadas anualmente a la CIAT por cada Miembro y no Miembro Cooperante (CPC), de conformidad con la resolución C-03-05 sobre provisión de datos. Las capturas son reportadas por especie, pero la disponibilidad y el formato de los datos varía entre las flotas: las flotas principales reportan la captura y el esfuerzo agrupados por celdas de 5° por mes. Las bases de datos de la CIAT incluyen datos sobre las distribuciones espaciales y temporales de las capturas palangreras en el OPO por las flotas de CPC de aguas lejanas (China, Taipéi Chino, Polinesia Francesa, Japón, y Corea) y CPC costeros (principalmente México y Estados Unidos).

Para esta evaluación, estos datos son agregados conforme a las nuevas definiciones de pesquerías basadas en el área de operación (Figura 1 y Tabla 1). Dado que se definen dos pesquerías palangreras para cada área, las capturas se registran en su unidad original (número o peso), y la conversión entre número y peso se hace internamente en el modelo de evaluación.

En la evaluación actual se incorporaron los datos de captura actualizados y nuevos para las pesquerías palangreras (pesquerías 1-12), a disposición del personal de la CIAT el 10 de abril de 2020. Se dispuso de datos de captura nuevos o actualizados de Vanuatu (2018-2019), Taipéi Chino (2016-2019), Polinesia Francesa (2018-2019), China (2018-2019), Japón (2016-2019), Corea (2018-2019), Estados Unidos (2014-2018) y Panamá (2019). Los datos de 2019 provienen de los informes mensuales. Si no se disponía de datos de captura para un año o años recientes, las capturas se fijaron iguales al último año para el que había datos disponibles. En el caso de las flotas que reportaron la captura agrupada por año y celda de 5°, los datos se desagruparon usando la proporción de capturas por trimestre y área para el año más cercano para el que se disponía de datos. Las capturas de un CPC costero que reportó capturas agrupadas fueron añadidas al área que contenía la Zona Económica Exclusiva (ZEE) de ese CPC. El algoritmo para calcular la captura por pesquería se describe en [WSBET-02-03](#).

2.2.3. Descartes

Se consideran dos tipos de descartes: los que resultan de ineficiencias en el proceso de pesca y los

relacionados con la clasificación de las capturas. Ejemplos de ineficiencia son la captura de un lance que rebasa la capacidad de almacenamiento restante del buque pesquero o la descarga de especies de captura incidental no deseadas, mientras que la clasificación de las capturas se supone que ocurre cuando los pescadores descartan atunes que están por debajo de una talla determinada.

Para la pesquería cerquera, la cantidad de patudo descartado, independientemente de la razón, se estima con información recolectada por los observadores del APICD, usando los métodos en 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 ese año. Además, 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 cercano. La captura total por las pesquerías 13-17 (OBJ) representa la captura retenida más los descartes resultantes de ineficiencias en el proceso de pesca. La Pesquería 18 representa los descartes resultantes de la clasificación de las capturas en las pesquerías 13-17, que son tratadas por separado, siguiendo el razonamiento de Maunder y Watters (2001), y se supone que están compuestos únicamente de peces de entre 2 y 4 trimestres de edad. En las pesquerías 19-23 (NOA y DEL), la captura total representa la captura retenida más algunos descartes resultantes de ineficiencias en el proceso de pesca y de la clasificación de la captura, aunque esto último es poco frecuente en estas pesquerías.

Los descartes por las pesquerías palangreras no pueden estimarse con los mínimos datos disponibles, por lo que se supone que la captura retenida representa la captura total (Tabla 1).

2.2.4. Tendencias de las capturas

A fin de comparar las tendencias de las capturas de las pesquerías palangreras y cerqueras (Figura 2), las capturas palangreras en número se convierten a peso dentro del modelo de evaluación. Las tendencias de las capturas de patudo tienen varias características importantes:

6. Las pesquerías palangreras dominan las capturas de patudo antes de 1993; desde entonces, la pesquería OBJ se ha convertido en la pesquería principal de patudo.
7. La captura anual total se ha mantenido relativamente estable desde 1997.
8. Las dos áreas tropicales en el OPO, las áreas 2 y 3, son los caladeros más importantes para las pesquerías de palangre y de cerco.
9. Las capturas palangreras en las áreas 2 y 3 han disminuido desde 1979. En el Área 2, la captura cerquera aumentó continuamente desde que comenzó la expansión en 1993, mientras que en el Área 3 aumentó durante 1993-2000 y disminuyó notablemente a partir de entonces.
10. Las capturas palangreras en el Área 1 son mucho menores que en las otras áreas del OPO, lo que apoya la exclusión del Área 1 de los estudios.

2.3. Índices de abundancia

Si bien se dispone de índices de abundancia tanto de cerco como de palangre para el patudo en el OPO, esta evaluación incluye únicamente los índices de palangre, que informan principalmente la tendencia de la abundancia de adultos. La estandarización de los índices de abundancia cerqueros es notoriamente difícil porque la relación entre la abundancia y el esfuerzo de pesca, y cómo ésta evoluciona con los avances tecnológicos a lo largo del tiempo, no es clara, y al menos algunas de las covariables que afectan la capturabilidad de la pesquería cerquera (por ejemplo, tiempo de inmersión, densidad de plantados, presencia de ecosonda) no están disponibles para el periodo de interés completo. El personal está investigando nuevos métodos para producir índices de abundancia de cerco fiables usando datos de plantados, que podrían informar potencialmente la tendencia de la abundancia de juveniles en evaluaciones futuras del patudo.

2.3.1. Selección de datos

Los índices de abundancia de palangre desarrollados para esta evaluación están basados en datos agrupados de captura y esfuerzo recientemente disponibles de la flota comercial japonesa, con una resolución de celda de $1^\circ \times \text{mes} \times \text{buque}$. Se usaron únicamente los datos de 1979-1992 ('tempranos') y 1995-2019⁵ ('tardíos') para estandarizar estos índices, por dos razones: identificación de buque, una covariable de capturabilidad incluida en el procedimiento de estandarización de los índices, no estaba disponible antes de 1979; 2) el aumento pronunciado de AEF en 1993-1994 puede causar cambios tanto en la selectividad como en la capturabilidad del estudio.

El caladero 'central', definido como todas las celdas de $1^\circ \times 1^\circ$ en el OPO con al menos 80 trimestres de observaciones durante 1979-2019 (Figura A1), fue usado para la estandarización de los índices. Esta selección se debe principalmente a la preocupación de que la marcada contracción de la pesquería palangrera japonesa en los últimos años, en términos de esfuerzo de pesca (Figura 3a) y área de operación (Figura 3b), pueda sesgar los índices para esos años. El uso del conjunto de datos de captura y esfuerzo para el caladero central solo cuando se ajusta un modelo espaciotemporal reduce el impacto potencial de la imputación espacial de las tasas de captura para lugares no pescados en la exactitud de los índices estandarizados de esos modelos. A fin de que el modelo de estandarización pueda estimar con exactitud los efectos de los buques en la capturabilidad durante un periodo de tiempo prolongado, se excluyen del conjunto de datos los buques sin identificación o con menos de 40 trimestres de observaciones. El número de buques seleccionados por este criterio aumentó aproximadamente de forma lineal de 20 en 1979 a un nivel alto histórico (150) en 1992 antes de caer también aproximadamente de forma lineal a menos de 20, el nivel más bajo, en 2019 (Figura 3c).

2.3.2. Procedimiento de estandarización

Se usa un modelo delta generalizado espaciotemporal lineal mixto (VAST; Thorson y Barnett 2017) para estimar los índices de abundancia palangreros para el patudo en el OPO. Este enfoque modela la probabilidad de encuentro y la tasa de captura positiva por separado para tratar observaciones de captura con cero inflado, usa ponderación de áreas, y puede imputar tasas de captura en lugares no pescados a partir de patrones de correlación espacial estimados, que se supone que son constantes en el espacio y en el tiempo. Los índices de abundancia tempranos y tardíos usados en la evaluación están estandarizados por dos modelos de VAST separados que usan las funciones *logit* y *log link* para los predictores lineales de probabilidad de encuentro y tasa de captura positiva, respectivamente. Ambos predictores incluyen un término de intercepción (efecto año-trimestre), término espacial, término espaciotemporal, y dos covariables de capturabilidad (identificación del buque como término de factor y AEF como término lineal) para tomar en cuenta los efectos de buque y arte en la eficacia pesquera (ver detalles en Xu *et al.* 2019). Los dos modelos de VAST agrupan todas las celdas de 1° en el caladero central en 200 nudos espaciales para mejorar la eficacia computacional y estimar el índice de abundancia estandarizado y el CV asociado para cada trimestre en el periodo temprano y en el tardío (Figura 3). El código usado para estandarizar los dos índices de abundancia se puede encontrar [aquí](#).

Los CV de los índices se estiman en VAST con base en la calidad de los datos de tasa de captura en cada trimestre, incluyendo la cobertura espacial y el tamaño de la muestra. La baja cobertura espacial y el tamaño de la muestra en los últimos años (Figura 3) resultan en estimaciones de CV elevados para esos años (Figura 4). En las evaluaciones anteriores del patudo (Aires-da-Silva *et al.* 2015a, Xu *et al.* 2018), se usó un CV de 0.15 invariable con el tiempo para los índices de abundancia de palangre. Sin embargo, en

⁵ Dado que la información de captura y esfuerzo para el cuarto trimestre del año terminal (2019) está incompleta, se eliminó del conjunto de datos, como en las evaluaciones anteriores.

esta evaluación, el CV del índice del estudio temprano es la suma del CV estimado por VAST y una constante estimada por el modelo de evaluación dependiendo del grado de consistencia entre este índice y otras entradas de datos; mientras que el CV del índice del estudio tardío se fija en la suma del CV estimado por VAST y una constante que ajusta la escala del CV promedio en 1995-2014 a 0.15 (Figura 4).

Cabe señalar que el índice palangrero tardío aumentó notablemente después del primer trimestre de 2018, lo que probablemente se debe al fuerte evento de El Niño en 2016 (Figura 4). Los dos eventos anteriores de El Niño de magnitud similar (1983 y 1998) indujeron reclutamiento elevado concurrente y valores más altos del índice de abundancia; este último alcanzó un pico alrededor de tres años después (Figura 4). También existe la posibilidad de un impacto positivo de El Niño en la capturabilidad de palangre, lo que merece investigarse más a fondo en futuras evaluaciones.

2.4. Datos de composición por talla

2.4.1. Pesquerías

2.4.1.a Cerco

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

Al igual que con la composición por especie, la composición por talla de la captura, en número de peces por intervalo de talla de 1 cm, se estima por estrato y luego se agrupa en todos los estratos para obtener estimaciones trimestrales para cada pesquería. Posteriormente, el número estimado de peces se convierte en proporción de peces por talla para la evaluación. Los números estimados por talla se obtienen multiplicando las estimaciones a nivel de bodega de la proporción por talla, combinadas en todas las bodegas muestreadas, por la captura total estimada en número para las especies en el estrato. Desde 2000, las estimaciones de bodega de las proporciones por talla hacen uso del número de especies y los

datos de medición de talla. En el documento [WSBET-02-06](#) se pueden encontrar detalles sobre los estimadores.

2.4.1.b Palangre

Los datos de composición por talla para las pesquerías palangreras en esta evaluación se basan en: 1) nuevos datos mensuales de frecuencia de talla de $1^\circ \times 1^\circ$ para la flota comercial japonesa; 2) nuevos datos mensuales de captura y esfuerzo de $1^\circ \times 1^\circ$ para buques comerciales japoneses individuales; y 3) datos trimestrales de captura de palangre de $5^\circ \times 5^\circ$ reportados por los CPC. Los datos de composición por talla deberían ser representativos de las capturas palangreras, por lo que las observaciones crudas de frecuencia de talla, filtradas para eliminar cualquier observación no precisa con un margen de 2 cm, se ajustan a la captura de la pesquería correspondiente en los mismos estratos de ubicación y tiempo, como sigue:

1. Ajustar los datos mensuales de frecuencia de talla de $1^\circ \times 1^\circ$ de Japón a la captura total japonesa en los mismos estratos;
2. Agrupar los datos ajustados del paso anterior a captura trimestral de $5^\circ \times 5^\circ$;
3. Ajustar las frecuencias por talla agrupadas del paso anterior a la captura total de todos los CPC en los mismos estratos;
4. Agrupar las frecuencias por talla ajustadas del paso anterior para cada pesquería palangrera (pesquerías 1-12).

Las composiciones por talla se agrupan por intervalos de 2 cm desde 20 cm a 198 cm, y sus tamaños de muestra de entrada se calculan como el número total de peces muestreados dividido entre 100. Los tamaños de muestra de entrada para cada pesquería palangrera han disminuido constantemente desde mediados de la década de 1990, hasta llegar a valores muy bajos en los trimestres más recientes (Figura 5). La escala de los tamaños de la muestra se ajusta en la evaluación usando el método de Francis (2011) (Tabla 2). La pesquería palangrera en el Área 2 (Pesquería 2) captura la mayor proporción de patudo grande (más de 150 cm) en el periodo tardío y, por lo tanto, se supone en la mayoría de los modelos de referencia que tiene una selectividad asintótica (ver Sección 4).

2.4.1.c Tendencias en el tamaño de muestra y la talla promedio

Desde la expansión de las pesquerías OBJ, sus tamaños de muestra, especialmente los de las áreas 2 y 3, han aumentado pronunciadamente (Figura 5, arriba), a tal punto que la mayoría de los datos de composición por talla para esas pesquerías en los últimos años son de esas dos áreas. Las pesquerías palangreras muestran una tendencia diferente: antes de la expansión de las pesquerías OBJ, los datos de composición por talla de palangre provenían principalmente del Área 2, pero desde entonces los tamaños de muestra para todas las pesquerías palangreras, incluyendo en esa área, han disminuido a un nivel muy bajo en los últimos años (Figura 5, abajo).

La talla promedio del patudo capturado en la mayoría de las pesquerías OBJ y palangreras en el OPO no muestra un patrón temporal fuerte (Figura 6, arriba). Una excepción es la pesquería OBJ en el Área 6, donde la talla promedio del patudo capturado se triplicó antes de 2000 y se redujo a la mitad a partir de entonces. Sin embargo, los tamaños de muestra tan bajos para esta pesquería (Figura 5, arriba) sugieren que esta gran variación temporal podría ser principalmente un artefacto de error de muestreo. En general, la composición por talla promedio a largo plazo de cada pesquería palangrera principal (en las áreas 2-5) cambió a patudo más grande desde el periodo temprano hasta el tardío (Figura 7), lo que podría ser causado por el aumento de AEF a lo largo del tiempo.

2.4.2. Estudios

2.4.2.a Selección de datos

Los datos de composición por talla para los índices de abundancia relativa de palangre en esta evaluación se basan en: 1) nuevos datos mensuales de frecuencia de talla de $1^\circ \times 1^\circ$, en intervalos de 1 o 2 cm, para la flota comercial japonesa; y 2) nuevos datos mensuales de captura y esfuerzo de $1^\circ \times 1^\circ$ para buques comerciales japoneses individuales. A diferencia de los datos de composición por talla de las pesquerías, que son representativos de las capturas, las composiciones por talla de los estudios son representativos de la abundancia (Maunder *et al.* 2020), por lo que las observaciones crudas de frecuencia de talla se ajustan a la tasa de captura obtenida de los datos de captura y esfuerzo en los mismos estratos de ubicación y tiempo. A fin de que los índices de abundancia a los que corresponden las composiciones por talla de los estudios coincidan, se seleccionan las observaciones crudas de frecuencia de talla solo en el caladero central (Figura A1) para la estandarización de las composiciones por talla de los estudios.

2.4.2.b Procedimiento de estandarización

En esta evaluación se supone que la selectividad de los estudios es invariable con el tiempo. Para asegurar que este supuesto es aproximadamente exacto, también se usó VAST para estandarizar los datos de composición por talla para los estudios, conforme al procedimiento descrito en Thorson y Haltuch (2018). La estandarización de los datos de tasa de captura por talla usando modelos espaciotemporales como VAST es intensiva computacionalmente y consume mucho tiempo, por lo que los datos de composición de entrada se agruparon en intervalos de 10 cm, de 20 cm a 190 cm. Las composiciones por talla de palangre tardías y tempranas están estandarizadas por dos modelos de VAST separados que usan las funciones *logit* y *log link* para los predictores lineales de probabilidad de encuentro y tasa de captura positiva, respectivamente. Ambos predictores para cada intervalo de talla incluyen un término de intercepción (efecto año-trimestre), término espacial, y término espaciotemporal, los cuales se supone que son independientes entre los intervalos de talla. VAST agrupa todas las celdas de $5^\circ \times 5^\circ$ en el caladero central en 50 nudos espaciales para mejorar aún más la eficacia computacional. Los dos modelos de VAST proporcionan composiciones por talla estandarizadas para cada trimestre en el periodo temprano y en el tardío. El tamaño de muestra de entrada de las composiciones por talla de los estudios se calcula como el número total de peces muestreados divididos por 100. La escala de los tamaños de la muestra se ajusta en el modelo de evaluación usando el método de Francis (2011).

2.5. Datos de edad por talla

Los datos de edad por talla derivados de lecturas de otolitos (Schaefer and Fuller 2006) se integraron en algunos modelos de referencia, mas no todos, para proporcionar información sobre la talla por edad promedio y la variación de la talla por edad. Estos datos consisten en estimaciones de edad a partir de conteos de incrementos diarios en otolitos, y medidas de talla de 254 patudos capturados en 2002 por las pesquerías sobre objetos flotantes (Figura 8). Los otolitos fueron recolectados por muestreo estratificado por talla y, por lo tanto, fueron incluidos en el modelo como edad condicionada a la talla. Los datos de edad por talla derivados de lecturas de otolitos están disponibles para peces de hasta cuatro años de edad únicamente porque los incrementos diarios en otolitos de peces grandes (más viejos) son muy difíciles de interpretar (Schaefer y Fuller 2006).

3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS

3.1. Información biológica y demográfica

3.1.1. Crecimiento

Al igual que con muchas especies de atún, la especificación del crecimiento en la evaluación del patudo

para el OPO presenta algunos retos. Se dispone de datos de edad por talla derivados de lecturas de otolitos para peces de hasta cuatro años de edad únicamente (Schaefer y Fuller 2006). Éste es un espectro estrecho de edades de la longevidad de al menos 15-16 años estimada a partir de estudios de marcado (Langley *et al.* 2008). Los incrementos diarios en otolitos de peces grandes (viejos) son muy difíciles de interpretar. Se dispone de estimaciones de crecimiento del patudo a partir de estudios de marcado, pero también se limitan principalmente a las edades juveniles (Schaefer y Fuller 2006). La adquisición de información de marcado y recaptura de peces más viejos es problemática, ya que son difíciles de capturar para el marcado, y se dispone de pocas recuperaciones de marcas de peces más grandes en las pesquerías de palangre.

Siguiendo las recomendaciones de la primera [revisión externa de la evaluación del patudo realizada por el personal de la CIAT](#) en 2010, se realizó una transición del tradicional modelo de crecimiento de von Bertalanffy al modelo de Richards (1959), un modelo de crecimiento más flexible. En *Stock Synthesis*, la curva de crecimiento de Richards para la talla (L) por edad (a) promedio es reparametrizada según Schnute (1981):

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

Donde a_1 y a_2 , la primera y la última edad en la que los peces siguen la curva de Richards, se especifican como 0 y 40 trimestres, respectivamente. Por lo tanto, L_1 y L_2 son la talla promedio a edad 0 y 40 trimestres, respectivamente. K representa la tasa de crecimiento, y b influye en la forma de la curva de crecimiento de Richards. Análisis de sensibilidad anteriores (Aires-da-Silva y Maunder 2010, Aires-da-Silva *et al.* 2015a, Hampton y Maunder 2005) han mostrado que los resultados de la evaluación del patudo son altamente sensibles a L_2 . Con base en un conjunto de datos de marcado de incremento de talla recientemente disponible que incluye el patudo grande en el OPO, Aires-da-Silva *et al.* (2015b) desarrollaron un modelo integrado que incorpora en la estimación de los parámetros de crecimiento datos tanto de edad por talla derivados de otolitos como de marcado de incremento de talla. El modelo integrado mejoró las estimaciones de los parámetros de crecimiento, especialmente L_2 , con respecto al modelo basado en edad por talla derivada de otolitos únicamente. Aires-da-Silva *et al.* (2015b) estimaron que, para el patudo en el OPO, L_1 y L_2 son 21.88 cm y 196.34 cm, respectivamente; K es 0.11 trimestre⁻¹, y b es 0.23.

Otro componente importante del crecimiento usado en modelos de captura por talla estructurados por edad es la variación de la talla por edad, que puede ser tan influyente como la talla promedio por edad. Para el patudo en el OPO, se supone que la desviación estándar de la talla por edad es proporcional a la talla promedio por edad. Se puede obtener información sobre la variabilidad de la talla por edad de los datos de otolitos con el método de Aires-da-Silva *et al.* (2015), o integrando los datos de otolitos en la evaluación. En esta evaluación, las desviaciones estándar de la talla a edad 0 y 40 trimestres son, respectivamente, estimadas internamente por el modelo de evaluación y fijadas en el valor (8.878 cm) estimado externamente por Aires-da-Silva *et al.* (2015b). La razón para estimar la desviación estándar de la talla a edad 0 internamente por el modelo de evaluación es que el valor estimado externamente (2.962 cm) parece ser demasiado pequeño, como lo sugiere el ajuste deficiente de los datos de composición por talla de las pesquerías sobre objetos flotantes en tallas pequeñas (no se muestra la figura).

Se usó la siguiente relación peso-talla, de Nakamura y Uchiyama (1966), para convertir talla en peso en la evaluación actual:

$$w = 3.661 \times 10^{-5} \times l^{2.90182} \quad (\text{Ecuación 2})$$

donde w es el peso en kilogramos y l es la talla en centímetros.

3.1.2. Mortalidad natural (M)

Se suponen vectores de mortalidad natural (M) por edad para el patudo en el OPO. En esta evaluación se usan modelos por sexo, y se proporcionan cronogramas de M para cada sexo (Figura 3.2 en SAC-01-08a). Se supone que M a edad 0 es 0.25 para ambos sexos, y se supone que disminuye a 0.1 a los 5 trimestres de edad. Al igual que en las evaluaciones anteriores, se supone que la M de las hembras aumenta después de la madurez. Estos vectores de M por edad se basan en el ajuste a las estimaciones de las proporciones por edad de las hembras, la edad de madurez y la M de Hampton (2000).

Los diferentes niveles de M tuvieron una gran influencia en el tamaño absoluto de la población y el tamaño de la población con respecto al rendimiento máximo sostenible (RMS) correspondiente (Watters y Maunder 2001). Harley y Maunder (2005) realizaron un análisis de sensibilidad para evaluar el efecto del aumento de M para el patudo de menos de 10 trimestres. Además, se ha evaluado el efecto en la evaluación del patudo de suponer escenarios alternativos de M juvenil (Documento [SARM-9-INF-B](#)). Las cantidades de ordenación mostraron poca sensibilidad cuando se supusieron niveles más altos de M para peces de 0-5 trimestres de edad, pero una mayor sensibilidad al supuesto basado en las edades tempranas mayores (5-12 trimestres) incluidas en los altos niveles tempranos de M . No obstante, los niveles altos de M supuestos para el patudo de 5-12 trimestres de edad (60-120 cm) no parecen realistas.

Una investigación en curso sobre la M del patudo, basada en un análisis integrado que incluye datos de marcado y de proporción de sexos, indica niveles de M para el patudo adulto superiores a los supuestos anteriormente (Maunder y Aires-da-Silva 2010). Sin embargo, estas estimaciones son altamente inciertas y dependen en gran medida de los supuestos sobre las tasas de notificación de marcas por parte de los palangreros.

3.1.3. Reclutamiento y reproducción

Se supone que el patudo puede ser reclutado a la población pescable durante cada trimestre del año. El reclutamiento puede ocurrir continuamente a lo largo del año porque los peces individuales pueden desovar casi a diario si la temperatura ambiente del agua está en el rango apropiado (Kume 1967, Schaefer 2006).

Stock Synthesis permite especificar una relación población-reclutamiento de Beverton y Holt (1957). La curva de Beverton-Holt se parametriza de manera que la relación entre la biomasa reproductora (S , biomasa de hembras maduras) y el reclutamiento (modelado en *Stock Synthesis* como el número de peces de edad 0) se determina estimando el reclutamiento promedio producido por una población no explotada (reclutamiento virgen) y h , definida como la fracción del reclutamiento virgen que se produce si la biomasa reproductora se reduce al 20% de su nivel no explotado. Controla la rapidez con la que disminuye el reclutamiento cuando se reduce la biomasa reproductora y puede variar entre 0.2 (el reclutamiento es una función lineal de la biomasa reproductora) y 1.0 (el reclutamiento es independiente de la biomasa reproductora). En la práctica, suele ser difícil estimar h debido a la falta de contraste en la biomasa reproductora y porque otros factores, como las influencias ambientales, pueden causar una variabilidad extrema del reclutamiento. Evaluaciones anteriores supusieron que h es 1 ya que no hay pruebas de que el reclutamiento esté relacionado con el tamaño de la población reproductora de patudo en el OPO. Si se estima la inclinación como un parámetro libre en el modelo, se estima que es 1. No obstante, los análisis de simulación han demostrado que con frecuencia se estima que h es 1 aun cuando la inclinación verdadera es menor (Lee *et al.* 2012). En esta evaluación se evalúan cuatro valores de inclinación (0.7, 0.8, 0.9 y 1.0). Además de los supuestos necesarios para la relación población-reclutamiento, se aplica una restricción a las desviaciones trimestrales del reclutamiento con una desviación estándar de 0.6. También es importante señalar que el método propuesto por Methot y Taylor se usó para proporcionar un ajuste de sesgo para el reclutamiento

Los insumos reproductivos se basan en los resultados de Schaefer (2006) y en datos proporcionados por el Dr. N. Miyabe, del Instituto Nacional de Investigación de Pesquerías de Ultramar (NRIFSF) de Japón. Se usó información sobre la edad por talla (Schaefer y Fuller 2006) para convertir la proporción madura por talla en un cronograma de edad de madurez (SAC-01-08a, Figura 3.3 y Tabla 3.1).

3.1.4. Desplazamiento

Los patrones de desplazamiento de patudo marcado en el OPO y áreas adyacentes están disponibles en Schaefer y Fuller (2009) y Schaefer *et al.* (2015). Con respecto a los peces juveniles, Minte-Vera *et al.* (2019) reportaron desplazamiento hacia el este a tasas entre 16% y 23% por trimestre, usando recuperaciones de marcas convencionales y análisis de advección-difusión de datos de marcas archivadoras. La información sobre el desplazamiento de los peces más viejos es muy limitada. Valero *et al.* (2019b) implementaron una serie de modelos exploratorios estructurados espacialmente con y sin desplazamiento para el patudo en el OPO y áreas adyacentes. Aunque algunas configuraciones espaciales con desplazamiento redujeron el *R shift*, existen incertidumbres en las tasas de desplazamiento del patudo juvenil (que parecen demasiado altas, según los resultados del modelo de evaluación), y se desconocen las de los adultos, tanto en dirección como en velocidad. Si bien algunas combinaciones de tasas estimadas de juveniles y velocidades y direcciones supuestas de desplazamiento de adultos reducen el *R shift*, resultaron en la acumulación de peces en las zonas costeras, y llevaron a diferencias poco realistas en la capturabilidad con palangre entre zonas, o a la falta de convergencia del modelo al reflejar la capturabilidad entre zonas (Valero *et al.*, 2019a, b).

La evaluación actual no considera el desplazamiento explícitamente; más bien se supone que la población se mezcla aleatoriamente al principio de cada trimestre del año. El personal de la CIAT está estudiando el desplazamiento del patudo en el OPO usando datos recientemente recolectados de marcas convencionales y archivadoras, y estos estudios indican desplazamiento de patudos juveniles al OPO desde el OPC. Los estudios podrían a la larga proveer información útil para las evaluaciones. La definición espacial de las pesquerías toma en cuenta implícitamente algunas formas de desplazamiento a través de diferentes selectividades. Cabe señalar que la mortalidad natural en este modelo de evaluación de poblaciones cerradas puede también tomar en cuenta el desplazamiento este-oeste a través del límite de ordenación en 150°O. El desplazamiento hacia el oeste (este) a través del límite de ordenación es interpretado por el modelo como un aumento (disminución) de *M*.

3.1.5. Estructura poblacional

Minte-Vera *et al.* (2019) ofrecen una revisión de la información disponible para identificar la estructura poblacional del patudo en el OPO. Se han usado análisis de marcado y análisis de árbol de regresión multivariable de la distribución de tallas y tendencias de CPUE (Lennert-Cody *et al.*, 2010; Minte-Vera *et al.*, 2019) para investigar la estructura espacial en el OPO. La información sobre la estructura de la población es limitada, en parte porque la identidad de la población proviene de fuentes dependientes de la pesca y la información de otras disciplinas es limitada o no está disponible (ver Punt *et al.* 2019). La información y los análisis actualmente disponibles sugieren una sola población genética de atún patudo en todo el Océano Pacífico, con cierta estructura de subpoblaciones regionales, con considerable conectividad entre la unidad de ordenación del OPO y el OPC (Schaefer 2009; WPFMC 2014; Schaefer *et al.* 2015; Minte-Vera *et al.* 2019; Punt *et al.* 2019). Se han realizado varias evaluaciones de la estructura espacial potencial en la evaluación del patudo (Aires-da-Silva y Maunder 2010b; Valero *et al.* 2018, 2019b). Los modelos exploratorios de evaluación para el área central del OPO eliminaron el *R shift* e indicaron una población más reducida (Valero *et al.* 2018). No obstante, el desagrupar espacialmente el OPO entero no eliminó el *R shift*, que permaneció en todas las evaluaciones exploratorias con estructura espacial del OPO entero que no tuvieron problemas de diagnóstico importantes (Aires-da-Silva y Maunder 2010; Valero *et al.* 2018; Valero *et al.* 2019a; Valero *et al.* 2019b), lo que sugiere que la estructura espacial por sí sola no

resolverá los problemas asociados con el *R shift*. En las futuras evaluaciones se considerarán otros esquemas con estructura espacial.

A pesar de que los datos de marcado muestran desplazamientos de patudos juveniles desde el OPC hacia el OPO, para esta evaluación se supone que existen dos poblaciones, una en el OPO (el objetivo de la evaluación) y la otra en el OPC, y que no hay intercambio neto de peces entre estas regiones. El personal de la CIAT realiza periódicamente una evaluación del patudo en el Pacífico entero en colaboración con científicos del Programa de Pesca Oceánica de la Secretaría de la Comunidad del Pacífico y del NRIFS. Es posible que este trabajo ayude a indicar cómo es probable que el supuesto de una sola población en el OPO afecte la interpretación de los resultados obtenidos de *Stock Synthesis*.

4. MODELOS DE REFERENCIA

En el presente informe, se usó la versión más reciente (3.30.15) de *Stock Synthesis* (Methot y Wetzel 2013) para evaluar la condición del patudo en el OPO. *Stock Synthesis* es un marco de modelo estadístico de evaluación de poblaciones estructurado por edad que permite implementar modelos de complejidad variable y ajustarlos a muchos tipos diferentes de datos. Las evaluaciones anteriores del patudo se han basado en los resultados de una sola configuración del modelo (caso base) para evaluar la condición de la población. Como se describe en la Sección 3, en la evaluación han persistido incertidumbres sobre varios supuestos y el personal ha desarrollado un marco de análisis de riesgos para incluirlos explícitamente en la evaluación de la condición de la población y la formulación de asesoramiento de ordenación.

El primer paso en la implementación del análisis de riesgos es establecer las hipótesis plausibles (modelos de referencia) que definen los estados de naturaleza asociados a las principales fuentes de incertidumbre existentes. Estos modelos están diseñados para abordar tres grandes incertidumbres en la evaluación anterior: (1) el cambio aparente de régimen de reclutamiento (*R shift*); (2) la falta de ajuste a los datos de composición por talla de la pesquería palangrera con selectividad asintótica supuesta (Pesquería 2); y (3) la inclinación de la relación población-reclutamiento (*h*). Los modelos de referencia fueron desarrollados dentro de un marco jerárquico y combinan componentes que abordan los tres problemas. Los modelos que abordan el *R shift* supusieron que el cambio era (i) real, o (ii) un artefacto de una especificación errónea del modelo. Varios modelos se descartaron con base en trabajos anteriores, y otros después de las ejecuciones iniciales. Los modelos restantes se dividen en los que suponen que: (1) el *R shift* es real y es estimado como un parámetro de régimen de reclutamiento (para 1979-1993) en el modelo (**Medio Ambiente (Env)**); (2) el *R shift* es un artefacto de una especificación errónea del modelo, pero la causa es desconocida, por lo que se excluyen los datos tempranos iniciando el modelo en 2000 (**Corto (Srt)**); y (3) el *R shift* es un artefacto de una especificación errónea del modelo, y se conoce el proceso. Este último grupo incluye modelos que estiman: (a) *M* preadulto (13 trimestres de edad) como un sustituto del desplazamiento preadulto (**Desplazamiento (Mov)**); (b) la curva de crecimiento y la variación de la talla por edad (**Crecimiento (Gro)**); (c) una curva de selectividad en forma de domo para la Pesquería 2 (**Selectividad (Sel)**); y (d) *M* adulta (26 trimestres de edad) (**Mortalidad (Mrt)**).

Los modelos **Env** y **Srt** se combinan con componentes que abordan la falta de ajuste a los datos de composición por talla para la Pesquería 2. Estos incluyen modelos que: (1) ignoran el problema (**Fijo (Fix)**); (2) estiman la curva de crecimiento y la variación de la talla por edad (**Crecimiento (Gro)**); (3) estiman una curva de selectividad en forma de domo para la Pesquería 2 (**Selectividad (Sel)**); y (4) estiman la *M* adulta (26 trimestres de edad) (**Mortalidad (Mrt)**). El resto de los modelos que usan otros procesos (desplazamiento, crecimiento, selectividad, y *M*) para explicar el *R shift* también usan esos procesos para abordar la falta de ajuste a los datos de composición por talla de palangre.

Se investigaron otros dos modelos, pero posteriormente se eliminaron para uso en el asesoramiento de ordenación con base en diagnósticos. El primero (**Curva de captura (Ind)**) supuso que el índice de

abundancia no era representativo de la población, por lo que no se usó en la evaluación; el segundo (**Ponderación reducida (Cmp)**) supuso que los datos de composición por talla de palangre no eran representativos, y por lo tanto se reduce su ponderación por un factor de 10 en el modelo. Ninguno se ejecutó en combinación con los componentes que abordaban el *R shift* y la falta de ajuste a los datos de composición.

Esta evaluación de referencia para el patudo se basa en 14 modelos de referencia (Tabla 2), de los cuales se seleccionan 12 modelos basados en diagnósticos de los modelos. Cada modelo se ejecutó con cuatro valores diferentes de h (0.7, 0.8, 0.9, y 1.0); sin embargo, a fin de reducir el número de análisis y figuras subsiguientes, la mayoría de los resultados y diagnósticos en este informe se presentan solo para $h = 1.0$.

La convención de nomenclatura usa el nombre del modelo usado para abordar el *R shift*, seguido por el nombre del modelo usado para abordar la falta de ajuste a los datos de composición. Por ejemplo, el modelo que usa el modelo de corto plazo para abordar el *R shift* y la curva de crecimiento para abordar la falta de ajuste a los datos de composición es **Corto-Crecimiento (Srt-Gro)**, mientras que el modelo que usa el crecimiento para abordar el *R shift* es simplemente **Crecimiento (Gro)**.

Todos los modelos de referencia del patudo cuentan con un intervalo temporal desde el primer trimestre de 1979/2000 (específico por modelo) hasta el último trimestre de 2019 (Tabla 2). Incluyen 40 intervalos de edad de la población de 0 a 39+ trimestres y 111 intervalos de talla de la población de 2 a 220+ cm con un intervalo de 2 cm. Además, son modelos estructurados por sexo con mortalidad natural por sexo. Se ajustan a los índices de abundancia relativa y a las composiciones por talla (y también a las composiciones por edad para los tres modelos que estiman el crecimiento; ver Tabla 2 para más detalles) encontrando un conjunto de dinámicas poblacionales y estimaciones de parámetros de pesca que maximice la log-verosimilitud penalizada, dada la cantidad de captura de cada pesquería. La log-verosimilitud penalizada es la suma de la log-verosimilitud de las capturas (no capturas de equilibrio iniciales), los índices de abundancia, las composiciones por talla, y las desviaciones de reclutamiento. Se supone que las capturas observadas no están sesgadas y son relativamente precisas, siguiendo una distribución de error lognormal con un error estándar de 0.01. En la Sección 3 se han descrito muchos aspectos de los supuestos subyacentes, pero los modelos de referencia incluyen los siguientes supuestos importantes, a menos que se indique lo contrario:

1. El patudo es reclutado a la pesquería de descarte (Pesquería 18) un trimestre después de la eclosión, y la pesquería de descarte captura peces de las primeras clases de edad solamente (totalmente seleccionados entre 1 y 3 trimestres de edad);
2. En el segundo bloque de tiempo (1994-2019), la curva de selectividad basada en talla de las pesquerías palangreras asociadas al Área 2 (pesquerías 2 y 8) es asintótica;
3. Las pesquerías que muestran más de un pico evidente en las composiciones por talla agrupadas (pesquerías 1, 16 y 19, ver Figura 9) tienen selectividad de *splines* de 5 nudos (Tabla 3);
4. Una pesquería no asociada con capturas insignificantes (Pesquería 22) comparte la selectividad con otra pesquería no asociada (Pesquería 19) que tiene composiciones por talla agrupadas (Figura 9) porque la selectividad de esta pesquería no puede estimarse en el modelo debido a la falta de datos de composición asociados (Figura 5). Por consiguiente, las composiciones por talla de la Pesquería 22 no se ajustan al modelo de evaluación (Tabla 2). Además, dos pesquerías no asociadas con captura insignificante y sin información de la composición por talla (pesquerías 21 y 23) también comparten la selectividad con la Pesquería 19.

En la presente evaluación se estimaron los siguientes parámetros, a menos que se indique lo contrario:

1. Variabilidad de la talla a edad 0.
2. Reclutamiento en todos los trimestre desde el primer trimestre de 1979/2000 hasta el cuarto

trimestre de 2019.

3. Reclutamiento virgen
4. Coeficientes de capturabilidad de los dos estudios, que se supone que son diferentes.
5. Una desviación estándar adicional del índice de abundancia temprano de palangre.
6. Parámetros de selectividad para las pesquerías y los estudios. En esta evaluación, se elige la opción de selectividad doble-normal para todas las curvas de selectividad asintótica y en forma de domo, y la opción de selectividad de *splines* de 5 nudos para todas las curvas de selectividad de *splines*. El número de parámetros estimados para las curvas de selectividad asintótica, en forma de domo, y de *splines* es 2, 4, y 5, respectivamente (Tabla 3).
7. Tamaño inicial de la población y estructura por edad. Se estima un parámetro inicial de régimen de reclutamiento y dos parámetros iniciales de mortalidad por pesca: uno para las pesquerías cerqueras combinadas y otro para las pesquerías palangreras combinadas. También se estiman desviaciones para las 16 clases de edad menores.

Se supone que se conocen los siguientes parámetros, a menos que se indique lo contrario:

1. Curva de madurez por edad (Tabla 3.1 y Figura 3.3 en SAC-01-08^a);
2. Curvas de selectividad para la pesquería de descarte;
3. Crecimiento individual excepto para la variabilidad de la talla a edad 0;
4. M .

4.1. Resultados de la evaluación

4.1.1. Convergencia de las ejecuciones del modelo

De las 48 ejecuciones del modelo para el patudo, 44 convergieron con gradientes máximos pequeños (la mayoría menores de 0.001) y matrices Hessianas positivas definidas (Tabla 4). Los resultados de las cuatro ejecuciones que no convergieron ni produjeron matrices Hessianas positivas definidas (Modelo *Env-Fix* con $h = 0.9$, 0.8 , o 0.7 , y Modelo *Srt* con $h = 0.7$) no se muestran en esta sección.

4.1.2. Estimaciones de parámetros

En la Figura 10 se muestran la M estimada, la curva de crecimiento de Richards, y la selectividad en forma de domo para la Pesquería 2. La diferencia en la curva de crecimiento es mayor para el patudo viejo (Figura 10a). Los modelos *Gro* y *Env-Gro* estiman que L_2 es ligeramente inferior a 170 cm, que es menor que el valor estimado por el Modelo *Srt-Gro* (184.5 cm) y especialmente el valor fijado en otros modelos (196.3 cm). Además, las desviaciones estándar de la talla a los 40 trimestres de edad estimadas por los modelos *Gro* y *Env-Gro* (alrededor de 13 cm) son mucho mayores que el valor estimado por el Modelo *Srt-Gro* (10 cm) o el fijado en otros modelos (8.9 cm).

La diferencia en la selectividad de la Pesquería 2 es mayor para las tallas grandes (>170 cm; Figura 10b). Cuando se supone selectividad asintótica, la selectividad en tallas grandes se estima en 1. En comparación, cuando se supone selectividad en forma de domo, se estima que la selectividad alcanza el pico (es decir, 1) alrededor de los 160 cm antes de caer a un nivel final (en L_2) de menos de 0.1 para los modelos *Env-Sel* y *Sel* y 0.24 para el Modelo *Srt-Sel*. En concreto, la selectividad en forma de domo estimada en L_2 es menos del 25% de la selectividad asintótica estimada en L_2 .

Los modelos que estiman M sugieren valores mucho mayores que los fijados en otros modelos (Figura 10c). Específicamente, la M para las hembras mayores de 25 trimestres está fijada en 0.14, mientras que el Modelo *Srt-Mrt* la estimó en 0.19, el Modelo *Env-Mrt* en 0.28, y el Modelo *Mrt* en 0.33. La M para las hembras de 12 trimestres de edad está fijada en 0.1, mientras que la estimada por el Modelo *Mov* fue de 0.25. Es importante señalar que la M elevada estimada puede ser interpretada por esos modelos de

referencia como patudo saliendo del OPO hacia el OPC (hacia el oeste a través del límite de ordenación en 150°).

4.1.3. Reclutamiento

Las series de tiempo del reclutamiento anual (Figura 11) y trimestral (Figura A2) estimado del patudo de las 44 ejecuciones convergentes del modelo tienen varias características importantes: (1) las estimaciones de reclutamiento son similares dentro del rango de inclinación investigado en esta evaluación; (2) las estimaciones de reclutamiento antes de 1993 son más inciertas, ya que los datos de composición por talla de las pesquerías sobre objetos flotantes que capturan patudo de talla pequeña y mediana eran muy limitados (Figura 6); (3) un cambio pronunciado de régimen de reclutamiento se puede identificar en el Modelo *Env-Fix*. El cambio de régimen, que coincidió con la expansión de las pesquerías asociadas a objetos flotantes, está caracterizado por reclutamientos bajos durante el periodo temprano (1975-1993) seguido de reclutamientos relativamente altos durante el periodo tardío (1994-2019). A fin de cuantificar la magnitud del *R shift*, se calculó la razón del reclutamiento mediano en 1994-2019 al de 1979-1993 (Tabla 5); fue >2 en los modelos *Env-Fix* e *Ind*, lo que significa que el reclutamiento mediano en el periodo tardío es más del doble que en el periodo temprano. Si bien el *R shift* también está presente en los otros modelos de referencia, está notablemente reducido, sin que ninguna de las razones de los dos reclutamientos medianos sea superior a 1.5 (Tabla 5). Dado que el Modelo *Ind* no redujo el *R shift*, fue eliminado del asesoramiento de ordenación.

4.1.4. Biomasa reproductora

En general, las estimaciones de la biomasa reproductora y del cociente de biomasa reproductora (la razón de la biomasa reproductora actual a aquella de la población sin pesca; *spawning biomass ratio*, SBR) son similares dentro del rango de valores de inclinación investigado en esta evaluación (Figuras 12 y 13). Sin embargo, las estimaciones de las dos cantidades son notablemente más sensibles a la inclinación supuesta que la estimación del reclutamiento. Las series de tiempo de SBR de los 12 modelos de referencia muestran grandes diferencias entre los modelos. El Modelo *Env-Fix* estima el nivel más bajo de SBR terminal (0.075), mientras que los otros tres modelos *Env* estiman niveles mucho más altos de SBR terminal (0.170 a 0.291). En comparación, los cuatro modelos *Srt* también estiman un SBR relativamente bajo en el año terminal, que oscila entre 0.094 (*Srt-Fix*) y 0.146 (*Srt-Gro*). Los modelos restantes tienen el SBR más optimista de los 12 modelos, estimando un SBR terminal de 0.279 (*Mrt*) a 0.201 (*Gro*).

Se estima que las incertidumbres asociadas tanto a la biomasa reproductora (Figura 12) como al SBR (Figura 13) son relativamente grandes antes de 1990, debido principalmente a la falta de datos de composición por talla de las pesquerías de cerco y de palangre (Figura 5). En los resultados es evidente que permitir una mayor flexibilidad resulta en una mayor incertidumbre en las estimaciones. Los modelos que estiman el crecimiento, la selectividad, o la mortalidad natural muestran mayor incertidumbre en las estimaciones de biomasa reproductora y SBR que los modelos equivalentes en los que los parámetros de esos procesos son fijos.

4.1.5. Mortalidad por pesca (*F*)

Han ocurrido cambios importantes en los niveles de mortalidad por pesca (*F*) causados por las pesquerías que capturan patudo en el OPO. Todos los modelos de referencia muestran que la *F* del patudo de menos de nueve trimestres aumentó considerablemente, de alrededor de 0 antes de 1993 al nivel históricamente alto de los últimos años, como resultado de la continua expansión de la pesquería de cerco sobre plantados (Figura 14). En comparación, la *F* del patudo de más de 12 trimestres se mantuvo generalmente estable desde 1993. Todos los modelos, excepto el Modelo *Mov*, sugieren que la *F* del patudo de menos de nueve trimestres es notablemente más baja que la del patudo de más edad.

La pesca ha reducido la biomasa reproductora del patudo en el OPO. Esta conclusión se deriva del resultado de una simulación en la que se proyecta la biomasa reproductora del patudo en el OPO, en ausencia de pesca, a lo largo del periodo histórico de la evaluación, utilizando la serie de tiempo de las desviaciones estimadas del reclutamiento. Para comparar el impacto de las diferentes pesquerías en la población, se ejecutaron las simulaciones con cada arte de pesca excluida sucesivamente (en Wang *et al.* (2009) se detalla la metodología de simulación). La gráfica de impacto de la pesca en la que se basan las simulaciones mostró que la pesquería palangrera tuvo el mayor impacto en la población antes de 1997, pero con la disminución del esfuerzo palangrero y la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes, el impacto de la pesquería de cerco en la población reproductora de patudo es actualmente mucho mayor que el de la pesquería palangrera (Figura 15). Los descartes de patudo pequeño en la pesquería sobre objetos flotantes tienen un impacto pequeño, pero detectable, en la reducción de la población.

Los 12 modelos de referencia cuentan historias muy diferentes sobre el impacto relativo de las pesquerías de palangre y de cerco en la población de patudo en el OPO. El Modelo *Env-Fix* sugiere que las pesquerías palangreras redujeron drásticamente la población de patudo antes de 1997, mientras que otros modelos de referencia que cubren el periodo de 1979-2019 sugieren que las pesquerías palangreras solo causaron una leve reducción de la biomasa reproductora (Figura 15). El Modelo *Env-Fix* también sugiere el mayor impacto de las pesquerías cerqueras en la población: la población actual sería más de siete veces mayor en ausencia de las pesquerías cerqueras (principalmente sobre objetos flotantes) (Figura 15).

4.2. Diagnósticos

4.2.1. Ajuste a los índices de abundancia de palangre

El ajuste a los índices de abundancia de palangre es similar entre los modelos de referencia (Figura A3). El índice predicho no sigue de cerca al observado desde 2015. En particular, la pesquería palangrera observó grandes variaciones interanuales en la abundancia de la población desde 2015, pero la tendencia de abundancia predicha es muy plana. Ésta es una de las principales preocupaciones de esta evaluación, que, sin embargo, no es sorprendente si se tiene en cuenta que el intervalo de confianza de los índices palangreros desde 2015 es amplio debido a la contracción de la pesquería palangrera japonesa (Figura 3). En otras palabras, desde 2015 los índices de abundancia de palangre tienen una ponderación relativamente reducida y, por lo tanto, tienen menos influencia en los resultados y ajustes de las evaluaciones.

La raíz del error cuadrático medio (RECM) del residual de Pearson del índice de abundancia de palangre tardío se usa para evaluar qué tan bien se ajustan los modelos de referencia a los índices de abundancia de palangre (Tabla 6). Como más pequeña la RECM, mejor se ajusta el modelo de evaluación al índice de abundancia. El Modelo *Env* tiene el peor ajuste al índice de abundancia de palangre tardío (RECM = 1.18). Los dos modelos de mediano plazo que estiman el crecimiento (*Env-Gro* y *Gro*) son los que mejor se ajustan al índice de abundancia de palangre tardío (RECM = 1.05). La RECM es >1 para todos los modelos de referencia, lo que indica que se espera que los CV del índice de abundancia de palangre tardío sean mayores que los especificados actualmente.

4.2.2. Ajuste a los datos de composición de las pesquerías

Para visualizar qué tan bien se ajusta cada modelo de referencia a los datos de composición de las pesquerías, se compararon las curvas de selectividad predicha y empírica para cada pesquería que cuenta con datos de composición. La selectividad empírica de una pesquería se define como la captura promedio por talla observada de la pesquería dividida por el número promedio predicho de la población por talla del modelo de evaluación. Para facilitar la comparación, se suaviza la selectividad empírica con un suavizador *lowess* antes de ajustar su escala para tener un valor máximo de 1. Si el modelo de evaluación se ajusta bien a la composición de una pesquería, las dos curvas de selectividad deberían seguirlo de cerca.

En general, el Modelo *Env-Fix* se ajusta bien a los datos de composición de la mayoría de las pesquerías, con la notable excepción de la pesquería palangrera en el Área 2 (Pesquería 2), que en este modelo de referencia se supone asintótica desde 1994 (Figura A4).

También se compararon los modelos de referencia con respecto al ajuste a los datos de composición agrupados de la Pesquería 2 desde 2000 (Figura A5). Todos los modelos, excepto *Env-Gro* y *Gro*, sugieren que la selectividad de la Pesquería 2 debería tener forma de domo en lugar de ser asintótica. De hecho, los modelos *Env-Gro* y *Gro* sugieren que la selectividad de esta pesquería podría no ser asintótica tampoco: se espera que aumente hacia el intervalo de talla máxima sin una planicie asintótica. El Modelo *Cmp* tiene la mayor discrepancia entre las curvas de selectividad predicha y empírica. Dado que el Modelo *Ind* no redujo la falta de ajuste a estos datos de composición de palangre más que el Modelo *Env-Fix*, se eliminó del asesoramiento de ordenación.

4.2.3. Análisis retrospectivo

Los análisis retrospectivos son útiles para determinar qué tan consistente es un modelo de evaluación de un año a otro (Mohn 1999): las inconsistencias a menudo pueden indicar deficiencias en el modelo. Por lo general se llevan a cabo eliminando progresivamente los datos del último año del análisis sin cambiar el método ni los supuestos, mostrando así el efecto en las cantidades estimadas resultantes de incluir más datos. Las estimaciones de los atributos de la población y las cantidades de ordenación de los años más recientes a menudo son inciertas y sesgadas. Como se ha señalado en evaluaciones anteriores, el sesgo retrospectivo no indica necesariamente la magnitud y la dirección del sesgo en la evaluación actual, solo que el modelo puede estar erróneamente especificado.

En este informe, el análisis retrospectivo se realizó eliminando cinco veces los datos del año pasado. En general, la mayoría de los modelos de referencia no muestran patrones retrospectivos pronunciados de SBR, ya que las cinco estimaciones retrospectivas del año pasado están distribuidas cerca, o en ambos lados, de las estimaciones de la evaluación actual (Figura A6). Entre los 12 modelos de referencia, los modelos *Env-Fix*, *Env-Mrt*, y *Env-Sel* tienen los patrones retrospectivos más evidentes de SBR, que sin embargo son mayores en las estimaciones de los años tempranos. Estos resultados sugieren que se ha reducido la sensibilidad de los resultados a la inclusión de nuevos datos del índice de abundancia basado en datos de CPUE de palangre, que fue la razón principal por la que la evaluación anterior no se consideró lo suficientemente fiable para el asesoramiento de ordenación.

4.2.4. Modelo de producción estructurado por edad

El método de modelo de producción estructurado por edad (*age-structured production model*, ASPM) propuesto por Maunder y Piner (2014) es una herramienta diagnóstica para evaluar si un modelo de evaluación está especificado correctamente. El ASPM se construye fijando todos los parámetros de selectividad en los valores estimados por el modelo de referencia y eliminando todos los componentes de la verosimilitud de la composición de la verosimilitud total del modelo. Los resultados, particularmente la biomasa reproductora, del ASPM sin desviaciones de reclutamiento se comparan luego con los del modelo de referencia. Si el ASPM no es capaz de imitar los índices de abundancia, podría deberse a que la población es impulsada por el reclutamiento, que el modelo de referencia no está especificado correctamente, o a que los índices de abundancia no son proporcionales a la abundancia de la población (Carvalho *et al.* 2017, Maunder y Piner 2014).

El SBR de cada modelo de referencia se compara con los estimados por el ASPM correspondiente con y sin estimaciones de desviaciones de reclutamiento. En términos de SBR, el ASPM que no estima desviaciones de reclutamiento es considerablemente diferente al modelo de referencia, mientras que el ASPM que estima desviaciones de reclutamiento (ASPM-R) es más similar al modelo de referencia (Figura A6). La comparación subraya la importancia de considerar la variación del reclutamiento para comprender

la dinámica poblacional del patudo en el OPO. Para los modelos de referencia en los que el ASPM-R converge con la matriz Hessiana positiva definida, su intervalo de confianza estimado de 95% del SBR del año pasado se traslapa con el estimado por el ASPM-R correspondiente. Esto sugiere que el SBR estimado más reciente por esos modelos de referencia está determinado principalmente por los índices de abundancia o que la información es similar entre el índice y la composición, lo cual, como argumenta Francis (2011), es un indicador clave del buen desempeño del modelo.

4.2.5. Análisis de curva de captura

El análisis de curva de captura (ACC) se usa en la evaluación como herramienta diagnóstica para verificar si la tendencia temporal en los datos de composición es consistente con la de los índices de abundancia (Carvalho *et al.* 2017). Si las dos tendencias son similares, entonces hay mayor confianza de que la tendencia de la abundancia estimada es exacta. Este método fue introducido por primera vez por Carvalho *et al.* (2017) para evaluar la relación entre los datos de composición y la mortalidad por pesca.

En general, las tendencias del SBR estimadas por el modelo de referencia y el análisis de curva de captura correspondiente son similares durante 1990-2010, pero muy diferentes antes de 1990 y después de 2010 (Figura A7). Ya que los datos de composición de las pesquerías de cerco y de palangre son muy limitados antes de 1990 (Figura 5), se espera que la calidad de los datos de composición sea demasiado baja para informar con exactitud la tendencia de la abundancia de la población en ese periodo. Las tendencias similares de la abundancia durante 1990-2010 implican que los datos de composición y los índices de abundancia son, hasta cierto punto, consistentes entre sí. Las tendencias de la abundancia cada vez más divergentes después de 2010 implican que la selectividad de algunas pesquerías que capturan patudo en el OPO cambió, que el crecimiento cambió, o que el índice de abundancia ya no es representativo.

4.2.6. Perfil de verosimilitud de R_0

El reclutamiento virgen (R_0), definido como el reclutamiento de equilibrio en ausencia de pesca, es un parámetro clave en la relación población-reclutamiento que ajusta la escala de la abundancia absoluta. Al ejecutar el modelo de referencia varias veces con R_0 fijado en una gama de valores alrededor de la estimación de verosimilitud máxima, el perfil de verosimilitud del modelo (es decir, la log-verosimilitud negativa total y sus componentes) contra R_0 se conoce como el perfil de verosimilitud de R_0 (Wang *et al.* 2009). El perfil de verosimilitud de R_0 es una herramienta diagnóstica ampliamente usada para comparar la influencia de los datos de composición y los índices de abundancia relativa sobre la abundancia relativa.

El perfil de verosimilitud de R_0 sugiere que, en la mayoría de los modelos de referencia, los datos de composición de las pesquerías tienen más influencia en R_0 que los índices de abundancia (Figura A8). Una comparación del perfil de verosimilitud de R_0 para los datos de composición de todas las flotas muestra claramente que su forma está principalmente determinada por información contradictoria de R_0 de las pesquerías de palangre (Pesquería 2) y sobre objetos flotantes (Pesquería 13) en el Área 2 (no se muestra).

4.3. Comparación con la evaluación anterior

En el documento SAC-11 INF-C se describe en detalle la transición de los modelos de evaluación anteriores a los actuales, siguiendo las recomendaciones de la [segunda revisión externa](#).

Existen diferencias considerables entre las series de tiempo de reclutamiento (Figura 16) y SBR (Figura 17) estimadas por esta evaluación y la anterior (Xu *et al.* 2018). Estas diferencias se deben principalmente a supuestos corregidos (principalmente las definiciones de las pesquerías y los estudios, la ponderación de datos para los índices de abundancia y composiciones por talla, el modelado de la capturabilidad y la selectividad, y la estimación del crecimiento o M en algunos modelos), datos de captura y esfuerzo de palangre mejorados (resolución de $1^\circ \times 1^\circ \times$ mes con identificación de buque), y metodología mejorada (cómo calcular los índices de abundancia y composiciones por talla de los estudios tanto para los estudios

como para las pesquerías), siguiendo la recomendación de la [segunda revisión externa](#). Los resultados de SBR de los 12 modelos de referencia actuales encierran los de la evaluación anterior: específicamente, la mitad de los modelos de referencia (*Gro*, *Env-Gro*, *Sel*, *Mov*, *Mrt*, y *Env-Sel*) son más optimistas, y la otra mitad (*Env-Fix*, *Env-Mrt*, *Srt-Fix*, *Srt-Mrt*, *Srt-Gro*, y *Srt-Sel*) son más pesimistas, que el modelo de caso base anterior.

4.4. Resumen de los resultados de los modelos de evaluación

Existen varias características importantes en la serie de tiempo del reclutamiento estimado del patudo. Primeramente, las estimaciones de reclutamiento no son sensibles a la inclinación supuesta de la relación población-reclutamiento, por lo menos dentro del rango de 0.7-1.0. En segundo lugar, las estimaciones de reclutamiento son más inciertas antes de 1993, cuando las pesquerías sobre objetos flotantes tenían datos de composición muy limitados. En tercer lugar, la mayoría de los modelos de referencia, especialmente el Modelo *Env-Fix*, indican un cambio de régimen de reclutamiento: el reclutamiento estimado por esos modelos suele ser mayor después de 1993 que antes. Por último, la mayoría de los modelos de referencia estiman reclutamientos anuales superiores al promedio durante 2017-2019, especialmente en 2017, independientemente de la inclinación supuesta. No obstante, estas estimaciones de reclutamiento son muy inciertas, ya que el patudo recientemente reclutado está representado solo en unas pocas muestras de frecuencia de talla.

Las series de tiempo de SBR estimado de los 12 modelos de referencia son similares con respecto a las variaciones interanuales y a las tendencias a largo plazo, pero difieren notablemente con respecto a la escala absoluta. La mayoría de los modelos de referencia estiman que la población reproductora ha disminuido en general desde 1979, y ha alcanzado uno de sus niveles más bajos en 2019 debido a la pesca. Algunos modelos de referencia sugieren que en 2019 la biomasa reproductora se redujo a menos del 10% del nivel en ausencia de pesca, mientras que otros sugieren que fue superior a 30% de ese nivel. El SBR es más sensible que el reclutamiento al valor supuesto de h en el rango de 0.7-1.0.

Han ocurrido cambios importantes en la cantidad de mortalidad por pesca causada por las pesquerías que capturan patudo en el OPO. En promedio, la mortalidad por pesca del patudo juvenil (de menos de nueve trimestres de edad) ha aumentado considerablemente desde 1993, como resultado de la expansión de la pesquería cerquera sobre objetos flotantes, y ha alcanzado un nivel históricamente alto en los últimos años, mientras que la del patudo adulto (de más de 12 trimestres de edad) ha aumentado en medida mucho menor. Para 2019, todos los modelos de referencia, excepto el Modelo *Mov*, estiman que la mortalidad por pesca de patudo juvenil es notablemente mayor que la del patudo adulto.

5. CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN

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

5.1. Definición de los puntos de referencia

La [resolución C-16-02](#) define los puntos de referencia objetivo y límite, expresados en términos de biomasa reproductora (S) y mortalidad por pesca (F), para las especies de atunes tropicales: patudo, aleta amarilla y barrilete. A continuación, se definen esos puntos de referencia, y el método empleado para calcularlos en el presente documento, así como la regla de control de extracción (RCE) que los implementa.

5.1.1. Puntos de referencia límite

El punto de referencia límite de la biomasa reproductora ($S_{\text{LÍMITE}}$) es el umbral de S que debe ser evitado, pues cualquier reducción mayor podría poner en peligro la sostenibilidad de la población. La $S_{\text{LÍMITE}}$ provisional adoptada por la CIAT en 2014 es la S que produce 50% del reclutamiento virgen si la relación población-reclutamiento sigue la función de Beverton-Holt con una inclinación de 0.75. Esta biomasa reproductora equivale a 0.077 de la biomasa reproductora virgen de equilibrio (Maunder y Deriso 2014). La RCE requiere que se tomen medidas si la probabilidad (p) de que la biomasa reproductora a principios de 2020 (S_{actual}) esté por debajo de $S_{\text{LÍMITE}}$ es $< 10\%$. Por lo tanto, con el fin de proporcionar asesoramiento de ordenación, $S_{\text{actual}}/S_{\text{LÍMITE}}$ y la probabilidad de que esta razón sea < 1 (suponiendo que la función de distribución de probabilidades de la razón es normal) se incluyen en la tabla de ordenación.

El punto de referencia límite de la mortalidad por pesca ($F_{\text{LÍMITE}}$) es el umbral de mortalidad por pesca que debe evitarse porque una pesca más intensa 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 requiere que se tomen medidas si la probabilidad de que la F promedio en 2017-2019 (F_{actual}) esté por encima de $F_{\text{LÍMITE}}$ es $< 10\%$. Por lo tanto, con el fin de proporcionar asesoramiento de ordenación, $F_{\text{actual}}/F_{\text{LÍMITE}}$ y la probabilidad de que esta razón sea < 1 (suponiendo que la función de distribución de probabilidades de la razón es normal) se incluyen en la tabla de ordenación.

5.1.2. Puntos de referencia objetivo

El punto de referencia objetivo de la biomasa reproductora es el nivel de biomasa reproductora que se debería alcanzar y mantener. En 2014, la CIAT adoptó S_{RMS} (la biomasa reproductora que produce el RMS) como el punto de referencia objetivo. La RCE requiere que las acciones para lograr S_{RMS} tengan al menos un 50% de probabilidad de reconstruir la biomasa reproductora al nivel actual de RMS dinámico (S_{RMS_d}) en cinco años o dos generaciones. Aquí, S_{RMS_d} se deriva proyectando la población a futuro con reclutamiento histórico (sesgo ajustado) y una tasa de mortalidad por pesca (F) que produce el RMS. El valor actual de S_{RMS_d} usado para calcular los puntos de referencia para el patudo es la S del último trimestre del periodo de proyección. Con el fin de proporcionar asesoramiento de ordenación, $S_{\text{actual}}/S_{\text{RMS}_d}$, y la probabilidad de que esta razón sea < 1 (suponiendo que la función de distribución de probabilidades de la razón es normal con un CV igual al de $F_{\text{actual}}/F_{\text{RMS}}$), se incluyen en la tabla de ordenación.

El punto de referencia objetivo de la mortalidad por pesca es el nivel de mortalidad por pesca que se debería alcanzar y mantener. En 2014, la CIAT adoptó F_{RMS} (la tasa de mortalidad natural que produce el RMS) como el punto de referencia objetivo. Por lo tanto, a fin de proporcionar asesoramiento de ordenación, $F_{\text{actual}}/F_{\text{RMS}}$, y la probabilidad de que esta razón sea > 1 (suponiendo que la función de distribución de probabilidades de la razón es normal), se incluyen en la tabla de ordenación, al igual que el inverso de $F_{\text{actual}}/F_{\text{RMS}}$, (multiplicador de F).

En la gráfica de trayectoria de Kobe, la serie de tiempo de S_{RMS_d} se calcula con base en dos aproximaciones: (1) $S_{\text{RMS}_d1} = S_{0_d} (S_{\text{RMS}}/S_0)$, donde S_{0_d} es la biomasa reproductora dinámica en ausencia de pesca, y S_{RMS}/S_0 es el nivel de reducción que, en equilibrio, produce el RMS; (2) S_{RMS_d2} , que se deriva proyectando la población hacia el futuro, con reclutamiento histórico (sesgo ajustado) y $F = F_{\text{RMS}}$. Las dos aproximaciones se ponderan de la siguiente manera para obtener la trayectoria de $S_{\text{RMS}_d}(t)$ en la gráfica de Kobe:

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

Donde p aumenta linealmente en función del año (t) de 0 en el año inicial a 1 en el año final.

El RMS dinámico (RMS_d ; las capturas totales de la pesquería en los últimos cuatro trimestres de la proyección) en la tabla de ordenación también se deriva de la proyección para S_{RMS_d} .

5.2. Estimaciones de la condición de la población

Según las 44 ejecuciones convergentes de los modelos incluidas en esta evaluación, la biomasa reproductora del patudo a principios de 2020 osciló entre el 14% (Modelo *Srt-Fix* con una inclinación de 0.8) y el 212% (Modelo *Gro* con una inclinación de 1.0) de la biomasa reproductora en RMS dinámico (Figura 18 y Tabla 7). De las 44 ejecuciones, 26 sugieren que la biomasa reproductora del patudo a principios de 2020 está por debajo del nivel de RMS. La mortalidad por pesca del patudo en 2017-2019 osciló entre el 51% (Modelo *Gro* con una inclinación de 1.0) al 223% (Modelo *Srt-Fix* con una inclinación de 0.8) de la mortalidad por pesca en RMS. De las 44 ejecuciones, 26 sugieren que la mortalidad por pesca del patudo en 2017-2019 está por encima del nivel de RMS (Figura 18 y Tabla 7). Sin embargo, estas interpretaciones están sujetas a una gran incertidumbre, como lo indican los amplios intervalos de confianza en torno a la estimación más reciente en la gráfica de Kobe (Figura 18).

Según las 44 ejecuciones convergentes de los modelos incluidas en esta evaluación, la biomasa reproductora del patudo a principios de 2020 osciló entre el 51% (Modelo *Srt-Fix* con una inclinación de 0.8) y el 532% (Modelo *Gro* con una inclinación de 0.7) de la biomasa reproductora en el nivel límite (Tabla 7). De las 44 ejecuciones, cinco sugieren que la biomasa reproductora del patudo a principios de 2020 estuvo por debajo del nivel de referencia límite. La mortalidad por pesca del patudo en 2017-2019 osciló entre el 32% (Modelo *Gro* con una inclinación de 1.0) y el 114% (Modelo *Srt-Fix* con una inclinación de 0.8) de la mortalidad por pesca en el nivel límite. De las 44 ejecuciones, tres sugieren que la mortalidad por pesca del patudo en 2017-2019 es mayor que el nivel de referencia límite (Figura 18 y Tabla 7).

Todos los modelos de referencia incluidos en esta evaluación sugieren que un valor de inclinación más bajo corresponde a estimaciones más pesimistas de la condición de la población: S menor y F mayor con respecto a los puntos de referencia (Figura 19). Sin embargo, todos los modelos *Srt* y dos modelos ambientales (*Env-Fix* y *Env-Mrt*) estiman que, independientemente del valor supuesto para la inclinación, S está por debajo de S_{RMS_d} y F está por encima de F_{RMS} a principios de 2020. Por el contrario, los modelos *Gro* y *Sel* estiman lo opuesto. La condición de la población a principios de 2020 estimada por los modelos restantes depende del valor supuesto para la inclinación.

El RMS del patudo en el OPO podría maximizarse si el patrón de selectividad por edad fuera similar al de las pesquerías palangreras porque capturan individuos más grandes que están cerca del peso crítico (el peso al que idealmente se debería capturar para maximizar el rendimiento por recluta). Antes de la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes que comenzó en 1993, el RMS era mayor que el nivel actual (Figura 20, arriba). Además, S_{RMS} era más bajo antes de la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes en comparación con el nivel actual (Figura 20, abajo).

6. DIRECCIONES FUTURAS

6.1. Recolección de información nueva y actualizada

El personal de la CIAT tiene la intención de continuar su recolección de datos de captura, esfuerzo y composición por talla de las pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. En la próxima evaluación se incorporarán datos nuevos y actualizados. En particular, el personal seguirá colaborando con los CPC de Asia para compilar datos de captura, esfuerzo y composición por talla de palangre, que tienen una gran influencia en los resultados de la evaluación.

El personal también continuará con los estudios de marcado para mejorar los conocimientos de la biología del patudo en el OPO, especialmente el crecimiento y desplazamiento del patudo adulto que impactan significativamente los resultados de la evaluación, tal como se indica en el presente informe.

6.2. Mejoras a los métodos y el modelo de evaluación

El personal de la CIAT continuará desarrollando el modelo de evaluación para el atún patudo en el OPO. Gran parte de los avances dependerá de cómo se modifique *Stock Synthesis* en el futuro y de la disponibilidad de datos. Los siguientes cambios serían deseables para evaluaciones futuras:

1. Explorar la selectividad que varía con el tiempo para algunas pesquerías;
2. Realizar una evaluación a escala del Pacífico entero;
3. Explorar los índices de abundancia cerqueros;
4. Explorar los modelos de evaluación espaciales;
5. Explorar supuestos alternativos sobre la estructura de la población, especialmente para las pesquerías que usan selectividad de *splines*;
6. Integrar los datos de marcado de incrementos de crecimiento en el modelo de evaluación;
7. Explorar condiciones iniciales y periodos de tiempo alternativos del modelo.

AGRADECIMIENTOS

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

TABLA 2. Los 14 modelos de referencia incluidos en la evaluación del patudo en el OPO en 2019. Régimen: si se incluye un parámetro de régimen para el reclutamiento en el modelo; Crecimiento: parámetros de crecimiento estimados en el modelo; *M*: tasa de mortalidad natural fija/estimada para algunas edades; Índices: si se incluyen índices de abundancia de palangre en el modelo; Pond comps LL: ponderación de los datos de composición de palangre; Selectividad: curva de selectividad supuesta para la Pesquería 2 en el segundo bloque de tiempo (1994-2019); Datos adicionales: datos adicionales ajustados en el modelo. Todos los archivos de entrada y salida para esta evaluación de referencia están disponibles en [formato html y pdf](#).

	Modelo	Años	Régimen	Crecimiento	<i>M</i>	Índices	Pond comps LL	Selectividad	Datos ad.
15.	Env-Fix	1979-2019	Sí	std de $L(\text{trimestre } 0)$	Fija	Sí	Francis	Asintótica	
16.	Env-Gro		Sí	Todos los seis parámetros	Fija	Sí	Francis	Asintótica	Edad por talla
17.	Env-Mrt		Sí	std de $L(\text{trimestre } 0)$	Est (26 trimestres)	Sí	Francis	Asintótica	
18.	Env-Sel		Sí	std de $L(\text{trimestre } 0)$	Fija	Sí	Francis	Forma de domo	
19.	Gro		No	Todos los seis parámetros	Fija	Sí	Francis	Asintótica	Edad por talla
20.	Mov		No	std de $L(\text{trimestre } 0)$	Est (13 trimestres)	Sí	Francis	Asintótica	
21.	Mrt		No	std de $L(\text{trimestre } 0)$	Est (26 trimestres)	Sí	Francis	Asintótica	
22.	Sel		No	std de $L(\text{trimestre } 0)$	Fija	Sí	Francis	Forma de domo	
23.	Srt-Fix	2000-2019	No	std de $L(\text{trimestre } 0)$	Fija	Sí	Francis	Asintótica	
24.	Srt-Gro		No	Todos los seis parámetros	Fija	Sí	Francis	Asintótica	Edad por talla
25.	Srt-Mrt		No	std de $L(\text{trimestre } 0)$	Est (26 trimestres)	Sí	Francis	Asintótica	
26.	Srt-Sel		No	std de $L(\text{trimestre } 0)$	Fija	Sí	Francis	Forma de domo	
27.	Ind	1979-2019	No	std de $L(\text{trimestre } 0)$	Fija	No	Francis	Asintótica	
28.	Cmp		No	std de $L(\text{trimestre } 0)$	Fija	Sí	Francis/10	Asintótica	

TABLA 3. Perfiles de selectividad y ponderación de los datos de composición especificados para las pesquerías y estudios en la evaluación.

Pesquería	F1	F2	F3	F4	F5	F6
Selectividad	<i>Splines de 5 nudos</i>	Domo/asintótica	Domo	Domo	Domo	Domo
Ponderación de datos	Francis/10	Francis	Francis	Francis	Francis	Francis
Pesquería	F7	F8	F9	F10	F11	F12
Selectividad	Espejo F1	Espejo F2	Espejo F3	Espejo F4	Espejo F5	Espejo F6
Ponderación de datos	-	-	-	-	-	-
Pesquería	F13	F14	F15	F16	F17	F18
Selectividad	Domo	Domo	Domo	Domo	<i>Splines de 5 nudos</i>	<i>Specified ramp</i>
Ponderación de datos	Francis	Francis	Francis	Francis	Francis/2	-
Pesquería	F19	F20	F21	F22	F23	
Selectividad	<i>Splines de 5 nudos</i>	Domo	Espejo F19	Espejo F19	Espejo F19	
Ponderación de datos	Francis/2	Francis	-	0	-	
Estudio	S24	S25				
Selectividad	Domo	Domo				
Ponderación de datos	Francis	Francis				

TABLA 4. Gradiente máximo de los modelos de referencia con diferentes supuestos de inclinación (h). En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos. NA: la ejecución no converge/la matriz Hessiana no es positiva definida.

	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
Inclinación (h)	Env-Fix	Env-Gro	Env-Mrt	Env-Sel	Gro	Mov	Mrt	Sel	Srt-Fix	Srt-Gro	Srt-Mrt	Srt-Sel
1.0	0.0002	0.0001	0.0000	0.0001	0.0000	0.0001	0.0001	0.0010	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001
0.9	NA	0.0000	0.0002	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0009	0.0001	0.0003	0.0001	0.0000
0.8	NA	0.0001	0.0000	0.0001	0.0000	0.0001	0.0012	0.0011	0.0056	0.0012	0.0097	0.0000
0.7	NA	0.0021	0.0001	0.0001	0.0001	0.0002	0.0001	0.0002	NA	0.0024	0.0025	0.0000

TABLA 5 Razón del reclutamiento mediano en 1994-2019 al de 1979-1993. En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos. NA: la ejecución no converge/la matriz Hessiana no es positiva definida.

14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
Env-Fix	Env-Gro	Env-Mrt	Env-Sel	Gro	Mov	Mrt	Sel	Srt-Fix	Srt-Gro	Srt-Mrt	Srt-Sel	Ind
2.4	1.5	1.8	1.6	1.2	1.3	1.4	1.3	NA	NA	NA	NA	2.1

TABLA 6. La raíz del error cuadrático medio (RECM) del residual de Pearson del índice de abundancia de palangre tardío. En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos. NA: la ejecución no converge/la matriz Hessiana no es positiva definida.

13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
Env-Fix	Env-Gro	Env-Mrt	Env-Sel	Gro	Mov	Mrt	Sel	Srt-Fix	Srt-Gro	Srt-Mrt	Srt-Sel
1.18	1.05	1.10	1.07	1.05	1.10	1.08	1.07	1.13	1.07	1.11	1.08

TABLA 7. Tabla de ordenación para el patudo en el OPO. S_{actual} y S_{RMS_d} : biomasa reproductora, en toneladas, a principios de 2020 y en RMS dinámico; F_{actual} y F_{RMS} : mortalidad por pesca durante 2017-2019 y en RMS; $S_{\text{LÍMITE}}$ y $F_{\text{LÍMITE}}$: puntos de referencia límite de biomasa reproductora y mortalidad por pesca; C_{actual} : captura total de patudo en 2019, en toneladas; RMS_d: RMS dinámico. En la Tabla 2 se explican los nombres de los modelos. NA: la ejecución no converge/la matriz Hessiana no es positiva definida.

	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
	Env-Fix	Env-Gro	Env-Mor	Env-Sel	Gro	Mov	Mrt	Sel	Srt-Fix	Srt-Gro	Srt-Mor	Srt-Sel
$h = 1.0$												
RMS	127799	113455	110552	111846	119351	108523	101765	110682	120059	108865	113475	109538
RMS_d	129052	121604	116490	119092	133713	121906	115944	124758	124983	114926	119835	117053
C_{actual}/RMS_d	0.98	0.81	0.92	0.86	0.67	0.78	0.80	0.74	0.95	0.92	0.93	0.91
S_{RMS}/S_0	0.24	0.21	0.23	0.20	0.21	0.20	0.22	0.20	0.24	0.22	0.23	0.21
S_{actual}/S_0	0.07	0.29	0.17	0.22	0.40	0.30	0.28	0.32	0.09	0.15	0.12	0.14
$S_{\text{actual}}/S_{\text{LÍMITE}}$	0.97	3.77	2.21	2.83	5.21	3.85	3.62	4.20	1.22	1.89	1.62	1.87
$p(S_{\text{actual}} < S_{\text{LÍMITE}})$	0.59	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.00	0.03	0.01
$F_{\text{actual}}/F_{\text{LÍMITE}}$	0.96	0.42	0.62	0.52	0.32	0.43	0.47	0.40	0.87	0.70	0.76	0.70
$p(F_{\text{actual}} > F_{\text{LÍMITE}})$	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.06	0.00	0.01	0.00
$S_{\text{actual}}/S_{\text{RMS}_d}$	0.34	1.57	0.82	1.23	2.12	1.53	1.31	1.76	0.43	0.71	0.57	0.74
$p(S_{\text{actual}} < S_{\text{RMS}_d})$	1.00	0.03	0.91	0.14	0.01	0.03	0.08	0.01	1.00	1.00	1.00	0.99
$F_{\text{actual}}/F_{\text{RMS}}$	1.82	0.70	1.08	0.84	0.52	0.70	0.79	0.64	1.61	1.22	1.37	1.17
$p(F_{\text{actual}} > F_{\text{RMS}})$	1.00	0.01	0.69	0.14	0.00	0.01	0.06	0.00	1.00	0.93	0.97	0.84
$h = 0.9$												
RMS	NA	108924	113270	109872	113442	104656	98568	105546	148278	116160	125985	116490
RMS_d	NA	114717	117480	114770	125898	115780	111485	117756	153133	121070	131548	122610
C_{actual}/RMS_d	NA	0.87	0.96	0.92	0.71	0.83	0.83	0.78	0.95	0.96	0.95	0.94
S_{RMS}/S_0	NA	0.25	0.27	0.25	0.25	0.25	0.26	0.25	0.27	0.26	0.27	0.26
S_{actual}/S_0	NA	0.28	0.16	0.20	0.40	0.30	0.28	0.32	0.07	0.13	0.10	0.13
$S_{\text{actual}}/S_{\text{LÍMITE}}$	NA	3.60	2.02	2.66	5.24	3.85	3.63	4.21	0.91	1.63	1.36	1.64
$p(S_{\text{actual}} < S_{\text{LÍMITE}})$	NA	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.76	0.02	0.14	0.05
$F_{\text{actual}}/F_{\text{LÍMITE}}$	NA	0.47	0.70	0.58	0.35	0.47	0.51	0.44	1.00	0.79	0.85	0.78
$p(F_{\text{actual}} > F_{\text{LÍMITE}})$	NA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.49	0.02	0.10	0.02
$S_{\text{actual}}/S_{\text{RMS}_d}$	NA	1.24	0.64	0.95	1.74	1.22	1.10	1.42	0.27	0.52	0.41	0.54
$p(S_{\text{actual}} < S_{\text{RMS}_d})$	NA	0.16	1.00	0.62	0.03	0.16	0.30	0.06	1.00	1.00	1.00	1.00
$F_{\text{actual}}/F_{\text{RMS}}$	NA	0.84	1.28	1.02	0.61	0.84	0.91	0.76	1.92	1.46	1.61	1.40
$p(F_{\text{actual}} > F_{\text{RMS}})$	NA	0.17	0.92	0.55	0.00	0.14	0.28	0.04	1.00	0.99	1.00	0.97
$h = 0.8$												

	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
	Env-Fix	Env-Gro	Env-Mor	Env-Sel	Gro	Mov	Mrt	Sel	Srt-Fix	Srt-Gro	Srt-Mor	Srt-Sel
RMS	NA	106154	120141	110677	108327	101648	96061	101490	241701	133839	152708	132739
RMS_d	NA	110601	123572	114334	119873	111876	108504	112833	243925	137731	157935	137613
C_{actual}/RMS_d	NA	0.91	0.97	0.95	0.74	0.86	0.85	0.81	0.95	0.96	0.96	0.96
S_{RMS}/S_0	NA	0.29	0.30	0.28	0.29	0.28	0.29	0.28	0.30	0.30	0.30	0.29
S_{actual}/S_0	NA	0.26	0.14	0.19	0.41	0.29	0.28	0.33	0.04	0.10	0.08	0.10
$S_{\text{actual}}/S_{\text{LÍMITE}}$	NA	3.38	1.79	2.44	5.27	3.80	3.65	4.23	0.51	1.31	1.06	1.34
$p(S_{\text{actual}} < S_{\text{LÍMITE}})$	NA	0.00	0.04	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.15	0.43	0.20
$F_{\text{actual}}/F_{\text{LÍMITE}}$	NA	0.54	0.78	0.66	0.38	0.52	0.55	0.47	1.14	0.90	0.96	0.88
$p(F_{\text{actual}} > F_{\text{LÍMITE}})$	NA	0.00	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.89	0.19	0.37	0.17
$S_{\text{actual}}/S_{RMS_d}$	NA	1.02	0.51	0.77	1.53	1.06	0.98	1.25	0.14	0.37	0.29	0.40
$p(S_{\text{actual}} < S_{RMS_d})$	NA	0.45	1.00	0.96	0.07	0.38	0.55	0.15	1.00	1.00	1.00	1.00
$F_{\text{actual}}/F_{RMS}$	NA	0.99	1.47	1.19	0.68	0.95	1.01	0.85	2.23	1.70	1.84	1.62
$p(F_{\text{actual}} > F_{RMS})$	NA	0.48	0.98	0.83	0.02	0.39	0.52	0.18	1.00	1.00	1.00	1.00
$h = 0.7$												
RMS	NA	105345	134746	115476	103461	101146	93917	97757	NA	183663	232971	174695
RMS_d	NA	108968	137903	118340	114615	110076	106251	108659	NA	181896	231763	174218
C_{actual}/RMS_d	NA	0.94	0.97	0.96	0.77	0.88	0.86	0.84	NA	0.97	0.96	0.97
S_{RMS}/S_0	NA	0.32	0.32	0.31	0.32	0.32	0.32	0.31	NA	0.32	0.33	0.32
S_{actual}/S_0	NA	0.24	0.12	0.17	0.41	0.30	0.28	0.33	NA	0.07	0.05	0.07
$S_{\text{actual}}/S_{\text{LÍMITE}}$	NA	3.10	1.50	2.15	5.32	3.90	3.68	4.24	NA	0.87	0.65	0.95
$p(S_{\text{actual}} < S_{\text{LÍMITE}})$	NA	0.01	0.14	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	NA	0.66	0.84	0.55
$F_{\text{actual}}/F_{\text{LÍMITE}}$	NA	0.62	0.88	0.75	0.41	0.54	0.59	0.52	NA	1.04	1.08	0.99
$p(F_{\text{actual}} > F_{\text{LÍMITE}})$	NA	0.00	0.18	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	NA	0.61	0.71	0.48
$S_{\text{actual}}/S_{RMS_d}$	NA	0.85	0.39	0.61	1.39	0.98	0.89	1.12	NA	0.24	0.17	0.27
$p(S_{\text{actual}} < S_{RMS_d})$	NA	0.79	1.00	1.00	0.12	0.55	0.74	0.29	NA	1.00	1.00	1.00
$F_{\text{actual}}/F_{RMS}$	NA	1.15	1.66	1.38	0.76	1.02	1.10	0.95	NA	1.98	2.09	1.86
$p(F_{\text{actual}} > F_{RMS})$	NA	0.72	1.00	0.95	0.09	0.55	0.69	0.39	NA	1.00	1.00	1.00

YELLOWFIN TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN, 2019: BENCHMARK ASSESSMENT

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

CONTENTS

Executive summary	110
1. INTRODUCTION.....	111
1.1. Background	111
1.2. The new approach	112
2. DATA	113
2.1. Fisheries and ‘surveys’	113
2.2. Catch	116
2.3. Indices of abundance	118
2.4. Size-composition data	119
2.5. Conditional age-at-length	121
3. Assumptions and parameters.....	121
3.1. Biological and demographic information	121
3.2. Fisheries dynamics.....	124
3.3. Data weighting.....	125
3.4. Model diagnostics.....	125
4. REFERENCE MODELS.....	126
5. RESULTS	127
5.1. Model diagnostics.....	127
5.2. Stock assessment results	130
6. STOCK STATUS	133
6.1. Definition of reference points	133
7. FUTURE DIRECTIONS.....	134
ACKNOWLEDGEMENTS	135
REFERENCES	135
Figures.....	139
Tables	162
Appendix 1	169
Appendix 2.	173
Appendix 3	187

EXECUTIVE SUMMARY

1. This year's benchmark assessment of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean (EPO) is the basis for a risk analysis used to provide management advice (SAC-11-08, SAC-11-INF-J). The risk analysis encompasses alternative hypotheses on the states of nature. The hypotheses were developed in a hierarchical framework that addressed uncertainties and issues with previous assessments
2. Unlike previous assessments that relied on one base-case model with an assumed steepness of 1.0 for the stock-recruitment relationship, this benchmark assessment integrates 12 reference models, each with four steepness assumptions (0.7, 0.8, 0.9, and 1.0), for a total of 48 models.
3. The 12 reference models are developed within a hierarchical framework, and combine components that address three major uncertainties in the previous assessment: a) oversensitivity to the inclusion of new data, mainly from the longline index of abundance and inconsistencies between that index and the purse-seine ones, b) misfit to length-composition data for the fishery that is assumed to have asymptotic selectivity, and c) the steepness of the stock-recruitment relationship. In addition, new fishery definitions were implemented, and spline selectivity functions were adopted for most fisheries.
4. The 48 models for this assessment indicate that:
 - a. At the beginning of 2020, the spawning biomass (S) of yellowfin ranged from 49% to 219% of the level at dynamic MSY (S_{MSY_d}); 12 models suggest that it was below that level.
 - b. During 2017-2019 the fishing mortality (F) of yellowfin ranged from 40% to 168% of the level at MSY (F_{MSY}); 14 models suggest that it was above that level.
 - c. At the beginning of 2020, the spawning biomass (S) of yellowfin ranged from 145% to 345% of the limit reference level (S_{LIMIT}); no models suggest that it was below that limit.
 - d. During 2017-2019, the fishing mortality of yellowfin ranged 22% to 65% of the limit reference level (F_{LIMIT}); no models suggest that it was above that limit.
5. Every reference model suggests that lower steepness values correspond to more pessimistic estimates of stock status: lower S and higher F relative to the reference points. However, models that assume fixed growth, a linear relationship between the index of abundance and population abundance, no changes in selectivity through time, and asymptotic selectivity for the purse-seine fishery that catches the largest fish (BASE) estimated that, regardless of steepness, the stock was below the MSY level ($S < S_{MSY_d}$) and the fishing mortality was above that level ($F > F_{MSY}$) at the beginning of 2020. Conversely, models that assume dome-shape selectivity for the purse-seine fishery that catches the largest fish sizes (DS, TBM.DS, TBE.DS, DDQ.DS) estimate the opposite. The stock status at the beginning of 2020 estimated by the remaining models depends on the value assumed for steepness.
6. A key uncertainty not addressed in this assessment is the spatial structure of the stock of yellowfin tuna in the EPO. Future work to further improve the assessment will focus on it.
7. The results from the reference models are combined in a risk analysis to provide management advice ([SAC-11-08](#)).

1. INTRODUCTION

This report presents the results of a benchmark stock assessment¹ of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the eastern Pacific Ocean (EPO), conducted using Stock Synthesis (version 3.30.15), an integrated statistical age-structured stock assessment modeling platform. It is the first assessment of the species undertaken by the Commission's scientific staff under the 2018 [Work plan to improve stock assessments of tropical tunas](#) and, although it uses the same modeling platform, the methodology is quite different. The assessment now forms the foundation of a risk analysis, which takes uncertainty into account explicitly when determining stock status and formulating management advice. All model input files and output results for this benchmark assessment are available in [html and pdf formats](#)

1.1 Background

In recent years, some problems and sources of uncertainty had arisen in the staff's assessment of yellowfin, leading to the staff not considering it reliable enough for management advice, and ultimately its inclusion in the [work plan to improve stock assessments of tropical tunas](#) in 2019. The main problem was that the assessment results became overly sensitive to the inclusion of new data, in particular recent observations for the indices of relative abundance from the longline fishery ([SAC-10 INF-F](#)). As part of the [work plan](#), in 2019 a [workshop](#) and collaborative work with the main longline CPCs² (China, Japan, Korea, Chinese Taipei) were conducted to better understand the longline data used in the assessments of both yellowfin and bigeye tunas. As a result, the over-sensitivity to the inclusion of the new data was found to be partially due to the contraction of both the spatial extent and the fishing effort of the Japanese longline fishery (whose data was used to estimate the longline index of relative abundance), resulting in less accurate and precise indices of relative abundance for recent years.

Other issues were identified which also related to the longline information, such as a change in length composition data towards larger fish ([SAC-10 INF-F](#)) while the longline index showed a decline in recent years. The collaborative work with longline CPCs suggested that this may be due to changes in the fishery (e.g. gear or operation), but the recent increase in the mean size of yellowfin is also seen in the catches of the dolphin-associated purse-seine fisheries and some unassociated purse-seine fisheries. This gives plausibility to the hypothesis that changes in some processes (e.g. selectivity) or model misspecification (e.g. growth) may be related to this increase. In some models of this assessment, growth and time blocks in selectivity are estimated to represent these hypotheses.

Another influential issue was inconsistencies between the indices of abundance based on standardized CPUE from the longline fishery and nominal CPUE from the dolphin-associated purse-seine fishery; the stock assessment model did not fit either of them well. A new spatio-temporal modeling framework was developed and applied to both CPUE data sets to create new indices, but the inconsistencies and lack of fit remained.

One major source of uncertainty, and potentially also the explanation for the inconsistencies between the indices, is the possibility of the EPO yellowfin stock having a spatial structure of that is not captured in the model. The staff's work for the 2nd [external review](#) of the yellowfin stock assessment included exploring separate models for hypothetical "southern" and "northern" stocks, but the review panel concluded that the *"evidence supporting a two-stock hypothesis was thought to be suggestive, rather than conclusive"*, and that *"there was further evidence suggesting that [yellowfin] in the EPO was somewhere between a single, well-mixed stock and the two independent stocks"*. The panel suggested various research avenues to explore to better account for stock structure in the assessment (one-stock and two-stock hypotheses).

¹ "Benchmark" stock assessments are a full analysis of model assumptions, methodologies and/or data sources, whereas in an "update" assessment only the data used in the assessment are updated. .

² Members and Co-operating Non-Members of the IATTC

This assessment was conducted as if there were a single stock of yellowfin in the EPO, but the staff will continue to evaluate alternative spatial structure hypotheses. To minimize potential biases resulting from ignoring spatial heterogeneity, this assessment is mainly fitted to datasets representative of the core area of the fisheries, which is north of 5°N, where the bulk of the catch is taken. The catches south of 5°N are fully accounted for in the assessment, but the model does not fit to indices of abundance and length-composition data from fisheries in that area. This limits the influence of data that may be representative of another population unit.

There is also uncertainty about the stock-recruitment relationship. In this assessment, as in previous ones, a Beverton-Holt stock-recruitment relationship is assumed, but the uncertainty in steepness is taken into account. Steepness (h) is a parameter that specifies the average effect on recruitment of a reduction of the spawning stock. Previous assessments of EPO yellowfin have consistently presented analyses of the sensitivity of their results to different assumptions about steepness, but only to show the impact of these assumptions on estimated management quantities; the results of these analyses were not explicitly incorporated into the management advice. In this assessment, models assuming h values from 0.7 to 1.0 are included.

Neither external review, of the [bigeye](#) or the [yellowfin](#) assessment, identified a specific replacement for the staff's modelling methodology, but both panels suggested a variety of alternatives for the staff to consider, particularly those that incorporate model uncertainty to derive information for management advice.

1.2 The new approach

This 2020 benchmark assessment of yellowfin tuna in the EPO, and the companion assessment of bigeye tuna ([SAC-11-06](#)), represent a new approach to stock assessments by the staff. Previously, a 'best assessment' approach was used for the evaluation of stock status using a single 'base-case' model. The new assessments are based on 'risk analysis' methodologies, which use several *reference models* to represent various plausible *states of nature* (assumptions) about the biology of the fish, the productivity of the stocks, and/or the operation of the fisheries, and takes into account the different results, thus effectively incorporating uncertainty into the formulation of management advice³. This change, which represents a paradigm shift at IATTC, both for the staff's work and for the Commission's decision-making regarding the conservation of tropical tunas, also allows the staff to evaluate explicitly the probability statements specified in the IATTC harvest control rule for tropical tunas established in Resolution [C-16-02](#).

This new approach to formulating advice for the management of tropical tuna fisheries includes the following four components:

1. Two **stock assessment reports**, for yellowfin (this document) and bigeye ([SAC-11-06](#)), presenting the results from all models for each species (model fits, diagnostics, stock status);
2. A **risk analysis** ([SAC-11-08](#)), assessing the consequences of using each model and the models combined as a basis for managing the fishery for tropical tunas by quantifying the probability of meeting the target and limit reference points specified in the IATTC harvest control rule;
3. **Stock status indicators** ([SAC-11-05](#)) for all three tropical tuna species (yellowfin, bigeye, skipjack); and
4. The **staff's recommendations** ([SAC-11-15](#)) for the conservation of tropical tunas, based on the above.

³ See SAC-11 INF-F (Maunder *et al.* 2020a) for a description of the technical details of the risk analysis, using bigeye as a case study.

2. DATA

2.1 Fisheries and 'surveys'

The fisheries are defined using several criteria, among them their geographical area of operation. This is consistent with the 'areas-as-fleets' approach, and allows spatial information to be taken into account without explicitly constructing a spatial model.

Fishery-independent surveys are the gold standard to gather data to assess an exploited population. Due to their nature, most tuna fisheries worldwide have no surveys. The EPO is no exception: all data available for assessing the stocks are obtained from the fishery. By a process of statistical standardization of fisheries-dependent data, however, an index of abundance and its associated length composition were estimated. Within the stock assessment models, the index and its length composition are treated as 'survey' data, thus modelled as having no catch and having a different selectivity than the fisheries.

The fisheries and 'surveys' defined for this assessment are illustrated in Figure 1, summarized in Table 1, and described in detail below.

2.1.1 Fisheries

Thirty-eight fisheries are defined for the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO, classified by gear (purse-seine, longline, or pole-and-line), purse-seine set type (floating object, unassociated, or dolphin), unit of catch (number or weight), quarter within a year, and geographical area of operation (Figure 1, Table 1).

All the fisheries in this assessment, except the discard and pole-and-line fisheries, are defined by their area of operation delimited based on spatial patterns in the length-frequency data, identified with regression tree analyses (Lennert-Cody *et al.* 2010). The data used in the analyses were, for purse-seine fisheries, from the IATTC's port-sampling program (Section 2.4.1.a) during 2000-2018, with a 5°x5° spatial resolution, and for longline fisheries, from the National Research Institute of Far Seas Fisheries (NRIFS) of Japan's annual data, aggregated in space and time, for the Japanese fleet during 2000-2009, with a 5°x10° spatial resolution. The predictors for the tree analyses were quarter; cyclic quarter (cyclic combinations of quarters, such as Q1 and Q4 vs. Q2 and Q3, Q1, Q2, and Q4 vs. Q3, *etc.*); 5° latitude; 5° (10°) longitude. The response variable, which was multivariate, was the proportion of individuals in each 10-cm length interval, with plus groups for the smallest and largest fish (≤ 39 cm; 40-49 cm; (...); 150-159 cm; ≥ 160 cm). For both the floating-object and longline fisheries, cyclic quarter (specifically, Q1 and Q4 vs. Q2 and Q3) was found to be an important predictor for explaining variability in the length frequencies, so seasonal fisheries were defined. Longline catches are reported in number by some fleets and in weight by others, so two longline fisheries, one in number and one in weight, are defined for each area-cyclic quarter combination.

The pole-and-line (LP) fishery represents a small portion of the catches, declining over time, so was treated as one homogeneous fishery for the whole EPO (F22). The fisheries used to model discards (F25-F28) have the same structure as in the previous assessment ([SAC-10-07](#)).

2.1.2 'Surveys'

In Stock Synthesis, a 'survey' is modeled as a fleet that has data, such as indices of abundance and age/length compositions, but no catch. One 'survey' used in this assessment was based on data from the dolphin-associated purse-seine fishery (section 2.3); additional 'surveys' based on data from longline fisheries were also defined, and used in [preparation](#) for the benchmark assessment presented at the [external review](#). The longline surveys are not fitted in this assessment, because their datasets are not representative of the 'core' area of the longline fishery north of 5°N.

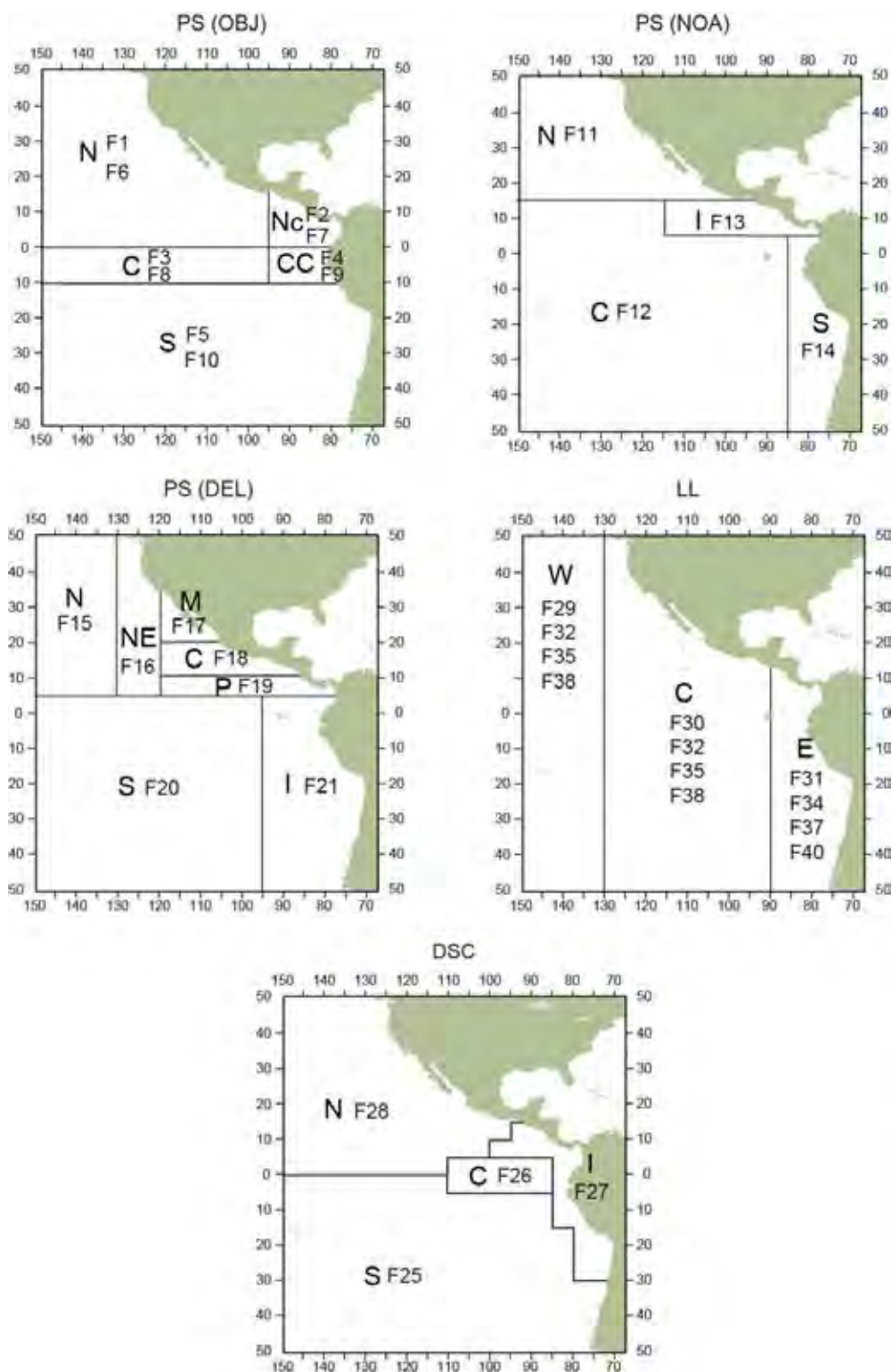


FIGURE 1. Areas corresponding to the fishery definitions (Table 1) used in the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO in 2019.

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

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

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

	Fishery	Gear	Set type	Quarters	Area	Catch data	Unit
1.	F 1	PS	OBJ	1, 4	1- N	Retained catch + discards (inefficiencies)	t
2.	F 2				2- Nc		
3.	F 3				3- C		
4.	F 4				4 -Cc		
5.	F 5				5- S		
6.	F 6			2, 3	1- N		
7.	F 7				2- Nc		
8.	F 8				3- C		
9.	F 9				4 -Cc		
10.	F 10				5- S		
11.	F 11		NOA	All	1- N	Retained catch + discards (all)	
12.	F 12				2- C		
13.	F 13				3- I		
14.	F 14				4- S		
15.	F 15		DEL	All	1- N		
16.	F 16				2- NE		
17.	F 17				3- M		
18.	F 18				4- C		
19.	F 19				5- P		
20.	F 20				6- S		
21.	F 21				7- I		
22.	F 22	LP	--	All	All	Retained catch	t
23.	F 25	PS	OBJ	All	S	Discards (size-sorting)	t
24.	F 26				C		
25.	F 27				I		
26.	F 28				N		
27.	F 29	LL	-	1, 4	W	Retained catch	1,000s
28.	F 30				C		
29.	F 31				E		
30.	F 32			2, 3	W		
31.	F 33				C		
32.	F 34				E		
33.	F 35			1, 4	W		t
34.	F 36				C		
35.	F 37				E		
36.	F 38			2, 3	W		
37.	F 39				C		
38.	F 40				E		
	Survey	Gear	Years	Quarters		Observation	Unit
	S 1	PS	1984-2019	All		Used in assessment	t
	S 2a	LL	1984-1992	1, 4		Not used	1,000
	S 2b			2, 3			
	S 2c		1995-2018	1, 4			
	S 2d			2, 3			

2.2 Catch

The following types of catch data are defined for this assessment:

- **Retained:** catch retained aboard the vessel;
- **Discarded:** catches not retained aboard the vessel;
- **Total:** retained catch + discards;
- **Unloading:** retained catch unloaded from the vessel.

2.2.1 Purse seine

The information used to estimate the total catch by species comes from four main sources: in order of importance, canneries, on-board observers, vessel logbooks, and in-port sampling by IATTC staff. If landing information from canneries is unavailable, catch information in the observer or vessel logbook databases, in that order, is used instead. The observer and logbook databases also contain other information about the catches, such as location and date caught, set type (on dolphin-associated tunas (DEL), on floating objects (OBJ), and on unassociated tunas (NOA) and vessel carrying capacity (<364 t (Classes 1-5) and ≥364 t (Class 6)); 'year' is the only ancillary information available in the unloading database. Additionally, since 2000, the port-sampling program for collecting length-composition data has also provided information on species composition (see section 2.4.1 a.).

For this assessment, EPO total catches by species were estimated by catch strata, and then aggregated across to obtain quarterly estimates for each fishery. The catch strata are defined as the combination of area, month, set type, and vessel fish-carrying capacity. The method used to estimate the species composition of the catch depends on the sources of information available. Estimates prior to 2000 are based on the recorded species totals in the unloading, observer or logbook data, as applicable. To correct for underestimated bigeye catches, a factor that adjusts the catches of all three species, based on the port-sampling data from 2000-2004, is applied. The adjusted species totals are prorated to catch strata using the ancillary information in the observer and logbook databases. Since 2000, the port-sampling data have been used to determine the species composition of the total catch. The total catch of all three species combined (from unloading, observer and logbook data) is prorated to catch strata, using the information in the observer and logbook databases. The port-sampling data on the species and size composition of the catch are then used to estimate the catch of each species by catch stratum. Detailed explanations of the sampling and estimators can be found in the appendix of Suter (2010) and in [WSBET-02-06](#).

2.2.2 Longline

The IATTC staff does not collect data on longline catches directly; they are reported annually to the IATTC by Members and Cooperating non-Members (CPCs), pursuant to Resolution [C-03-05](#) on data provision. Catches are reported by species, but the availability and format of the data vary among fleets: the principal fleets report catch and effort aggregated by 5° cell-month. IATTC databases include data on the spatial and temporal distributions of longline catches of yellowfin in the EPO by the fleets of distant-water CPCs (China, Chinese Taipei, French Polynesia, Japan, Korea, Vanuatu) and coastal CPCs (principally Mexico and the United States). For this assessment, these data are aggregated by area of operation of the fishery (Figure 1) and cyclic quarter (Table 1). Because longline catches are reported in number by some fleets and in weight by others, two longline fisheries, one in number and one in weight, are defined for each combination of area and cyclic quarter (Q4, Q1 vs. Q2, Q3), and the numbers are converted to weights internally in the assessment model.

Updated and new catch data for the longline fisheries (Fisheries 29-40), available to the IATTC staff as of 10 April 2020, were incorporated into the current assessment. New or updated catch data were available for Vanuatu (2018), Chinese Taipei (2016-2018), French Polynesia (2018), China (2018), Japan (2016-2018), Korea (2018) and the United States (2014-2018). For 2019, and for other years when catch may not

be available, catches were set equal, by CPC, to the last year for which catch data were available. For fleets that reported catch aggregated by year and space, the data was disaggregated using the proportion of catches by quarter and area for the closest year for which data on that resolution were available. The catches of a coastal CPC that reported aggregated catches were added to the area which contained that CPC's Exclusive Economic Zone (EEZ). The algorithm to calculate the catches is described in [WSBET-02-03](#).

2.2.3 Discards

Two types of discards are considered, those resulting from inefficiencies in the fishing process and those related to the sorting of catches. Examples of inefficiency are catch from a set exceeding the remaining storage capacity of the fishing vessel or dumping unwanted bycatch species, while catch sorting is assumed to occur when fishers discard tuna that are under a certain size. Both types of discard by purse-seine are estimated, whereas discards by the longline fisheries cannot be estimated with the minimal data available due to the low observer coverage, so it is assumed that the retained catch represents the total catch (Table 1).

For the purse-seine fishery, the amount of yellowfin discarded, regardless of the reason, is estimated with information collected by IATTC or national observers using the methods in Maunder and Watters (2003). No observer data are available to estimate discards prior to 1993, and it is assumed that there were no discards before that time. Also, there are periods for which observer data are not sufficient to estimate the discards, in which case it is assumed that the discard rate (discards/retained catches) is equal to the discard rate for the same quarter in the previous year or, if quarterly data are not available, a proximate year. Removals by Fisheries 1-10 (purse-seine on floating objects) are retained catch plus some discards resulting from inefficiencies in the fishing process. The removals by Fisheries 11-14 (purse-seine unassociated) are retained catch, plus some discards resulting from inefficiencies in the fishing process and from sorting the catch. Discards that result from the process of sorting the catches in the floating-object fisheries are treated separately (Fisheries 25-28), following the rationale of Maunder and Watters (2001). These discards are assumed to be composed only of fish that are 1-3 quarters old. Sorting is infrequent in the other purse-seine fisheries.

2.2.4 Catch and discard trends

Yellowfin has been fished in the EPO since the early 1900s (Estes 1983). Prior to the 1950s, the fishery occurred mostly within 250 miles of the coast or around islands and seamounts, and was done mainly by pole-and-line vessels (Peterson and Bayliff 1985). In the 1950s the longline fisheries started expanding in the EPO from the western and central Pacific, reaching coastal areas around the mid-1960s, mainly targeting bigeye tuna, but catching yellowfin as a secondary species (Shimada and Schaefer 1956; Matsu-moto and Bayliff 2008).

The purse-seine fisheries, mainly associated with dolphins, became the main fishing method in the 1960's, and has continue since (Figure 2). The main dolphin-associated fisheries are close to Central America and southern Mexico (F18, F19; Figure 1). The purse-seine fishery associated with floating objects has been important since the 1970s in areas north of the equator (F1, F2, F6, F7; Figures 1 and 2) and close to the coast of South America, between 10°S and the equator (F4, F9). The fisheries on floating objects had a widespread expansion in the EPO after 1992. In the last 15 years, the number of sets on floating objects has been steadily increasing towards its current record level([SAC-11-05](#)). Catches from floating-object fisheries in areas C (F3, F8) and S (F5, F10) increased after 1992. The main unassociated purse-seine fisheries have been in the north (F11) and, after 2010, in the inshore and south coastal EPO (F13, F14). The discards due to sorting in the floating-objects fisheries show a reduction beginning around 2001, and ceased almost completely following resolutions adopted by the IATTC which prohibited discarding of small tunas (e.g. C-04-05).

Longline catches represent a small proportion of the total catches of yellowfin tuna in the EPO (Figure 2).

The main longline fishing areas have always been in the western EPO (F29, F32, F35, F38), where a decline occurred in the late 2000s, but an increasing trend is apparent since 2010. The longline catches in the eastern EPO (F31, F34, F37, F40) area are characterized by a marked seasonality, and have declined in recent years.

2.3 Indices of abundance

Although both purse-seine and longline indices of abundance are available for yellowfin in the EPO, this assessment includes only the purse-seine index. Inconsistency between the index based on Japanese longline CPUE and the indices based on dolphin associated purse-seine CPUE have been found. Extensive work was done in collaboration with the longline CPCs to better understand the data, incorporate new data, and conduct new analyses. A [workshop](#) was conducted, and scientists from Japan and Korea collaborated with the staff to further address the issues. A new spatio-temporal modeling framework was developed and applied to the CPUE data to create new indices (Xu *et al.* 2019), but the inconsistencies remained unresolved. The stock assessment model cannot adequately fit both types of indices simultaneously. The purse-seine index was selected for this benchmark assessment, because the longline catches represent a small proportion of the yellowfin catches, and the distribution of the Japanese fleet has been contracting towards the western EPO, away from the “core” catch areas for yellowfin (see Figure A1 in [SAC-11-06](#)). It is noted that, given these spatial changes, one potential explanation for the inconsistencies among indices in the model is the possibility of spatial structure in the EPO yellowfin population.

2.3.1 Data selection

The data used to construct the index are the set-by-set catch and effort observations from purse-seine vessels. On-board observers of the Agreement on the International Dolphin Conservation Program (AIDCP) have been collecting these data for large purse-seine vessels (fish-carrying capacity >363 t) since 1992 (Joseph 1994; Scott *et al.* 2016). Logbook data were used for previous trips by such vessels, for which no observer data were available.

Because it is not possible to separate searching effort by set type, and to limit the data used to standardize effort to vessels that fish preferentially for dolphin-associated tuna, the following procedure was used to limit the standardization to the main dolphin-associated fishing grounds and vessels. Only data for 1°x1° sampling cells north of 5°N with at least 30 years of data during 1985-2019 were included, and only vessels that made at least 75% of their sets on dolphin-associated tunas during at least 10 of 18 years of data coverage were selected. The 52 selected vessels were classified as “dolphin-associated vessels”, and their data were used to obtain the index (Appendix 1, Figure A1).

2.3.2 Standardization procedure

The standardization of the catch and effort data was conducted using the R library VAST (version 3.0.0) (Thorson and Barnett 2017, Xu *et al.* 2019, Maunder *et al.* 2020b). VAST fits a delta-generalized linear mixed-effects spatiotemporal model to data. It models separately the encounter probability and positive catch rate, which are assumed to have a logit and log link, respectively, and combines the results to produce the final estimates. There are several advantages of using mixed-effects spatiotemporal models over the fixed-effects generalized linear models conventionally used in CPUE standardization. First, the estimation of spatiotemporal correlations allows for the prediction of catch rates in unfished locations based on the information from neighboring areas/times. Second, the uncertainty estimates take into consideration the spatial coverage and sample size. Third, the final estimates are naturally weighted by the area related to each knot in the spatial domain, rather than by the sample size. Both the encounter probability and the catch rates are modeled with linear predictors that include an intercept term (year-quarter effect), vessel effects on catchability and spatial effect (Xu *et al.* 2019). The spatial effect is represented by a mesh of 200 knots. The model converged (gradient = 0.0004) with a positive definite Hessian.

The index shows four noticeable periods (Figures 3 and 4):

1. 1984-2000: high abundance, with a spike in 1996
2. 2001-mid-2003: marked increase in abundance
3. Mid-2003-early 2015: decreased abundance
4. Early 2015-2019: lower abundance

The lower spatial coverage and sample size in the early years (Figure 4) resulted in a higher coefficient of variation (CV) for those years.

2.4 Size-composition data

2.4.1 Fisheries

2.4.1.1 Purse-seine

The length-frequency data for the purse-seine fisheries are obtained through the sampling program conducted by IATTC personnel at ports of landing in Ecuador, Mexico, Panama, and Venezuela. The ancillary information available in the port-sampling database is determined by the governing protocol (Tomlinson 2002, Suter 2010), which specifies the strata from which samples are collected: fish-carrying capacity of the vessel, type of set (DEL, NOA, OBJ), month and area of catch (13 areas; see Figure 1 in [WSBET-02-06](#)). Wells are the primary sampling unit within a stratum, with unequal numbers of wells sampled per stratum, and fish within a well are the secondary sampling unit. Sampling at both stages is largely opportunistic, except that a well is sampled only if all the catch within it came from the same stratum. This restriction can result in sets with large catches predominating in the samples (Lennert-Cody and Tomlinson 2010). More than one well may be sampled per vessel if the catch in the other wells comes from different strata, but typically only one or two wells per trip are sampled. For large and small purse-seine vessels, about 50%-60% and 10-20% of trips, respectively, have typically been sampled per year, for a total of over 800 wells sampled in most years (IATTC 2010a; Vogel 2014). The sampling coverage in terms of percentage of the catch is lower (SAC-02-10). The sampling areas were designed for yellowfin prior to the development of the fishery on FADs. Since 2000, both the 5° cell and the sampling area have been recorded for almost all samples (Lennert-Cody *et al.* 2012); the 5° cell has been recovered for many samples prior to 2000. Ideally, 50 fish of each species in the sampled well were measured, and since 2000 samplers alternate between counting fish by species and measuring fish for length. The protocol varies to some extent with the set type associated with the catch in the well and with the species composition of the catch in the well, as recorded by the observer or in the vessel's logbook. More details on the port sampling program can be found in the Appendix of Suter (2010) and in [WSBET-02-06](#).

As with the species composition, the size composition of the catch, in numbers of fish by 1-cm length interval, is estimated by stratum and then aggregated across strata to obtain quarterly estimates for each fishery. The estimated number of fish are then converted to proportion of fish at length for the assessment. The estimated numbers at length are obtained by multiplying the well-level estimates of the proportion at length, combined across sampled wells, by the estimated total catch in numbers for the species in the stratum. Since 2000, the well estimates of proportions at length make use of both the species counts and the length-measurement data. Details of the estimators can be found in [WSBET-02-06](#).

The pole-and-line fishery and purse-seine fisheries on floating objects catch the smallest fish (Figures 5A and 5B), and the longline fisheries and dolphin-associated purse-seine fishery catch the largest fish. The average size of the fish caught by the purse-seine fisheries shows trends over time (Figure 5B). The sample sizes for the dolphin-associated purse-seine fisheries has been slightly decreasing over time, while those for the floating object fisheries have increase steadily since the mid-1990s.

2.4.1.2 Palangre

The length-composition data for longline fisheries were used in preliminary models runs to obtain the best fit for the asymptotic selectivity of the longline fisheries. All models composing the reference set (see section 4. Reference models) were not fitted to these data because of the potential spatial structure of the yellowfin tuna population in the EPO and the focus of the assessment is on the portion of the population exploited by the purse-seine fishery.

The length-composition data for longline fisheries in this assessment are based on 1) new monthly $1^\circ \times 1^\circ$ length-frequency data for the Japanese commercial fleet; 2) new monthly $1^\circ \times 1^\circ$ catch and effort data for individual Japanese commercial vessels; and 3) $5^\circ \times 5^\circ$ quarterly longline catch data reported by CPCs. The length-composition data should be representative of all longline catches, so the monthly $1^\circ \times 1^\circ$ length-frequency observations are raised to the fishery catch in a quarterly $5^\circ \times 5^\circ$ in the same strata, as follows:

1. Raise monthly Japanese $1^\circ \times 1^\circ$ length-frequency data (with 1 or 2 cm resolution) to total Japanese catch in the same strata;
2. Aggregate the raised data from step 1 to quarterly $5^\circ \times 5^\circ$ catch;
3. Raise the aggregated length-frequencies from step 2 to the total catch of all CPCs in the same strata;
4. Aggregate the raised length-frequencies from step 3 in the longline fisheries 29-35 in Table 1.

The length compositions, from 20 cm to 198+ cm, are aggregated at 2-cm intervals, and their input sample sizes are computed as the total number of fish sampled divided by 100. The input sample sizes for every longline fishery have decreased continuously since the mid-1990s. and reached very low values in most recent quarters due to the decline in the catches by the Japanese fleet and the switch in sampling strategy from crew samplers to on-board observers, and fewer fish have been sampled.

2.4.2 Survey

The length frequencies of yellowfin associated with the index of abundance (“survey”) were also obtained from the standardization of the data from the dolphin-associated purse-seine fishery using VAST, with the inclusion of a multivariate response variable (Thorson and Haltuch 2018, Maunder *et al.* 2020b). The data used were the length frequencies collected by the port-sampling program. The length frequencies, raised to the well catch, were aggregated by quarter, 5° cell and set type. The aggregated data were raised to the catch in a stratum using data from the observer and logbook databases. Strata were defined as quarter- 5° cell combinations. The vessel and spatial cell selection criterion was the same as the CPUE. The multivariate response variable was length-specific catch rate (in ton day⁻¹ fished). The length frequency classes were defined by 10 cm intervals, from 20 to 190 cm.

The standardization model treats the encounter probability and positive catch rate separately, with logit and log links, respectively. The linear predictors are spatial and the temporal (year-quarter) components. The spatial component is represented by 30 spatial knots (that aggregate the 5° cells to improve computational efficiency). The sum of the indices by length class were similar to the overall index (section 2.3), indicating that the standardized length frequencies are a good representation of the length classes represented in the index of abundance. The model converged (gradient = 0.000006) with a positive definite Hessian.

The classes with largest frequencies ranged from 40 to 160 cm (Figure 6) with most lengths between 70 and 120 cm, except in two periods: 1) 2002-2007, when an increase in the proportion of small fish (<70 cm) was maintained for several consecutive quarters; 2) 2015-2019, when the proportion of large fish (>120cm) increased (Figure 6).

2.5 Conditional age-at-length

Age and length data (Wild 1986) were used to provide information when growth is estimated in the stock assessment model. Wild's data consist of ages, based on counts of daily increments in otoliths, and lengths for 196 fish collected between 1977 and 1979. The sampling was conducted by collecting 15 fish in each 10-cm interval in the length range of 30 to 170 cm. For the largest size ranges, Wild was unable to complete the sample size of 15 fish, due to the scarcity of fish of those sizes or unreadability of the otoliths (Wild 1986). The daily periodicity of the rings has been validated for fish from 25 to 146 cm (Wild and Foreman, Yamanaka 1990, Wild *et al* 1995) and in larvae up to 16 days after hatching (3-7 mm standard length) (Wexler *et al.* 2001). The maximum age obtained was 4 years (Wild 1986). The age and length data were included as frequencies of ages (in quarters) conditional on length (10-cm class) and not disaggregated by sex, coming from the year 1985 and F18, a dolphin-associated purse-seine fishery that catches fish of a wide range of sizes (Figure 5A), in the models that estimate growth parameters. Figure 7 shows the age frequency conditional on length class and the fixed assumption for growth (see 3.1.1).

3. ASSUMPTIONS AND PARAMETERS

An integrated statistical age-structured stock assessment modelling framework was used to carry out the benchmark assessment of yellowfin tuna in the EPO for 2019 (*Stock Synthesis* Version V3.30.15;_2020_03_26, Methot and Wetzel 2013). Two subsequent unreleased versions (V3.30.15.03-opt and V3.30.15.04-safe, provided by Rick Methot, NOAA Fisheries) were used to estimate the variability of $F_{current}/F_{MSY}$, $F_{current}/F_{LIMIT}$ and dynamic S_0 . Francis weights, recruitment deviation bias corrections and other auxiliary quantities and graphs were computed using the *R* library *r4ss* (version 1.38.0), the set of packages from *tidyverse* (1.3.0) and original code available from the IATTC repository [IATTCassessment](#).

The model period is 1984-2019. The start year differs from the previous stock assessments, which started in 1975, because data from the purse-seine fishery before 1984 with spatial information necessary to standardize the index and length frequencies are limited. The time step of the model is a quarter, 30 age classes are defined, from 0 quarters to 29+ quarters (7.25 years). The population size structure was defined in 2-cm intervals from 2 to 200+ cm. The model is structured by sex, with sex-specific natural mortality. The size compositions are defined using 2-cm intervals, from 20 to 198+ cm, for the fisheries, and 10-cm intervals, from 20 to 190 cm, for the 'survey'. The models are fitted to catches (with high precision), relative abundance indices, and size composition data. Models that estimated growth were also fitted to conditional age-at-length data. The observed total catches were assumed to be unbiased and relatively precise and were fitted assuming a lognormal error distribution with standard error (SE) of 0.01.

3.1 Biological and demographic information

3.1.1 Growth

The average length-at-age is assumed to follow a Schnute-Richards curve (Richards 1959; Schnute 1981) reparameterized with L_1 , L_2 , a_1 , a_2 as implemented in *Stock Synthesis* (Methot and Wetzel 2013,):

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

where a_1 is the first age at which the growth follows this curve (zero quarters), and L_1 is the corresponding mean size at that age. L_2 is the average size of fish of age a_2 (29 quarters) K is the growth rate, and b influences the shape of the growth curve.

There is uncertainty in the estimates of growth of yellowfin in the EPO. Wild (1986) estimated an asymptotic length (L_∞) of 188.2 cm, using a Richards curve fitted to otolith age-length data. This estimate, however, is an extrapolation well beyond the maximum age of 4 years in Wild's (1986) study. The limited tagging data available, reliable but restricted in their spatial and temporal distribution, are consistent with

an L_2 of about 172 cm.

Maunder and Aires-da-Silva (2009) estimated the growth within the stock assessment model, these parameter estimates have been used in previous assessment and are used in this assessment, in models that assumed fixed growth. The fixed parameter values are: $L_1 = 18.3686$, $L_2 = 182.307$, $a_1 = 0$ quarters, $a_2 = 29$ quarters, $K = 0.19228628$ quarter⁻¹ $b = -0.542255$.

Misfit of the length-composition data (mainly to the fishery with asymptotic selectivity, F19) from preliminary runs assuming fixed growth indicates that the assumed growth function may not represent growth for the core of the exploited population. Given the uncertainty in the estimates of growth, models were included in the reference set that estimate growth while fitting to the conditional age-at-length data.

The variability of size at age may also be important, as this will determine what sizes are plausible in the population. This assessment assumes a coefficient of variation of 7.5% length at age. This value was set as a compromise between the former stock assessment assumption of 10%, which was considered too high during the external review, and the assumption of 5% used in research models presented at that review, which was considered too low. Figure 7 shows the fixed growth curve and the variability assumption; 95% of five-year-old fish (20 quarters) are between 144 and 193 cm, and 95% of the 7.25-year-olds (a_2) are between 155 and 209 cm.

The weight at age w_a is obtained by replacing the average length at age L_a in the length-weight equation for yellowfin tuna in the EPO (Wild 1986):

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

3.1.2 Natural mortality (M)

For this assessment, as in previous assessments, it is assumed that, as yellowfin grow older, the natural mortality rate (M) changes (Maunder and Aires-da-Silva 2012). Males and females are treated separately in this assessment, and M differs between males and females (Figure 8). The highest M is at age 0, then declines almost linearly until the fish are 10 quarters old, then increases again for females. These values were estimated by fitting to sex ratio-at-length data (Schaefer 1998), considering the values with those estimated for yellowfin in the western and central Pacific Ocean (Hampton 2000; Hampton and Fournier 2001). Maunder and Watters (2001) describe in detail how the age-specific M schedule for yellowfin in the EPO was determined.

The assumed level of M for age 0 has no impact on the assessment results. Recruitment occurs at age 0 in the assessment model. Age 0 is used for convenience, and the assumed M for ages not vulnerable to the fisheries is not intended to represent the actual M , and only arbitrarily scales the recruitment at age 0.

3.1.3 Reproductive biology and recruitment

Yellowfin can spawn almost every day if the water temperatures are in the range of 24 to 30°C, resulting in spawning year-round in lower latitudes and in the summer in higher latitudes (Nishikawa *et al.*, 1985; Schaefer 1998; Itano 2000). An “index” of total egg production (fecundity; O_t^F), rather than spawning biomass (S), is used in the assessment, nevertheless those two notations are used interchangeably. This is obtained from the reproductive biology study by Schaefer (1998) (Figure 9). The fecundity O_t^F at time t at age a is given by:

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

where p_a is the proportion of mature females at age a , f_a is the batch fecundity (the number of migratory-nucleus or hydrated oocytes in an ovary) at age a , d_a is the fraction of females spawning per day at age a . To obtain the p_a , f_a , and d_a , from those quantities estimated at length by Schaefer (1998), the average

length at age (Maunder and Aires-da-Silva 2009) was used in the equations below.

The proportion of mature females at length p_L is:

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

where L is the fork length in centimeters.

The batch fecundity for a female of fork length L (in millimeters) is:

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

The fraction of females spawning per day d_L at fork length L (in centimeters) is:

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

Four recruitments are estimated in a year. Recruitment (age-0 fish) is assumed to follow a Beverton and Holt (1957) stock-recruitment curve. The Beverton-Holt curve is parameterized so that the relationship between spawning biomass (fecundity in this assessment) and recruitment is determined by the average recruitment produced by an unexploited population (virgin recruitment) and steepness (h). Steepness is defined as the proportion of the virgin recruitment that a population produces when reduced to 20% of its virgin state. A steepness of 1.0 implies that the stock may produce recruitments equal to the virgin level, on average, at all levels of spawning biomass, while a steepness of 0.7 indicates that when a stock is at 20% of its virgin spawning biomass, only 70% of the virgin recruitment is produced, on average.

Steepness is a key parameter of a stock assessment, but it is problematic to estimate (Lee *et al.* 2012). For tunas, there is little evidence for any particular value. In previous assessments the base-case model had the assumption of $h = 1$. This assessment incorporates the uncertainty in steepness by including four hypotheses in the reference models, $h = 0.7, 0.8, 0.9$, or 1.0 .

The recruitment is assumed to vary lognormally around the stock recruitment curve with a standard deviation of 1 on the logarithm of the recruitment deviations. The variability of the recruitments is constrained by a penalty added to objective function. The recruitments are corrected so that the expected values are unbiased. The bias correction is computed using the method of Methot and Taylor (2011).

3.1.4 Movement and stock structure

Yellowfin is widely distributed in the tropical and subtropical waters of the Pacific Ocean. Yellowfin are found principally in the mixed layer at temperatures between 20°C and 30°C but may perform “bounce” dives below the thermocline for foraging during the day (Schaefer *et al.* 2007). Juveniles and small fish may aggregate around floating objects while older fish may be found associated with several species of dolphins. Although considered a highly migratory species, the tagging studies done in the EPO have indicated that yellowfin tuna move in restricted areas mostly within 1000 nautical miles of their tagging locations (Fink and Bayliff, 1970; Bayliff, 1979, 1984, Schaefer *et al.*, 2011; Schaefer *et al.*, 2014). However, the evidence from tagging data is not enough to support neither complete mixing nor spatial (Joseph *et al.* 1964, Schaefer 2009). Genomic studies are promising in detecting stock structure, and in the Pacific Ocean some genomic evidence for heterogeneous structure exists (Grewe *et al.* 2015, Pecoraro *et al.* 2018). No such study has been done within the EPO. While yellowfin tuna in the EPO may be composed of spatially disaggregated units (Schaefer, 2009) the available data is insufficient to estimate movement rates or assist in the delimitation of these units. For this assessment, as in previous assessments, it is assumed that there is a single stock of yellowfin tuna in the EPO.

3.2 Fisheries dynamics

3.2.1 Initial conditions

The model is assumed to start from a non-virgin (fished) equilibrium state, with R_{init} , the initial recruitment as an offset of the virgin recruitment, and F_{init} , the initial fishing mortality, being estimated, with no penalty associated with initial equilibrium catches. F_{init} was assumed to correspond to fishery F16, the purse-seine fishery on dolphins in the NE area. This fishery was chosen because it catches a wide range of sizes, thus it could best represent the equilibrium fishing mortality at age for the stock. Additionally, 16 recruitment (quarter) deviations before the start of the model initial quarter are estimated.

3.2.2 Selectivity

The selectivity was modelled as a function of length and age, except for the “discard” fisheries, for which only selectivity at age was assumed (fixed at 1 for ages 1 to 3 quarters, and 0 for the other ages). For all other fleets, the selectivity at age was fixed to be 1 for all ages, except for age zero, which had selectivity of zero.

Selectivity curves at size were assumed to be dome-shaped for most fleets and were modeled initially using double-normal functions. The preliminary fits to the double-normal function were unsatisfactory and indicated that more flexible selectivity functions should be used. The need for more complex and flexible shapes for selectivity may be because the selectivity encompasses not only the gear selection pattern but also the spatial-temporal availability of fish of different sizes. It is likely that seasonal patterns are present because of oceanographic conditions or movement, and those will be absorbed in the selectivity curves. Therefore, selectivity curves based on cubic splines were adopted (Table 2). The cubic splines' number and location of nodes was initially obtained by fitting spline functions to the “empirical” selectivity (the ratio of the number of fish by length class in the catches to the corresponding number in the population obtained from preliminary population models that assume double-normal selectivity.. The fits were done using an external fit in *R* (library [freeknotsplines](#)). Initial fitting was performed with the suggested spline configurations and then fine tuning was done. A node at the beginning and another at the end of the size distribution for the fleet was always included to avoid extreme changes in selectivity at the tails of the distribution. The parameter for one of the splines nodes was fixed at an arbitrary value and the values for the other nodes were estimated relative to that fixed parameter within the assessment models.

The selectivity for the longline fisheries were assumed to be asymptotic and fixed to values estimated in preliminary runs. The selectivity for the purse-seine fisheries south of 5°N were set equal to those of the longline fisheries. The composition data for those fisheries were not fit in the reference models, only in the preliminary runs. The selectivity for the longline fisheries in weight was assumed to be the same as that of the corresponding fishery in number.

The basic assumption is that selectivity is time-invariant. There are two periods that seem to depart from this assumption (Figures 5B and 6). The first period was during, and for some quarters after, the peak in the index of abundance in about 2002 (Figure 3). The second period occurred in recent years, since about 2015, when the average size of yellowfin in this fishery was higher. Because the standardize size compositions associated with the index (Figure 6) are derived from dolphin-associated data, those changes in average size are also seen in the index. These uncertainties regarding selectivity were addressed in some of the reference models.

The dolphin-associated purse-seine fishery that catches the largest yellowfin in the core area (F19) was chosen as the fishery with asymptotic selectivity whose length-composition data were included in the objective function. Models with asymptotic selectivity had poor fits to these data. To improve the fit, an alternative hypothesis that this fishery has dome-shaped selectivity was also considered in some of the

reference models.

3.3 Data weighting

Likelihood functions encompass not only the sampling (observation) variability, but also model misspecification and unmodelled process variability. Therefore, the CVs of the index of abundance are set equal to the CVs estimated from the standardization model plus a constant added so that the average CV for a range of years is 0.15 (the average CV for the whole time series about 0.18).

The size-composition data were assumed to have multinomial distributions, with the variance proportional to the sample size. The input sample size for the purse-seine fisheries was equal to the number of wells sampled. The number of fish sampled within a well cannot be used to represent the sample size because fish stored in the same well may come from the same school and thus not be independent samples, and their sizes may be highly correlated (Pennington *et al.* 2002). For the preliminary model runs used to estimate the selectivity of the longline fisheries, the length frequency of the longline fishery was used and the sample size was set equal to the number of fish/100. The Francis method for weighting the size composition data was used (TA1.8 in Francis 2011). A preliminary run was conducted with weighting equal 1 and reweighting factors ("Francis weights") were computed based on how well the model fitted the size length composition data (Table 2). In addition to that, all length compositions with multimodal distributions were further downweighted by multiplying the Francis weights by 0.5, since it is likely that the multimodal distributions result from processes not modelled explicitly (e.g. movement). Similarly, to the index of abundance, the length composition likelihood will also absorb model misspecification and unmodelled process variability. The adjusted sample sizes are shown in Figure 5C.

3.4 Model diagnostics

A suite of approaches was used as diagnostics to determine whether a model fits the data well and is correctly specified:

Index of abundance: The root-mean-square error (RMSE) of the residuals was compared to the input CV to evaluate how well the reference models fit the index of abundance and to evaluate the validity of the variability assumption. The residuals are inspected for trends or patterns that may indicate model misspecification.

Size composition data: Predicted and empirical selectivity curves for every fishery that has composition data were compared. The empirical selectivity of a fishery is defined as the average observed catch at length from the fishery divided by the average predicted population number at length. The empirical selectivity was scaled to a maximum value of 1, unless noted otherwise. If the assessment model fits a fishery's composition well, the two selectivity curves should be similar. The residuals of the length composition data were inspected for trends over time and across length classes. The effective sample size (McAllister and Ianelli, 1997) implied by the model fit was compared to the input sample size. The effective sample size is the size of the random sample needed, on average, to achieve a fit that is as good as the fit to the composition vector (Methot and Wetzel 2013). The better the fit, the larger the effective sample size. It should be noted that the method of McAllister and Ianelli (1997) generally overestimates the effective sample size due to unaccounted correlations in residuals, but relative patterns among fisheries and over time should be well represented.

Integrated model diagnostics: Age-structured production models (Maunder and Piner 2015), catch-curve analysis (Carvalho *et al* 2017), likelihood profile on the global scaling parameter (Lee *et al* 2014, Wang *et al* 2014) and retrospective analyses (Mohn 1999, Hurtado-Ferro *et al* 2015) were used to detect model misspecification, influence of different data sets, and other potential issues with the models (Appendix 2).

4. REFERENCE MODELS

This benchmark assessment is the basis for a risk analysis that addresses the uncertainties about several assumptions and explicitly includes uncertainty in the evaluation of stock status and formulation of management advice (SAC-11-08).

The first step to apply the risk analysis framework (SAC-11 INF-F, Maunder *et al.* 2020a) is to list the unresolved issues and uncertainties that need to be accounted for in the management advice. Then several hypotheses are formulated that represent different states of nature that may resolve these issues or represent the uncertainties, and these are arranged in a hierarchy. The most encompassing hypotheses (overarching hypotheses) are at the top of the hierarchy, then other levels unfold nested under the upper levels. The main issues and uncertainties when assessing the stock status of yellowfin tuna include: a) spatial structure; b) inconsistencies between the indices of abundance based on CPUE from the dolphin-associated purse-seine fishery and that based on CPUE from the longline fishery; c) inability of the model to fit the high values in the indices of abundance; d) and misfit to the composition data for the fishery that is assumed to have asymptotic selectivity.

The set of overarching hypotheses (Level 1, Figure 10a) addresses the issue of spatial structure. Although there is some evidence of the existence of northern and southern stocks, the divisions are not clear and mixing between the two potential stocks may be episodic, or the magnitude may vary from year to year. The overarching hypotheses formulated for the spatial structure of yellowfin tuna in the EPO were “High mixing”, “Episodic/high variability mixing”, and “Negligible mixing”. The “High mixing” overarching hypothesis is represented by single-stock models similar to previous assessments. The “Episodic/high variability mixing” overarching hypothesis is represented by single-stock models that are driven by the north or the southern stock data. This means that the model is fitted to data for the north (south) and the selectivity for the fisheries in the south (north) is fixed. The “Negligible mixing” hypothesis is represented by two independent assessments, one for the north and one for the south. Many of these models were developed for the yellowfin tuna [review](#) and this informed the decision to eliminate all hypotheses except the “High mixing” hypothesis from the risk analysis to make it practical to implement. This assessment thus focuses on the hypotheses nested within the overarching “High mixing” hypothesis (Figure 10b).

Under the “High mixing” hypothesis are hypotheses that address the misfit to the index of abundance and the changes in selectivity (Level 2A, Figure 10b), and the misfit to the length-composition data for the fishery with asymptotic selectivity (Level 2B). Models representing different steepness scenarios are added as a third level in the hierarchy (Level 3).

The four hypotheses at Level 2A that address issues with the index misfit and changes in selectivity (and the models used to implement them) are:

Index is proportional to abundance (BASE): This hypothesis is most similar to that of previous assessments of yellowfin tuna in the EPO. The BASE model is the basis for all the other models. This hypothesis assumes that the index is proportional to abundance for the whole time period.

Density dependent catchability (DDQ): This hypothesis postulates that the abundance and the index are non-linearly related. The DDQ model estimates a coefficient c that determines how the catchability is influenced by abundance. It is hypothesized that during periods of high abundance the purse seine fleet that fishes on yellowfin associated with dolphins can more efficiently catch yellowfin tuna and this will allow the models to better fit the high index observations (hyper-depletion, $c > 0$, Methot *et al.* 2020).

Time block in the middle (TBM): During the period of peak index values and shortly after, the fishery associated with dolphins catches smaller yellowfin on average. This hypothesis assumes It is hypothesized that: (a) the purse seine fleet that fishes on yellowfin associated with dolphins can more efficiently catch yellowfin tuna during that period and this will allow the model to better fit the high index observations,

but assumes that at other times this is not the case; and (b) if catchability changes, selectivity is also likely to change. The TBM model estimates a block in catchability and selectivity of the index during the period when there are peak values.

Time block at the end (TBE): This hypothesis postulates that catchability and selectivity changed for the survey and some fisheries during the later period when the size of fish caught by the purse seine fishery associated with dolphins is higher on average. The TBE model estimates a block in selectivity and catchability starting in 2015.

There are three hypotheses at Level 2B that address the misfit to the length composition data:

Fixed growth (BASE): It represents the null hypothesis that growth is well described using the fixed parameters. The model is the same as in 2A.

Estimate growth (GRO): The fixed value used for asymptotic length is higher than largest length from the limited tagging data, but is somewhat consistent with the otolith data (although old fish cannot be aged using the daily increment method). The otolith data comes from before the assessment period and the tagging data is limited in its spatial and temporal distribution. This hypothesis postulates that estimation of growth within the stock assessment model may be appropriate and may allow a better fit of the model to the length composition data for the fishery with asymptotic selectivity. The GRO model also fits to the conditional age-at-length data to inform the estimates of growth.

Dome-shape selectivity (DS): This hypothesis postulates that the selectivity to be dome shape for the main purse seine fishery on yellowfin associated with dolphins. The DS model estimates the parameters of the double normal selectivity curve. This assumption may allow the model to fit the length composition data better.

The combination of these hypotheses comprises the configurations that compose the 12 reference models for the assessment of yellowfin tuna in the EPO (Table 3), each with four assumption for the steepness of stock-recruitment function (h equal to 0.7, 0.8, 0.9, and 1.0), for a total of 48 models.

5. RESULTS

5.1 Model diagnostics

5.1.1 Model convergence

All the 48 model for yellowfin converged (produced positive definite Hessian matrices); 28 had small maximum gradients (< 0.001), and eight (TBM.DS and TBM.GRO, for all four steepness values) had large maximum gradients (> 1) (Table 4).

5.1.2 Fit to purse-seine indices of abundance

The RMSE and the negative log-likelihood (NLL) of the purse-seine index of abundance are used to evaluate how well the models fit that data (Table 5, Figure 11). Small values for both RMSE and NLL suggest the assessment fits the data well. The models that best fit the index of abundance were those with the assumption of density-dependent catchability (DDQ), followed by those with the time-block in the middle of the series (TBM) (Figure 11 and Figure A3). Of those, the models that best fit the index and had less residual patterns (Figure A3) were the ones that estimated growth (DDQ.GRO). Changing the steepness did not improve the fit; within a configuration, the models with different steepness fit the index about the same.

The model configurations that showed fewer residual patterns over time were those that assumed a non-linear relationship between the index of abundance and its vulnerable biomass (DDQ, DDQ.GRO and DDQ.DS) (Figure A3). They were followed by the models with a time-block in the middle of the period (TBM, TBM.GRO, TBM.DS). A seasonal pattern was present in the residuals of all models, with positive

residuals in quarters 1 and 2 and negative residuals in quarters 3 and 4 (Figure A4).

5.1.3 Fits to length-frequency data

The results of this section focus on the model with steepness of 1 because the fit of models with the same configuration, except for the steepness assumption, fit the composition data almost identically, with at most one negative log-likelihood unit of difference (Table 6).

For all fisheries and for the survey, the average effective sample size (based on McAllister and Ianelli 1997) is about 5 to 20 times larger than the input adjusted sample size (Appendix 3, Table A1). As expected, the survey length frequencies are fit best by models that have blocks in selectivity. The fit of different model configurations to the length-frequency composition is very similar for all but three fisheries: F3, F18 and F19. F19 has the asymptotic selectivity assumption in three of the models, dome-shaped in three models, and blocks of selectivity (asymptotic and dome-shaped) in six models. The models that fit this data best are TBM.DS. F18 is one of the fisheries with the largest catches during all the assessment time period (Figure 2), and the one that shows an increase in the average size in recent years (Figure 5B). These data are fitted best by the models that consider that the index is non-linearly related to abundance (DDQ, DDQ.DS and DDQ.GRO). Finally, F3 is a floating-object fishery that expanded after the mid-1990s and has a skewed length-frequency distribution towards larger sizes (Figure 5A). The models that fit these data best are those that estimate growth (DDQ.GRO, GRO, TBE.GRO and TBM.GRO).

Another way to visualize how well the models fit the length-composition data is through the empirical selectivity: the two curves should be similar if the model is a good fit to the data. Figure 14 shows this plot for BASE $h = 1$. The fit to most of the length frequency data is similar, except for F19, which is fitted better by the model that assumed dome-shaped selectivity (Figure 15).

Residual plots are shown for the survey, and fisheries F18 and F19 (Figure A5). The negative residuals after 2000 improve using the models with a time block at that time (TBM, TBM.GRO, TBM.DS). The trend towards positive residuals at the end of the time series is reduced by the models that have a time block at the end (TBE, TBE.GRO and TBE.DS). Finally, the trends towards negative residuals for larger sizes for F19 is improved by the models that either used dome-shaped selectivity or estimated growth.

5.1.4 Overall fit

The overall fit was assessed using AIC (*Akaike Information Criterion*). Because some models are also fitted to the conditional age-at-length, the AIC was computed without this component to make it more comparable among models. The comparison is an approximation, however, since the models that do not use the conditional age-at-length are expected to have better AIC scores than the models that use it; this is because the latter models' fit to the data will still be affected by the conditional age-at-length. The models that fit the data best were TBM.DS at any steepness value (Table 6).

5.1.5 Integrated model diagnostics

5.1.5.1 Age-structured production model (ASPM) and catch-curve analyses

The age-structured production models (ASPMs) show different trends to their corresponding reference models (Figures A6-A8). The ASPM for all models starts from a depleted state, then increases to two to three times the virgin biomass, and stabilizes at a spawning biomass ratio (SBR; the ratio of the spawning biomass to the virgin spawning biomass) of 1 during 1990-2019. ASPMs that estimate recruitment deviations (ASPM-R) show population trajectory trends that are more similar to the reference model but at a much lower SBR. Only the ASPM-Rs with density-dependent catchability (DDQ) configurations (DDQ, DDQ.GRO and DDQ.DS) have a positive definite Hessian. Of these, only the DDQ configuration, however, has confidence intervals that overlap with the reference model. These results indicate that information on relative recruitment over time is needed to extract absolute abundance information from the

abundance index.

The catch-curve analyses (CCAs) are aligned with reference models in several periods (Figure A7). Both the CCA based on the standardized length composition corresponding to the index of abundance and the CCA based on the fisheries length compositions show similar results. For BASE, TBM and GRO, the beginning of the series is markedly different for the reference models and the CCAs. The implied index of abundance for the CCAs also shows that, for an index to follow the same pattern that the CCAs are inferring, it should be stable throughout the period, but with large interannual variations (Figure A8). This, in addition to the ASPM results above, indicates that the scale of the models is highly influenced by the composition data, but the index of abundance is needed to inform or constrain the temporal variation and trends.

Dissimilar trajectories of the CCA and the integrated models indicate model misspecifications (Figure A7). The discrepancies observed in the BASE model around 2000 and after 2015 are solved by the TBM and TBE configurations. The DDQ reference models have better overall match with the CCAs. This indicates that the length-composition data and the index tend to support similar trajectories when either the index is assumed to have a non-linear relationship with the vulnerable biomass or when there is a block of catchability and selectivity for the index and the main fisheries (F18 and F19).

Some assumptions seem key to solving model misspecification, while others have no effect: the dome-shape selectivity assumption and the change in catchability seem key, while estimating growth is not important. The TBE and the DS reference models have better correspondence with the CCAs except in 2001-2007, when the CCA predicts smaller biomass than the reference models, and around 2010, when the CCA predicts larger biomass (Figure A7). The TBM solves the 2001-2007 discrepancies. The models that estimate growth have similar patterns to those with fixed growth (and identical otherwise). This indicates that understanding the changes in fisheries strategies (e.g. gear, search behavior, market demands for larger fish) are a central part for assessing the yellowfin tuna population.

5.1.5.2 Likelihood profile on R_0

This diagnostic is helpful in determining the relative importance of different data components on the estimates. The likelihood profile on R_0 (in log scale) indicates that the results for all reference models are driven by the length composition data, except for GRO and TBE.GRO (Figure A9). For TBM, and to some extent for TBM.GRO, although the length composition data is the most influential component, it is not in contradiction with the index of abundance. This means that including a time-block when the index indicates large abundance may resolve some model misspecification.

5.1.5.3 Retrospective analyses

The retrospective analyses show the behavior of the models when new data are added. Two model configurations showed instabilities when years of data were sequentially removed (DDQ.DS for both SBR and F , and TBM.DS, for F) (Figures A10 and A11). These issues were not resolved even after several attempts to start the model fits from different starting value. The other model configurations that treated the index as one continuous series linearly related to the biomass (BASE, GRO and DS) showed retrospective pattern, both in the spawning biomass ratio and in the fishing mortality. The other models show no important changes in the results by sequentially removing data for the terminal years, indicating that addressing misspecifications in the observation model for the index of abundance, and in the selectivities for the main fleets and survey, improves the robustness of the models.

The previous assessment was not considered reliable for management advice because it was too sensitive to the addition of new abundance index data from the longline fishery (SAC-10-INF-F). These data are no longer used in the assessment and this may be why most models are now not over-sensitive to new data.

5.1.6 Parameter estimates

5.1.6.1 Initial conditions

All models estimate that the population starts from a depleted state in 1984 (spawning biomass ranging from 14% to 72% of unexploited).

5.1.6.2 Selectivity

In general, estimated selectivities follow the empirical selectivities well (Figure A12), except for fishery F19, for which the fit depends on the model assumptions. Differences in the selectivity of F19 occurs primarily at large sizes (Figure 12). When assuming asymptotic selectivity, the selectivity at sizes >100 cm is estimated to be 1. In comparison, when assuming dome-shaped selectivity, selectivity is estimated to reach the peak (*i.e.*, 1) at around 100 cm before dropping to a final (at L_2) level of about zero (DS runs). The runs that estimate growth predict no or a very low proportion of large fish (>175cm). The models with a time block at the end (TBE) have better correspondence between the estimated selectivity for smaller sizes and the empirical selectivity. This is because during most of the period (1984-2014) the selectivity is dome-shaped (Figure 14). Fit is improved by the models that either used dome-shaped selectivity or estimated growth. However, models that estimated growth predicted no fish in size classes that had fish of those sizes in the observations (Figure 13). The TBM models estimated differences in selectivity for small fish in the index of abundance and for large fish in the fisheries. The TBE models estimated a shift towards larger sizes in the selectivity curve of the F19 fishery after 2015, as expected (Figure 13).

5.1.6.3 Catchability and density dependence

The catchability estimates for the index of abundance at the end of the time-series ranged from 86% to 91% of the catchability value for the earlier period, in the models with catchability block at the end (Table 7). The catchability estimates for the index of abundance in the models with block in the middle of the time series are 164% to 182% of the catchability for the rest of the time period, almost doubling the catchability during that period. The density-dependent parameter ranged from 1.7 to 2.1, in the DDQs models.

5.1.6.4 Growth

The estimated growth curves differ in two main ways from the fixed values (Figure 14): L_1 is about 21 cm instead of 18.4 cm, and L_2 (which ranges from 149.4 to 161.9 cm) is smaller than the fixed value (of 182.3 cm) and. Because L_2 is the average size of the oldest fish, and given the assumed CV = 0.075 of variation of length at age, a fish of age 29 quarters as large as 182.4 cm or more might still be found in the population, but with very small probability (for example, about 16 fish in 10,000 would be that large or larger if L_2 = 149.4 cm). Another implication of the estimated growth functions is that fish stop growing at about 4 years of age.

5.2 Stock assessment results

5.2.1 Recruitment

Time series of estimated quarterly age-zero recruits are shown in Figure A13, and the annual recruitment in Figure 15. The recruitment estimates are not sensitive to the value of steepness. All models estimate an initial period of above-average recruitment, culminating in 1999, followed by below-average recruitments. This pattern follows the general trend shown in the index of abundance. All models have an increase in the point estimate of recruitment in the last year, but with a large confidence interval, which is expected since there is not much information in the data about recruitment in the most recent year.

The general patterns vary in their magnitude for the different configurations. For example, the large 1999 recruitment is much larger in the DS model than in the TBM.DS model, where most of the increase in the

index is attributed to a change in catchability, rather than the result of a very strong recruitment. In the TBM.DS model, the 1999 recruitment is comparable to that of 1993. The DDQ models have less pronounced difference between the high and the low recruitment periods, as much of the differences are absorbed in the non-linear relationship between the index and abundance. The DS models have the opposite pattern: recruitment in the high recruitment period is much larger than in the low recruitment period. Models that estimate growth have similar point estimates of recruitment as their fixed counterpart but have an increase in the uncertainty of the estimates, as expected. Assuming a dome-shape selectivity for fishery F19 increased the uncertainty of the recruitment estimates..

Like the recruitment results, spawning biomass estimates are not sensitive to steepness (Figure 16). However, they differ in a key point: the estimate of equilibrium virgin biomass. This translates to differences in the SBRs among the steepness runs (Figure 17): the models with $h = 1$ and $h = 0.7$ have the least depleted and the most depleted series, respectively. All the point estimates of the trajectories with different steepness, however, are within each other's confidence intervals.

All biomass trajectories have declining trends, but they vary in the magnitude of the declines. At one extreme, the TBM, TMB.GRO, and TMB.DS models, which show the most pronounced declines, assume a time-block in the middle of the timeseries (2001-2003) of the index of abundance, which isolates the period of the sudden increase in the abundance index by assuming a different catchability during that time; of these, the model TBM.DS has the largest biomass decline. The models that assume that the increase in the index of abundance in 2001-2003 is real, and not a sudden change in catchability (e.g. BASE, GRO, TBE), estimate lesser declines over time. At the other extreme, the models that assume a non-linear relationship between the index and the biomass (DDQ, DDQ.GRO and DDQ.DS) estimate the least declines. All models show the lowest SBR in mid-2016 and an increasing trend afterwards.

5.2.2 Fishing mortality (F)

Regarding fishing mortality (F), similarities and contrasts among models are also apparent (Figure 18). The main similarities are in the relative magnitude of F between age classes. All models indicate the highest F for fish aged 21+ quarters (5.25+ years), followed by fish aged 11-20 quarters (2.75-5 years). The lowest F at age is on the youngest fish, and is about the same for all models. All models estimate an increase in F for the two oldest age classes over time.

The main difference among models is in the magnitude of F for the oldest age classes. The models with fixed growth have a higher F for fish age 21quarters or more than those that estimate growth or assume dome-shaped selectivity. This is because the fixed-growth models assume that older fish are larger ($L_2 = 182.6$ cm), and therefore, because fish of these sizes are rare in the observations, the fishing mortality must be high. The models that estimate growth explain the scarcity of those large fish in the observations by decreasing the average size of the older fish (L_2) from the fixed value of 182.6 cm to the estimated 149.4 to 161.9 cm, depending on the model, making the proportion of large fish smaller (given the CV of length at age is 7.5%), as seen in the data. The models that assume dome-shape selectivity imply that the reason there are no large fish in the data is because those sizes are not vulnerable to the purse-seine fisheries that operate north of 5°N (the fisheries that provide the length frequency data used to fit the models). The models that estimate a time block in selectivity of both the index and the F19 fishery, from 2015 on (TBE, TBE.GRO and TBE.DS), isolate the period of large increase in sizes with a different selectivity, assume dome-shape selectivity before 2015, thus explaining the lack of large fish in the past by assuming that those fish were not vulnerable to the purse-seine fishery before 2015. It is intriguing that models with a time block in the middle (TBM, TBM.GRO and TBM.DS) estimate the same low fishing mortality as the TBE ones. By using a time block for the index catchability (2001-2003) and selectivity (2002-2007), the TBM models estimate a biomass trajectory analogous to the TBE models, given that the catches are fixed, that translates into similar fishing mortalities.

5.2.3 Fisheries impacts

This analysis compares the impact on the spawning biomass of fisheries that have different selectivities (Wang *et al.* 2009). The impact for each type of fishery was estimated by projecting the population without their catches and obtaining the resulting spawning biomass. The increased spawning biomass in the absence of the catches of those fisheries relative to the current spawning biomass indicates the impact of those fisheries.

All models estimate similar impacts of the different types of fisheries (Figure 19). The longline and the sorted discard fisheries have the smallest impact, while the purse-seine fisheries associated with dolphins have the greatest impact during most of the period. The unassociated fisheries had the second largest impact in the early years, but in the 1990s the impact of the floating-object fisheries started to be noteworthy, and surpassed that of the unassociated fisheries around 2008; in 2018, it surpassed the impact of the purse-seine fisheries associated with dolphins.

5.2.4 Comparison with the previous assessment

One of the main differences between this assessment and the previous one is on its use of the data available. Previous assessments, including the SAC-10 assessment, were fitted to five indices of abundance, one from the longline fishery and four from the purse-seine fisheries. The longline index was based on standardized CPUE from the Japanese fleet. The purse-seine indices were nominal CPUEs and were limited to certain areas of the EPO. The purse-seine and the longline indices had inconsistencies that were considered a major issue for the previous assessments. A new spatio-temporal modeling framework was developed and applied to the CPUE data to create new indices, but the inconsistencies were not resolved. Standardized length frequencies suggest that the two indices may be indexing different groups of fish. The prominent index values in 2001-2003 seems to occur earlier in the longline index and later in the purse-seine index (opposite to what was expected given the growth and selectivity assumptions of the model), were due mainly to the 1998 cohort (of an important El Niño year) in longline fisheries and to the 1999 cohort (of an equally important La Niña year) in purse-seine fisheries. Why these indices tracked those two cohorts differently is still an unresolved issue, a topic for future research. Also, how (or whether) other cohorts of smaller magnitude may be subject to the same phenomenon is unknown. One of the hypotheses is spatial heterogeneity, which is somewhat addressed in the current assessment as the models are fitted to a purse-seine index of abundance for the EPO north of 5°N and also to the length-composition data from the purse-seine fisheries that operate north of 5°N, but not to the data from fisheries in the south.

Results of the current assessment and the previous differ in the uncertainty of the estimates (Figure A14). The uncertainty in the SAC-10 model was very small, due to (a) the limited combinations of parameter values that allowed the model to fit the contradictory information from the indices, and (b) the greater weighting of length-composition data relative to new models, which implement the Francis method of composition data reweighting. The confidence intervals for any model in the current assessment are much wider than the SAC-10 model.

Another important differences between the SAC-10 model and the current assessment are the fishery definitions and the assumed selectivity for each fishery. The fisheries in the current assessment were defined using a regression tree analysis that maximized the differences in size composition among fisheries and minimize the difference within fisheries (in space and time). Then, splines were used to best characterize the selectivity for each fishery. Splines allow more flexibility in the shapes of the selectivity functions than the double-normal functions used for the SAC-10 model. In the current assessment, the mortality at size was characterized by more flexible curves, which changed the F at age. The SAC-10 model estimated higher F -at-age for ages 10 to 21 quarters (Figure 3 in [SAC-10-07](#)), while this assessment estimates that F for fish age 21+ may be as high or higher (Figure 18). All models have a lower F for fish younger than 10

quarters, similar to SAC-10, but even lower than SAC-10, due to a larger number of recruits being estimated in all models. This is also related to selectivity functions of the floating-object fisheries, which include a narrower range of lengths than those in the previous assessment, in, corresponding to better fits to the length frequencies, which translate into some ages not being fully selected to the floating-object fisheries, given the assumption of variability of length at age.

The relative impact of different fisheries estimated in this assessment (Figure 19) is similar to the previous assessment (Figure 4 in [SAC-10-07](#)) as well as the tendency of increase in F . The tendency for an increase in the impact of the floating-object fisheries and the decrease of impact of the unassociated fisheries shown in previous assessments, is also estimated for all models of the reference set from this assessment. The overall F has increased in recent years, similar to what was estimated by the SAC-10 assessment.

6. STOCK STATUS

The stock status of yellowfin tuna in the EPO is assessed by considering calculations based on the spawning biomass and the maximum sustainable yield (MSY). Maintaining tuna stocks at levels capable of producing MSY is the management objective specified by the IATTC Antigua Convention.

6.1 Definition of reference points

Resolution [C-16-02](#) defines target and limit reference points, expressed in terms of spawning biomass (S) and fishing mortality (F), for the tropical tuna species: bigeye, yellowfin, and skipjack. They, and the method used to compute them in this document, are described below, as is the harvest control rule (HCR) that implements them.

6.1.1 Limit reference points

The **spawning biomass limit reference point (S_{LIMIT})** is the threshold value of S that should be avoided because further depletion could endanger the sustainability of the stock. The interim S_{LIMIT} adopted by the IATTC in 2014 is the spawning biomass that produces 50% of the virgin recruitment (R_0) if the stock-recruitment relationship follows the Beverton-Holt function with a steepness (h) of 0.75. This spawning biomass is equal to 0.077 of the equilibrium virgin spawning bio mass (S_0) (Maunder and Deriso 2014 – [SAC-05-14](#)). The HCR requires action be taken if the probability (P) of the spawning biomass at the beginning of 2020 ($S_{current}$) being below S_{LIMIT} is greater than 10%. Thus, to provide management advice, $S_{current}/S_{LIMIT}$, and the probability of $S_{current} < S_{LIMIT}$ (or $P(S_{current}/S_{LIMIT} < 1)$, which is computed by assuming the probability distribution function for the ratio is normal), are reported (Table 8).

The **fishing mortality limit reference point (F_{LIMIT})** is the threshold value of F that should be avoided because fishing more intensively could endanger the sustainability of the stock. The interim F_{LIMIT} adopted by the IATTC in 2014 is the fishing mortality rate that, under equilibrium conditions, maintains the spawning population at S_{LIMIT} . The HCR requires action to be taken if the probability of the average fishing mortality during 2017-2019 ($F_{current}$) being above F_{LIMIT} is greater than 10%. Thus, to provide management advice, $F_{current}/F_{LIMIT}$, and the probability of this ratio being > 1 (by assuming the probability distribution function for the ratio is normal), are reported (Table 8).

6.1.2 Target reference points

The **spawning biomass target reference point** is the level of spawning biomass that should be achieved and maintained. The IATTC adopted S_{MSY} (the spawning biomass that produces the MSY) in 2014 as the target reference point. The HCR requires that actions taken to achieve S_{MSY} have at least a 50% probability of restoring the spawning biomass to the dynamic MSY level (S_{MSY_d}) within five years or two generations. Here, S_{MSY_d} is equal to S_{MSY_d1} , which is derived by projecting the population into the future, assuming historical recruitment and a fishing mortality rate that produces MSY, $F = F_{MSY}$. The value of S_{MSY_d1} used to compute reference points for yellowfin is the mean S for the last four quarters of the projection. To

provide management advice, $S_{current}/S_{MSY_d1}$, and the probability that this ratio is < 1 (by assuming CV is equal to that of $F_{current}/F_{MSY}$), are included (Table 8).

The dynamic MSY (MSY_d) is the sum of the total catches for the last four quarters of the projection.

The **fishing mortality target reference point** is the level of fishing mortality that should be achieved and maintained. The IATTC adopted F_{MSY} (the fishing mortality rate that produces the MSY) in 2014 as the target reference point. Thus, to provide management advice, $F_{current}/F_{MSY}$, and the probability that this ratio is > 1 (by assuming the probability distribution function for the ratio is normal), are reported, as is the inverse of $F_{current}/F_{MSY}$ (the F multiplier) (Table 8).

In the **Kobe plot** (Figure 21), the time series of S_{MSY_d} is computed based on two approximations: S_{MSY_d1} as previously defined, and $S_{MSY_d2} = S_{0_d} (S_{MSY}/S_0)$, where S_{0_d} is the dynamic spawning biomass in the absence of fishing and S_{MSY}/S_0 is the depletion level that, under equilibrium, produces the maximum sustainable yield. (The two approximations are weighted as follows to obtain the trajectory of S_{MSY_d} in the Kobe plot:

$$S_{MSY_d}(t) = (1 - p(t)) S_{MSY_d1}(t) + p(t) S_{MSY_d2}(t) \text{ (Equation 7)}$$

where p increases linearly as a function of year (t) from 0 in the start year to 1 in the end year.

6.1.3 Estimates of stock status

According to the 48 reference models, $S_{current}$ ranged from 49% to 219% S_{MSY_d} (Table 8, Figure 20). The probability that the $S_{current} < S_{MSY_d}$ is 50% or less for 13 of the 48 models. $F_{current}$ ranged from 40% to 168% of F_{MSY} . The probability that $F_{current} > F_{MSY}$ was 50% or more for 14 of the 48 models.

$S_{current}$ ranged from 145% to 345% of S_{LIMIT} . The probability that the spawning biomass at the beginning of 2020 is below S_{LIMIT} ranges from 0 to 2%. The point estimate of $F_{current}$ ranged from 22% to 65% of the F_{LIMIT} . The probability that $F_{current} > F_{LIMIT}$ was estimated to be zero for all models.

Every reference model suggests that a lower steepness value corresponds to more pessimistic estimates of stock status: lower spawning biomass relative to the reference points and higher fishing mortality relative to reference points. However, regardless of what value is assumed for steepness, the BASE models (which assume either fixed growth, a linear relationship between the index of abundance and the vulnerable biomass or no changes in selectivity and asymptotic selectivity for the purse-seine fishery that catches the largest fish), estimate the stock to be below the MSY level ($S < S_{MSY_d}$) and that the fishing mortality was above that level ($F > F_{MSY}$). Conversely, models that assume dome-shaped selectivity for fishery F19 (DS, TBM.DS, TBE.DS, DDQ.DS) estimate the opposite. The stock status at the beginning of 2020 estimated by the remaining models depends on the value assumed for steepness. There is considerable uncertainty associated with those estimates (Figure 20); several models that are in the green quadrant of the Kobe plot (Figure 20) have confidence intervals that include the yellow and red quadrants, implying that those models also provide some support for the hypotheses that the stock is below the MSY level and the fishing mortality is above that level.

All models show a “one-way trip” type of trajectory (Figure 21), gradually moving from high spawning biomass and low fishing mortality to low spawning biomass and high fishing mortality over time (Figure 21). For most models, most of the trajectory stayed in the green quadrant of the Kobe plot. The (equilibrium) MSY and S_{MSY} of yellowfin in the EPO has been stable over time (Figure 22).

The results of all these models are used in a risk analysis ([SAC-11-08](#)) to evaluate the probability of exceeding the reference points specified in the harvest control rule.

7. FUTURE DIRECTIONS

Recommendations of the [external review panel](#), as well as lessons learnt in this benchmark assessment,

will be taken into account in future work. Specifically, the staff plans to focus on:

7.1 Collection of new and updated information

- a. Continue its collection and analysis of purse-seine data (catch, effort, and size-composition)
- b. Continue collaborative work with longline CPCs
- c. Continue tagging and biology studies and analyses

7.2 Refinements to the assessment model and methods

- a. Address uncertainty in spatial/stock structure
- b. Continue research on CPUE and length-frequency standardization methods
- c. Work with purse-seine CPCs to understand changes in fishing strategies to inform selectivity modelling
- d. Continue exploring uncertainty in growth and selectivity
- e. Explore uncertainty in natural mortality
- f. Explore different stock assessment time spans, initial conditions and types of models (monthly/weekly models, depletion models)
- g. Explore other integrated model diagnostics

ACKNOWLEDGEMENTS

Many IATTC and member country staff provided data for the assessment. IATTC staff members, and member country scientists provided advice on the stock assessment, fisheries, and biology of yellowfin tuna. Nick Webb provided editorial assistance and Christine Patnode aided on the figures.

REFERENCES-REFERENCIAS

- Aires-Da-Silva, A., and Maunder, M. N. 2009. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2007 and outlook for the future. [IATTC Stock Assessment Report 9: 3-94](#)
- Bayliff, W.H. 1979. Migrations of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean as determined from tagging experiments initiated during 1968-1974. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 17: 445-506.
- Bayliff, W.H. 1979. Migrations of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean as determined from tagging experiments initiated during 1968-1974. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 17: 445-506.
- Bayliff, W.H. 1984. Migrations of yellowfin and skipjack tuna released in the central portion of the eastern Pacific Ocean, as determined by tagging experiments. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Intern. Rep.* 18: 107 p
- Beverton, R.J., and Holt, S.J. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. Fisheries Investigation Series 2, volume 19, UK Ministry of Agriculture, Fisheries, and Food, London, UK.
- Carvalho, F., Punt, A.E., Chang, Y.-J., Maunder, M.N., and Piner, K.R. 2017. Can diagnostic tests help identify model misspecification in integrated stock assessments? *Fisheries Research* **192**: 28-40.
- Estes, D. H. 1983. Shio-Japanese pioneers in San Diego's Fishery. In: *Boat and Ship building in San Diego; 11th Annual Cabrillo Festival Historic Seminar*. San Diego California, Cabrillo Historical Association. 1: 25-43
- Fink, B.D. and W.H. Bayliff. 1970. Migrations of yellowfin and skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean as determined by tagging experiments, 1952-1964. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 15: 1-227.
- Francis, R.I.C.C. 2011. Data weighting in statistical fisheries stock assessment models. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **68**(6): 1124-1138.

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

- Maunder, M.N., Xu, H., Lennert-Cody, C.E., Valero, J.L., Aires-da-Silva, A., Minte-Vera, C. 2020a Implementing reference point-based fishery harvest control rules within a probabilistic framework that considers multiple hypotheses. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., 11th Scient. Adv. Com. Meeting. SAC-09. SAC-11-INF-F
- Maunder, M.N., Thorson, J.T., Xu, H., Oliveros-Ramos, R., Hoyle, S.D., Tremblay-Boyer, L., Lee, H.H., Kai, M., Chang, S.-K., and Kitakado, T. 2020b. The need for spatio-temporal modeling to determine catch-per-unit effort based indices of abundance and associated composition data for inclusion in stock assessment models. Fisheries Research **229**: 105594
- McAllister, M.K. and Ianelli, J.N. 1997. Bayesian stock assessment using catch-age data and the sampling-importance resampling algorithm. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **54**: 284–300.
- Methot, R.D., Taylor, I.G. 2011. Adjusting for bias due to variability of estimated recruitments in fishery assessment models. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **68**: 1744–1760
- Methot, R.D., and Wetzel, C.R. 2013. Stock synthesis: a biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management. Fisheries Research **142**: 86-99.
- Methot, R.D., and Wetzel, C.R., Taylor, I.G., and Doering, K. 2020. Stock Synthesis User Manual Version 3.30.15. NOAA Fisheries Seattle, WA. NOAA. Processed Report NMFS-NWFSC-PR-2020-05
- Mohn, R. 1999. The retrospective problem in sequential population analysis: An investigation using cod fishery and simulated data. ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil **56**(4): 473-488.
- Nishikawa, Y., Honma, M., Ueyanagi, S., Kikawa, S. 1985. Average distribution of larvae of oceanic species of scombrid fishes, 1956–1981. Far Seas Fisheries Research Laboratories S Series 12, 1–99.
- Pecoraro, C., Babbicci, M., France, R., Rico, C., Papetti, C., Chassot, E., Bodin, N., Cariani, A., Bargelloni, L., Tinti, F. 2018. The population genomics of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) at global geographic scale challenges current stock delineation. Scientific Reports 8, 13890.
- Pennington, M., Burmeister, L.-M., Hjellvik, V. 2002. Assessing the precision of frequency distributions estimated from trawl-survey samples. Fisheries Bulletin 100:74-80.
- Richards, F. 1959. A flexible growth function for empirical use. Journal of experimental Botany **10**(2): 290-301.
- Schaefer, K., Fuller, D., Hampton, J., Caillot, S., Leroy, B., Itano, D. 2015. Movements, dispersion and mixing of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) tagged and release in the equatorial Central Pacific, with conventional and archival tags. Fisheries Research 161, 336–355.
- Schaefer, K.M. 1998. Reproductive biology of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 21: 203-272.
- Schaefer, K.M. 2009. Stock structure of bigeye, yellowfin, and skipjack tunas in the eastern Pacific Ocean. IATTC Stock Assessment Report, 9, Status of the tuna and billfish stocks in 2007: 203-221. <http://www.iattc.org/PDFFiles2/StockAssessmentReports/SAR9-Stock-Structure-SPN.pdf>
- Schaefer, K.M., Fuller, D.W., and Block, B.A. 2007. Movements, behavior, and habitat utilization of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the northeastern Pacific Ocean, ascertained through archival tag data. Mar. Biol., 105: 503-525.
- Schaefer, K.M., Fuller, D.W., and Block, B.A. 2011. Movements, behavior, and habitat utilization of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the Pacific Ocean off Baja California, Mexico, determined from archival tag data analyses, including Kalman filtering. Fish. Res. 112, 22-37.
- Schaefer, K.M., Fuller, D.W., and Aldana, G. 2014. Movements, behavior, and habitat utilization of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in waters surrounding the Revillagigedo Islands Archipelago Biosphere Reserve, Mexico. Fish. Ocean. 23: 65-82.

- Schnute, J. 1981. A versatile growth model with statistically stable parameters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **38**(9): 1128-1140.
- Scott, M.D., Lennert-Cody, C.E., Gerrodette, T., Skaug, H.J., Minte-Vera, C.V., Hofmeister, J., Barlow, J., Chivers, S.J., Danil, K., Duffy, L.M., Olson, R.J., Hohn, A.A., Fiedler, P.C., Ballance, L.T., Forney, K.A., 2016. Data available for assessing dolphin population status in the eastern tropical Pacific Ocean. Workshop on Methods for Monitoring the Status of Eastern Tropical Pacific Ocean Dolphin Populations: [DEK-01](#)
- Shimada, B.M., and Schaefer, M. B.(1956 *A study of changes in fishing effort, abundance, and yield for yellowfin and skipjack tuna in the Eastern Tropical Pacific Ocean*. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm Bulletin, 1(7), pp. 347-469.
- Suter, J.M. 2010. An evaluation of the area stratification used for sampling tunas in the eastern Pacific Ocean and implications for estimating total annual catches. [IATTC Special Report 18](#).
- Thorson, J.T., and Barnett, L.A.K. 2017. Comparing estimates of abundance trends and distribution shifts using single- and multispecies models of fishes and biogenic habitat. *ICES Journal of Marine Science* **74**(5): 1311-1321.
- Thorson, J.T., and Haltuch, M.A. 2018. Spatiotemporal analysis of compositional data: increased precision and improved workflow using model-based inputs to stock assessment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* (999): 1-14.
- Tomlinson, P.K. 2002. Progress on sampling the eastern Pacific Ocean tuna catch for species composition and length-frequency distributions. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm, Stock Assess. Rep. 2: 339-365.
- Vogel 2014 <http://www.iattc.org/Meetings/Meetings2014/May/English/SAC-05-06-Fishery-in-the-EPO-2013-PRES.pdf>
- Wang, S.-P., Maunder, M.N., Aires-da-Silva, A., Bayliff, W.H. 2009.Evaluating fishery impacts: Application to bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean. *Fisheries Research* **99**:106-111.
- Wang, S. P., Maunder, M.N., Piner, K.R., Aires-da-Silva, A., and Lee, H.H.. 2014. Evaluation of virgin recruitment profiling as a diagnostic for selectivity curve structure in integrated stock assessment models. *Fish. Res.* 158: 158-164.
- Wexler, J. B., D. Margulies, S. Masuma, N. Tezuka, K. Teruya, M. Oka, M. Kanematsu, and H. Nikaido. 2001. Age validation and growth of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, larvae reared in the laboratory. Inter-Am. Trop. Tuna Comm. Bull. 22:52–91.
- Wild, A., and Foreman, T. J. 1980.The relationship between otolith increments and time for yellowfin and skipjack tuna marked with tetracycline. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. Bull. 17: 507-560.
- Wild, A., Wexler, J. B., and Foreman, T. J. 1995.Extended studies of increment deposition rates in otoliths of yellowfin and skipjack tunas. *Bull. Mar. Sci.* 57: 555-562.
- Wild, A. 1986. Growth of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in the eastern Pacific Ocean based on otolith increments. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. Bull. 18: 421-482.
- Xu, H., Lennert-Cody, C.E., Maunder, M.N., and Minte-Vera, C.V. 2019. Spatiotemporal dynamics of the dolphin-associated purse-seine fishery for yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the eastern Pacific Ocean. *Fish. Res.* 213: 121-131.
- Yamanaka, K. L. 1990. Estimates of age, growth and spawning of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the Philippines as determined from examination of increments on sagittal otoliths Tuna Develop. Mgmt. Prog., Coll. Vol. Work. Doc. 3: 27-39.

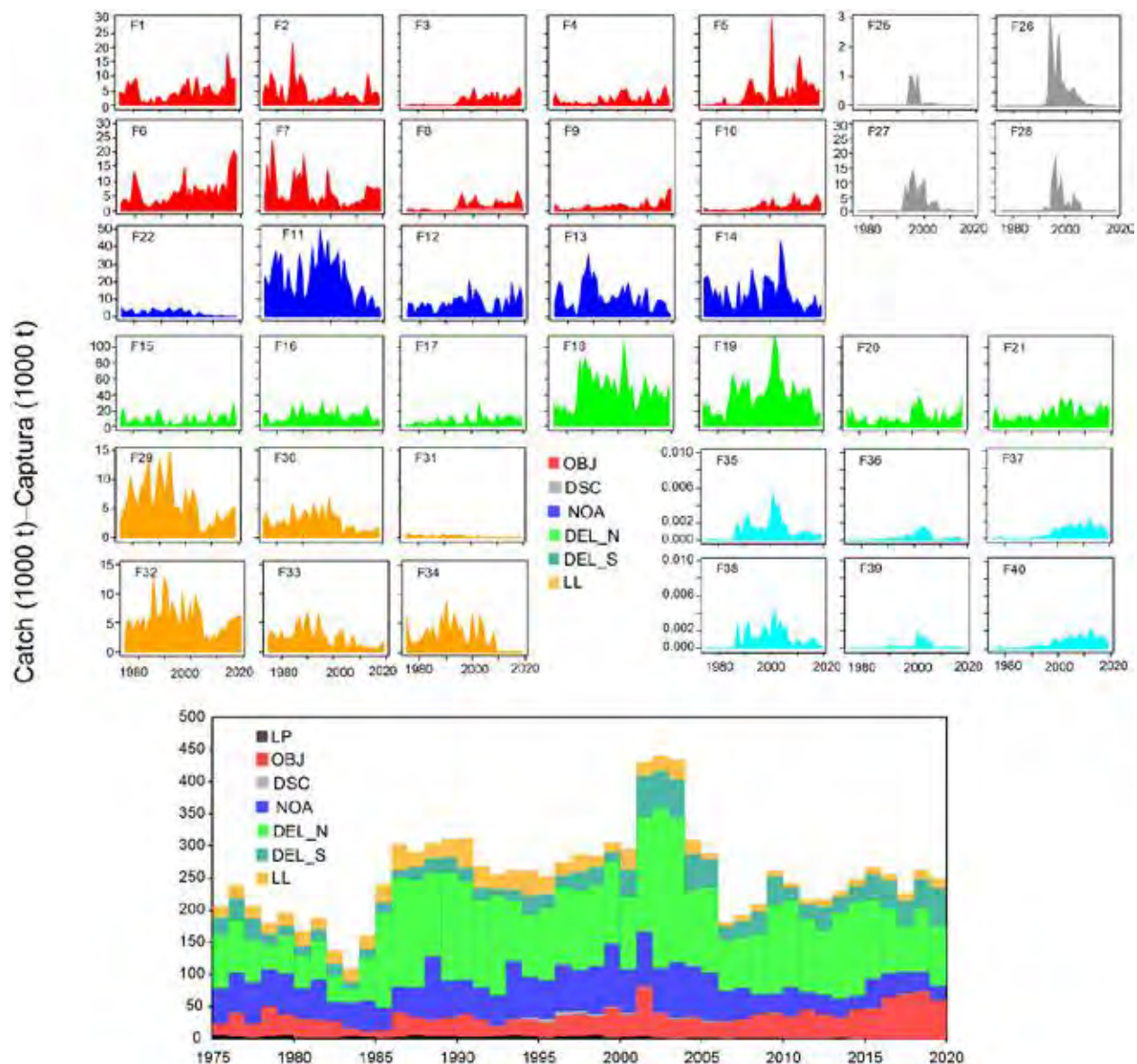


FIGURE 2. Annual catches of yellowfin tuna, in tons, in the EPO, 1975-2019, by fishery (top), and by gear/set type (bottom). Catches for fisheries F29-F35 are recorded in numbers of fish, and are converted to weights by the model. NOTE: The annual y-axis scale varies by color.

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

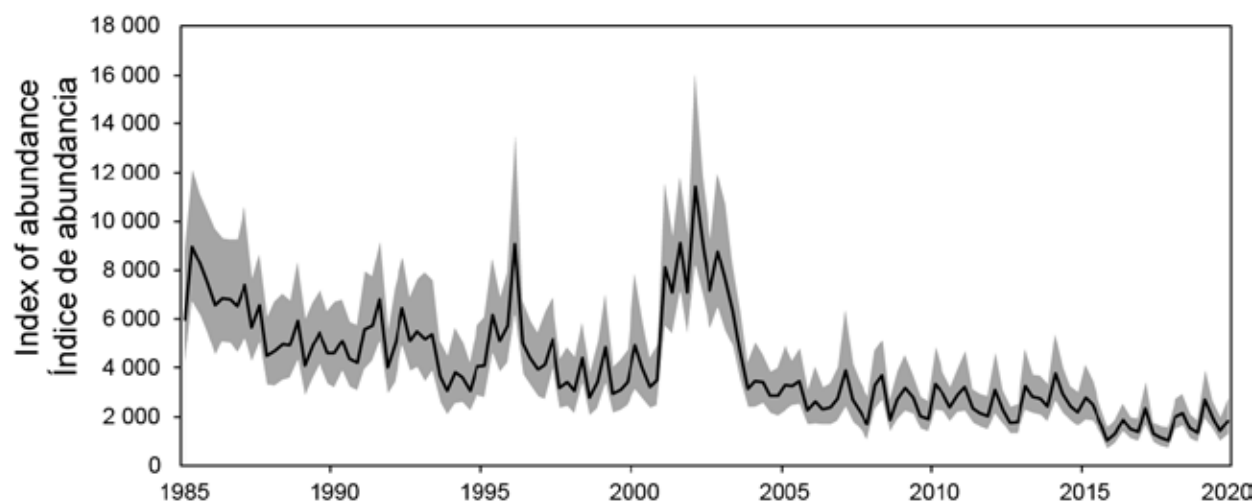


FIGURE 3. Standardized index of abundance used in the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO, 1985-2019 (black line), and its associated 95% confidence interval (shading), based on data from the purse-seine fisheries on dolphins north of 5°N (F15-F19).

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

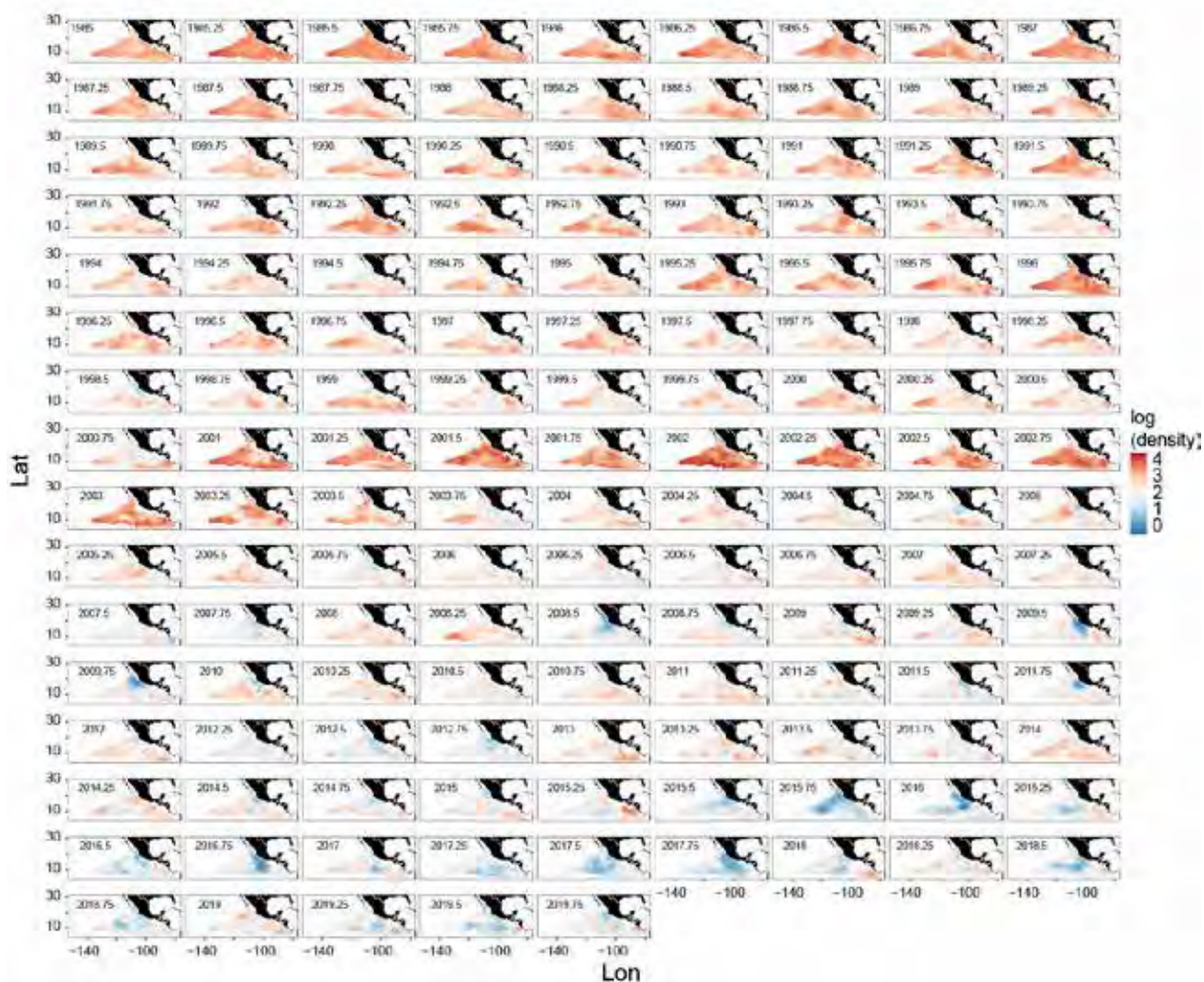


FIGURE 4. Log(density) of yellowfin tuna in the EPO, 1985-2019, by quarter, predicted by the delta-lognormal VAST model.

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

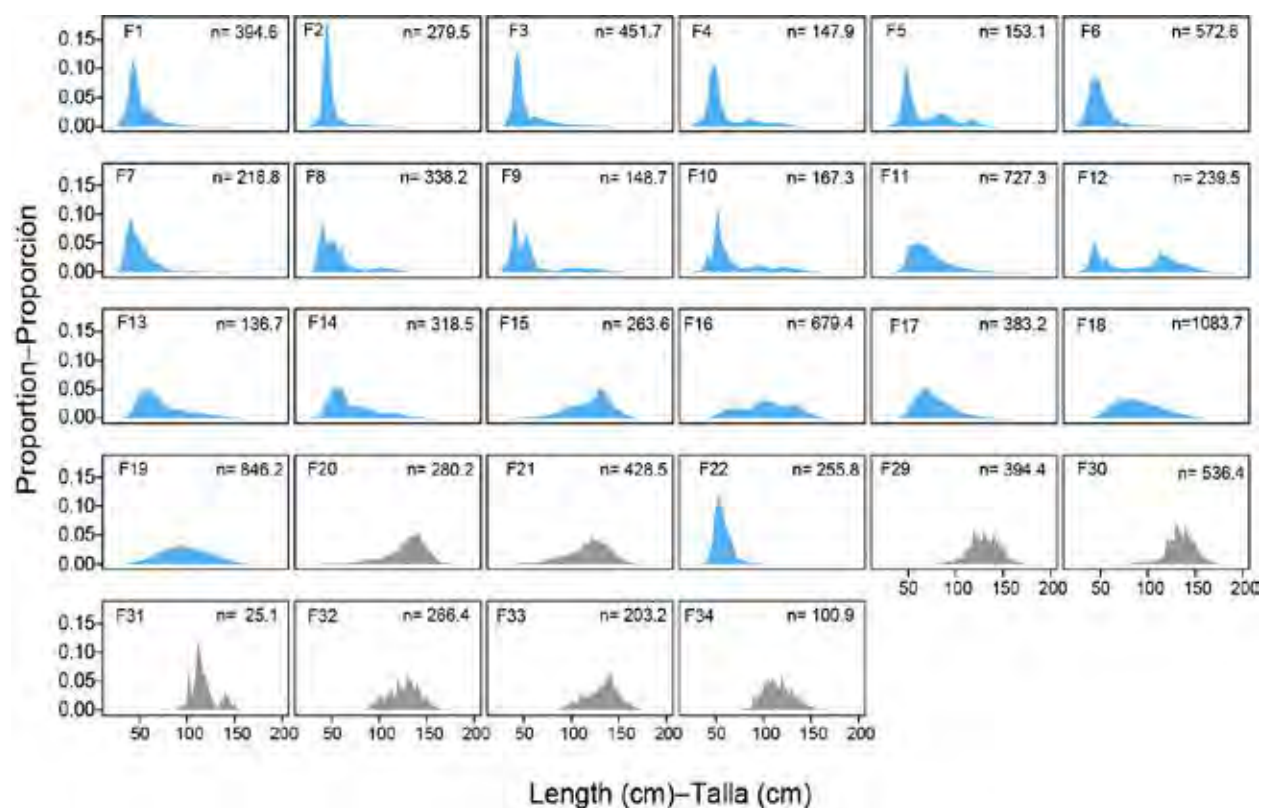


FIGURE 5A. Weighted average observed length composition of yellowfin tuna in the EPO, by fishery; n is the total sample size, adjusted by the weight given to the data in the models. Blue: data fitted by the reference models; grey: data not fitted.

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

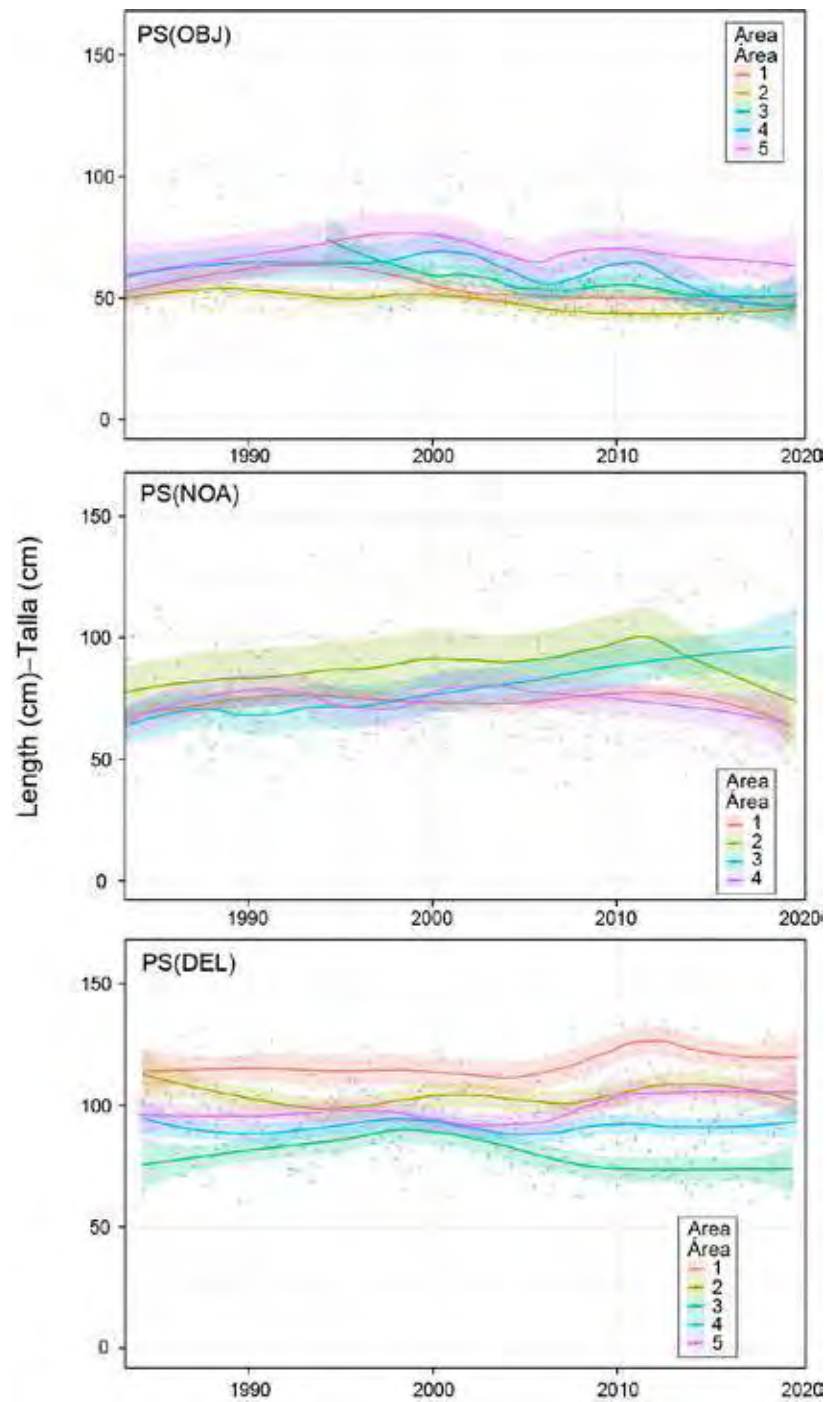


FIGURE 5B. Mean length of yellowfin tuna caught in purse-seine fisheries in the eastern Pacific Ocean, 1985-2019. The colored lines represent the LOESS-smoothed (span = 0.5) values. See Figure 1 and Table 1 for the definition of the areas.

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

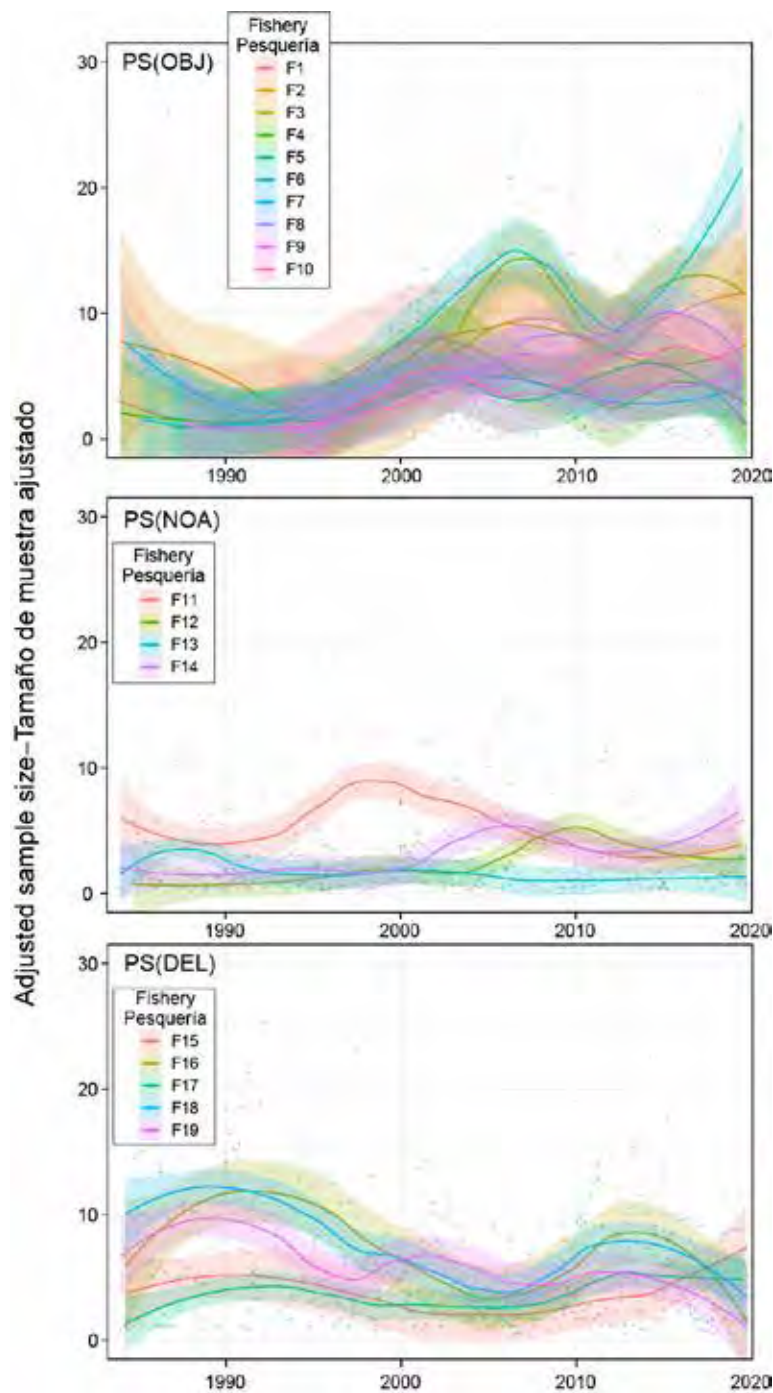


FIGURE 5C. Sample sizes of the length-composition data used in the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO, 1985-2019, adjusted using the Francis weighting method. The colored lines represent the LOESS-smoothed values (span = 0.25). See Figure 1 and Table 1 for the definition of the fisheries.

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

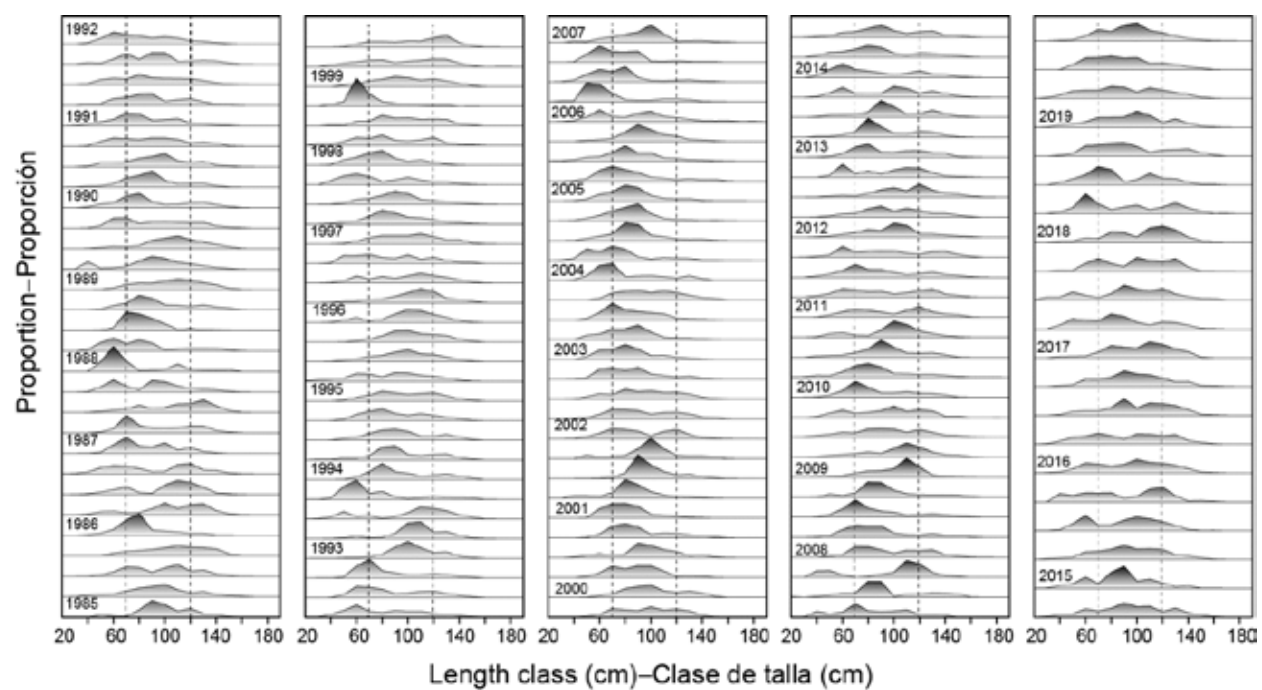


FIGURE 6. Standardized length compositions of yellowfin tuna in the EPO, by quarter, 1985-2019. The dashed vertical lines are at 70 and 120 cm.

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

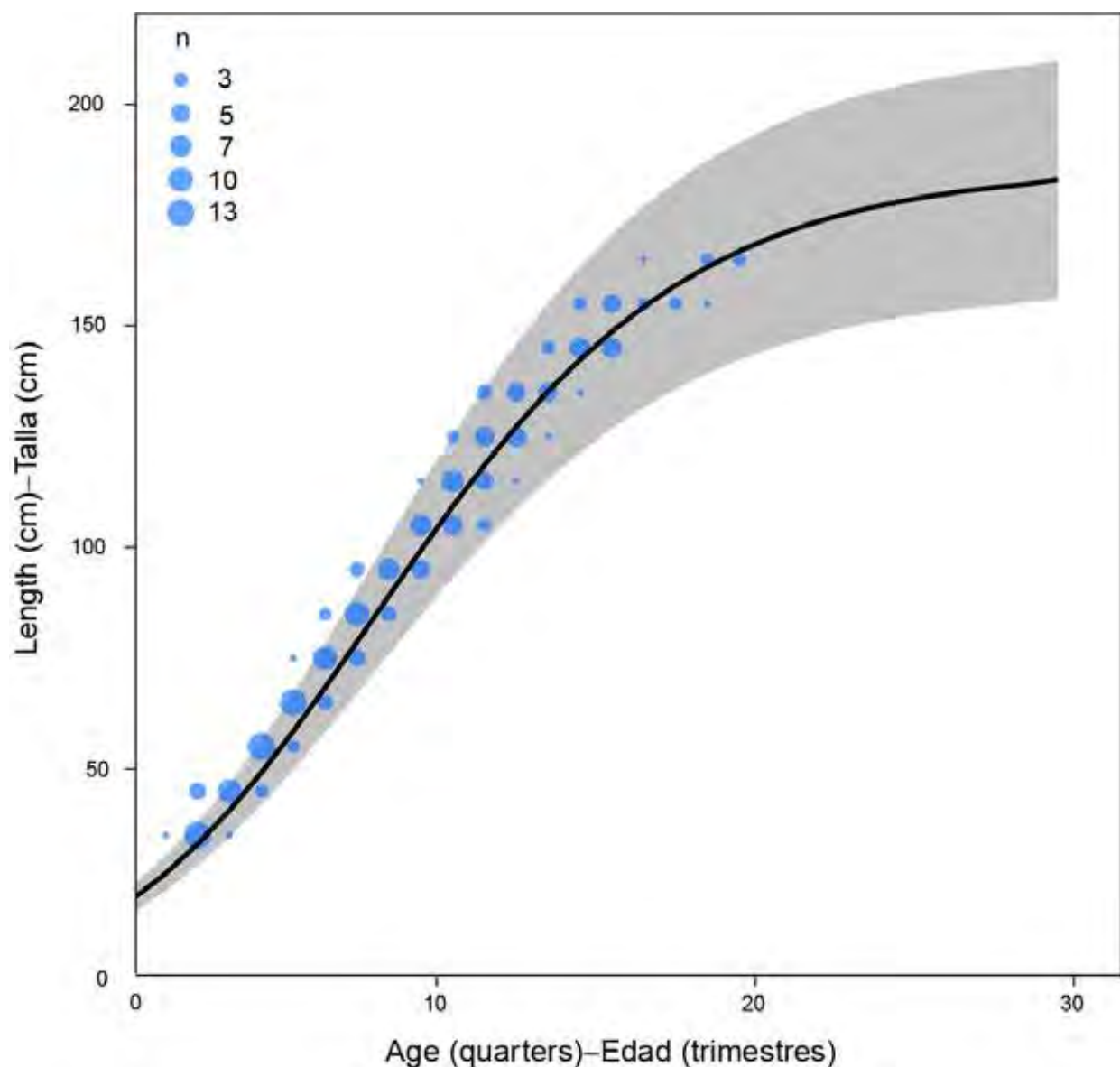


FIGURE 7. Age conditional on length for yellowfin tuna in the EPO, from Wild (1986). The size of the dots represents the number of fish (n) of each age, in quarters, by 10-cm intervals. The black line is the externally-estimated growth assumed in the fixed-growth models. The shaded region represents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

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

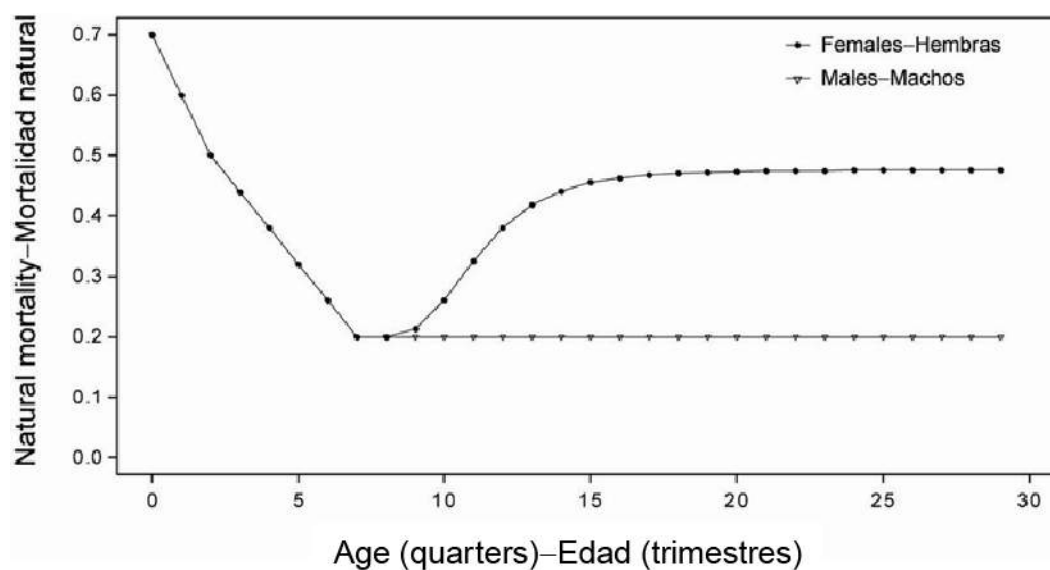


FIGURE 8. Natural mortality rates (M), by age and sex, at quarterly intervals, used for the assessment of yellowfin tuna in the EPO.

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

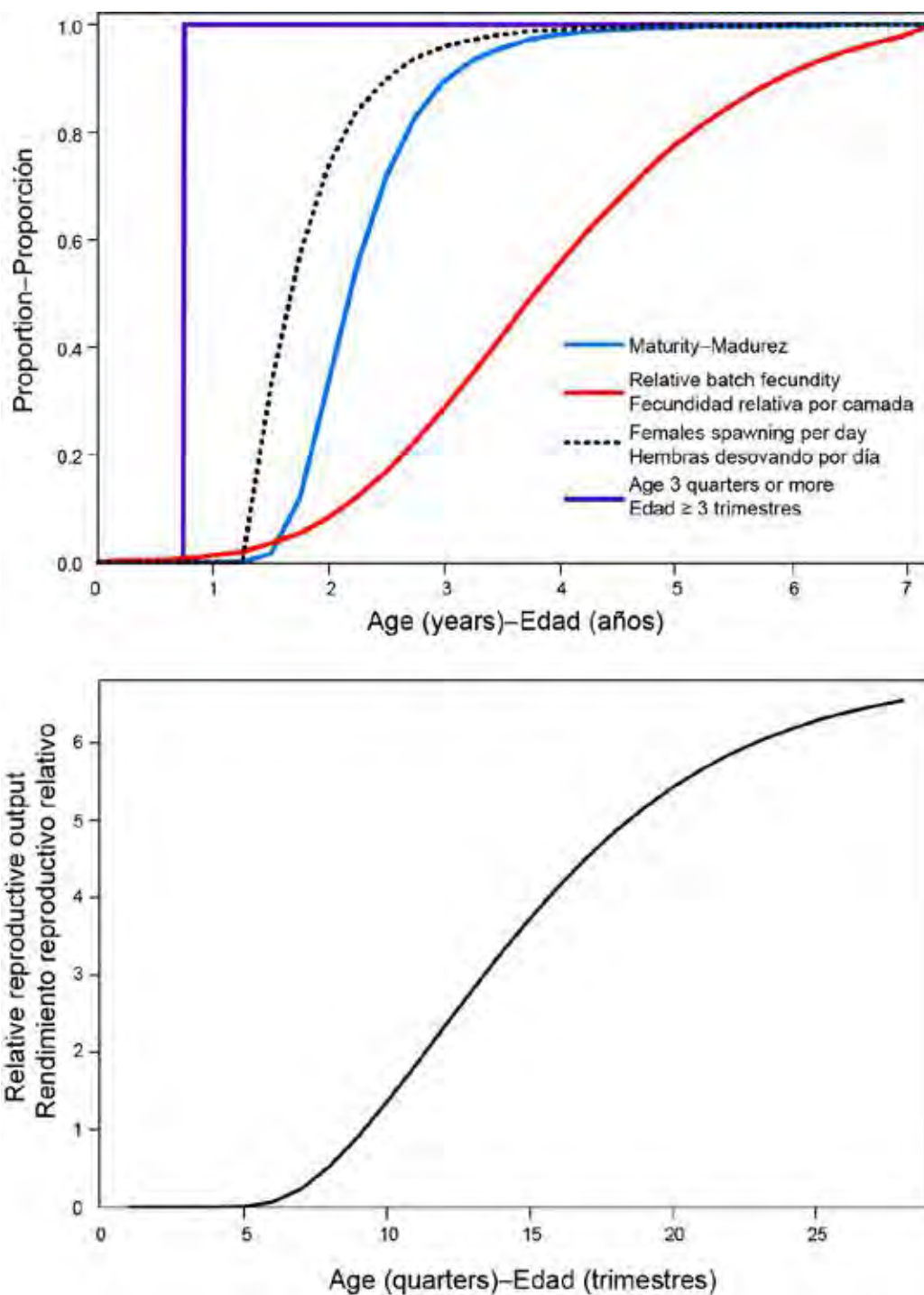


FIGURE 9. Top: Relative contribution of each age to the reproductive output component (scaled to a maximum of one) for yellowfin tuna in the EPO (from Schaefer 1998). **Bottom:** Relative fecundity-at-age curve used to estimate the index of spawning biomass of yellowfin tuna in the EPO.

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

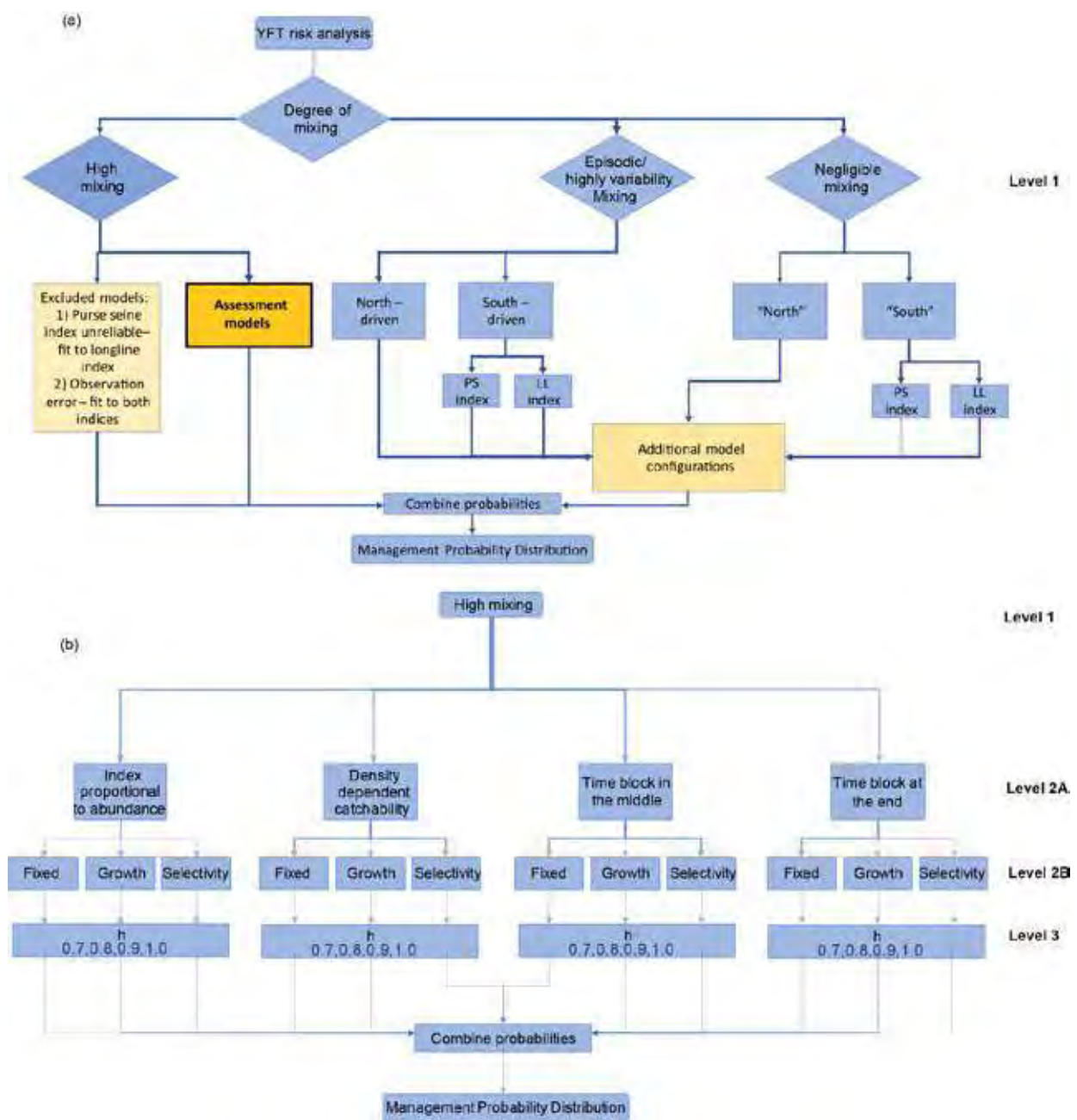


FIGURE 10. Flow chart of hypotheses and models (a) considered and (b) included in the yellowfin risk analysis (see text for details).

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

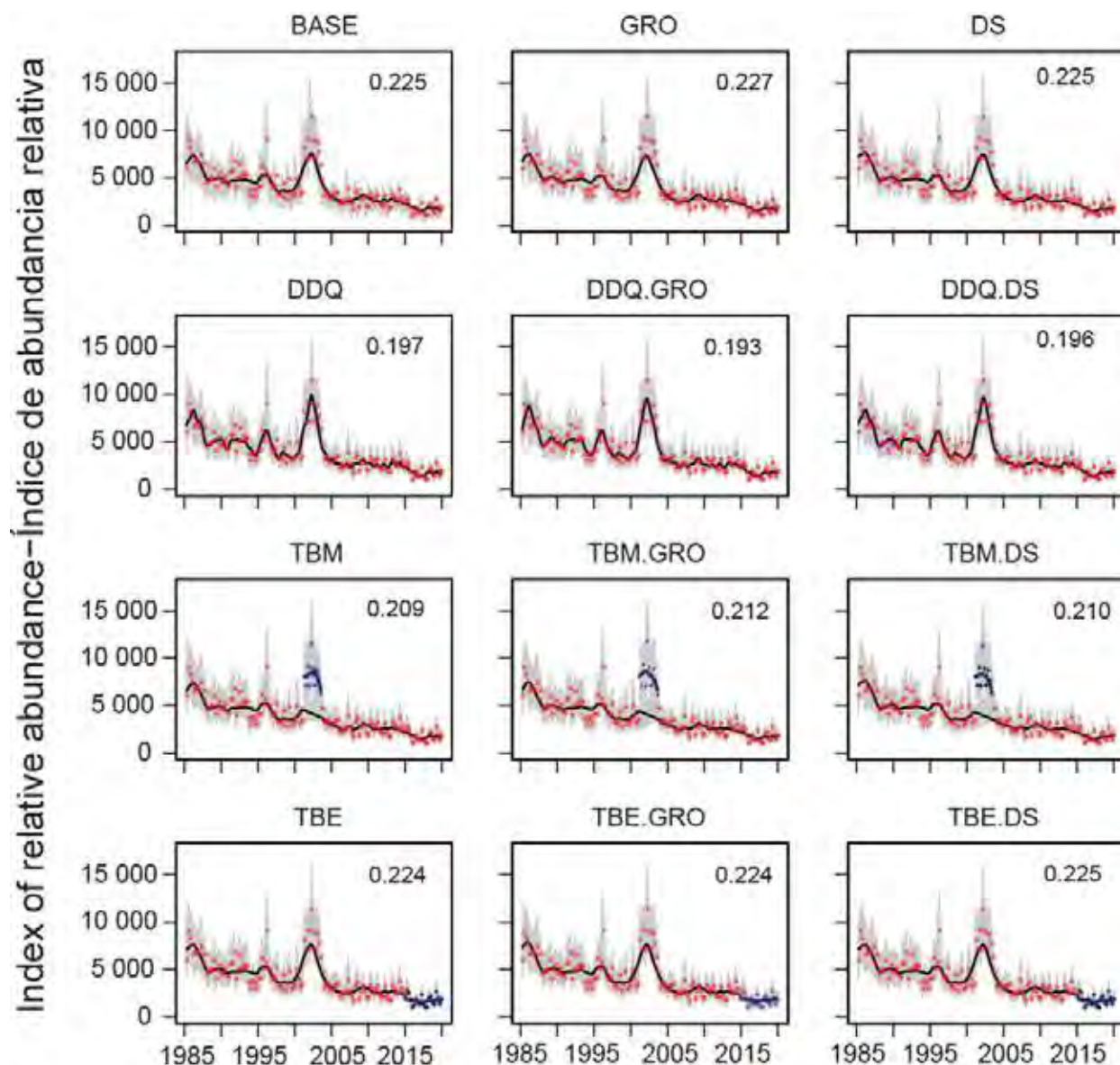


FIGURE 11. Model fits to the CPUE-based indices of abundance for the dolphin-associated fisheries, with steepness fixed at 1.0. The black lines represent the estimated indices, and the shading the approximate 95% confidence intervals (see 3.3). The colored dots indicate the observed CPUE values: blue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

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

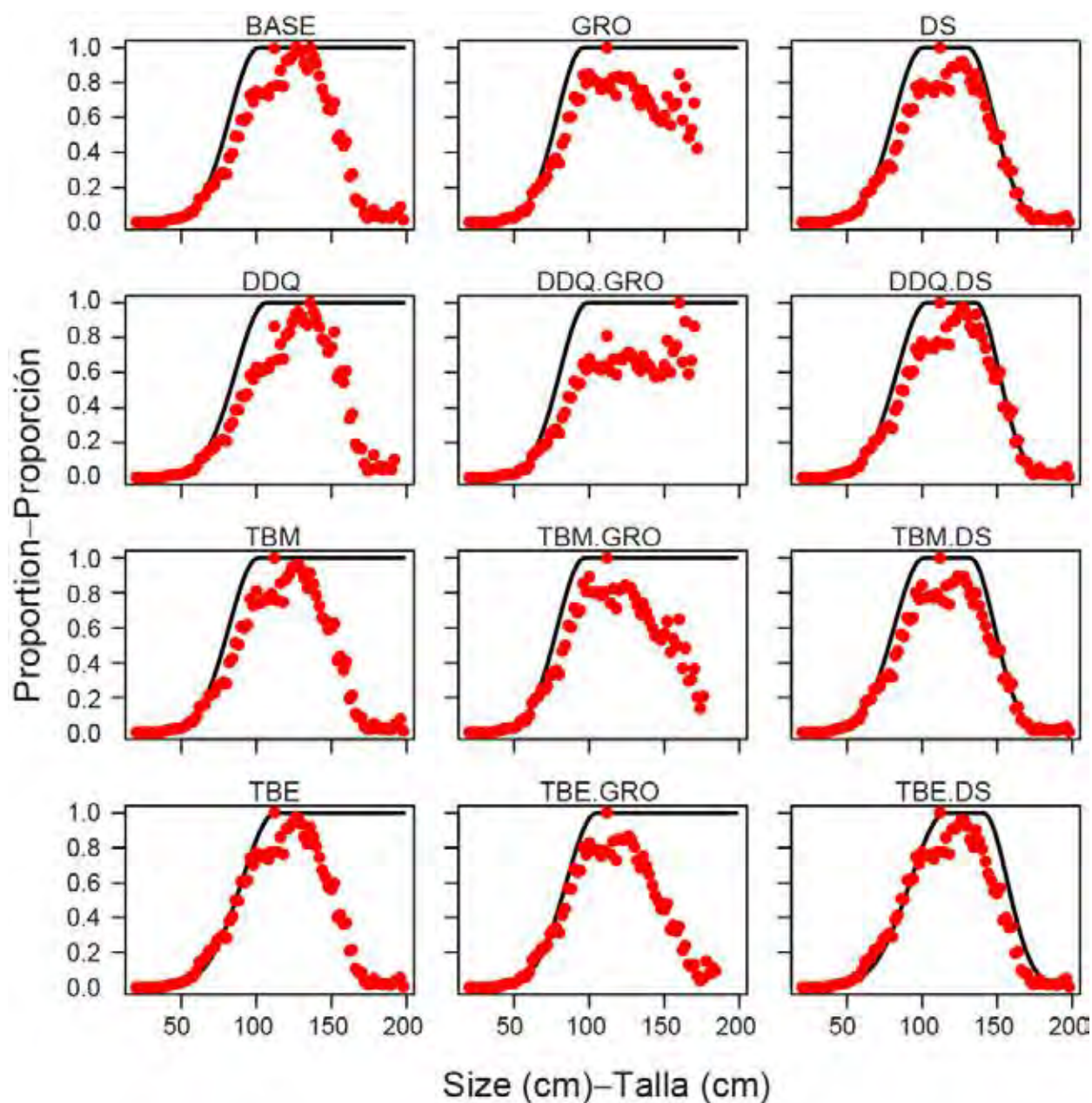


FIGURE 12. Comparison of estimated (black line) and empirical (red dots, see 3.2.2) average selectivity for fishery F19 in each reference model, with steepness = 1.0. The runs without red dots in the largest sizes predicted zero fish of those sizes in the population, even though there were fish in the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

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

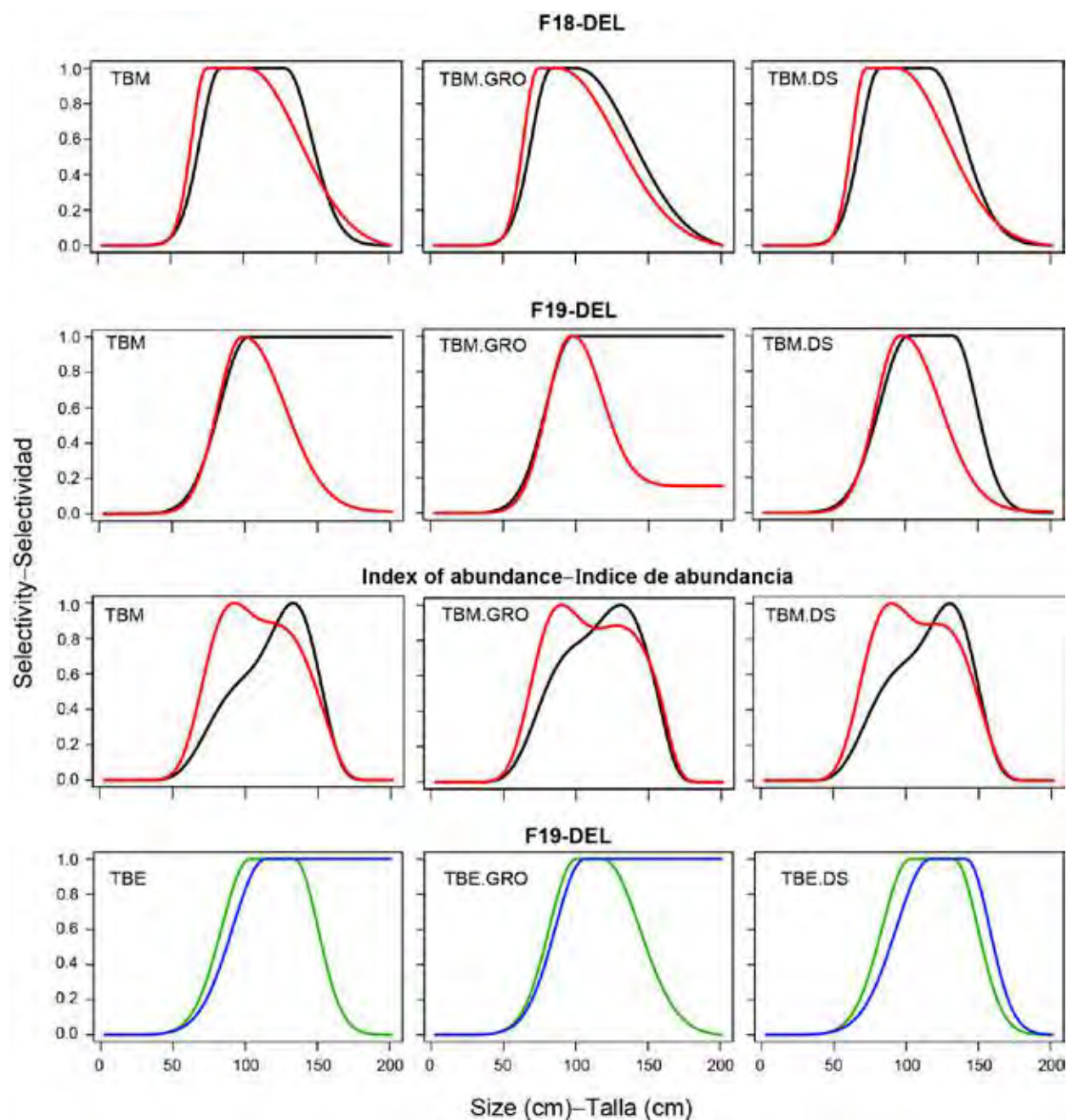


FIGURE 13. Estimated selectivity for the models with blocks in selectivity. The black line represents baseline selectivity, the red line the selectivity for 2002 (quarter 3) to 2007 (quarter 3). The blue and orange lines represent the selectivity for 1984-2014 and 2015-2019, respectively. See model descriptions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

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

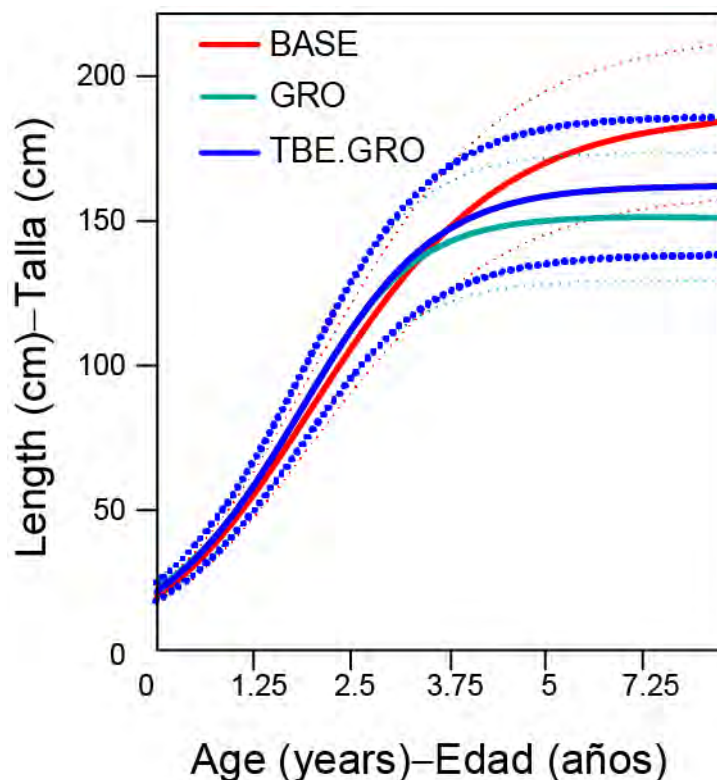


FIGURE 14. Schnute-Richards growth curves for different reference models in the yellowfin tuna benchmark assessment for the EPO. The solid lines represent the mean length-at-age, the dotted lines the variation in length-at-age (mean $\pm$ 1.96 standard deviations) that encompasses 95% of the fish of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

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

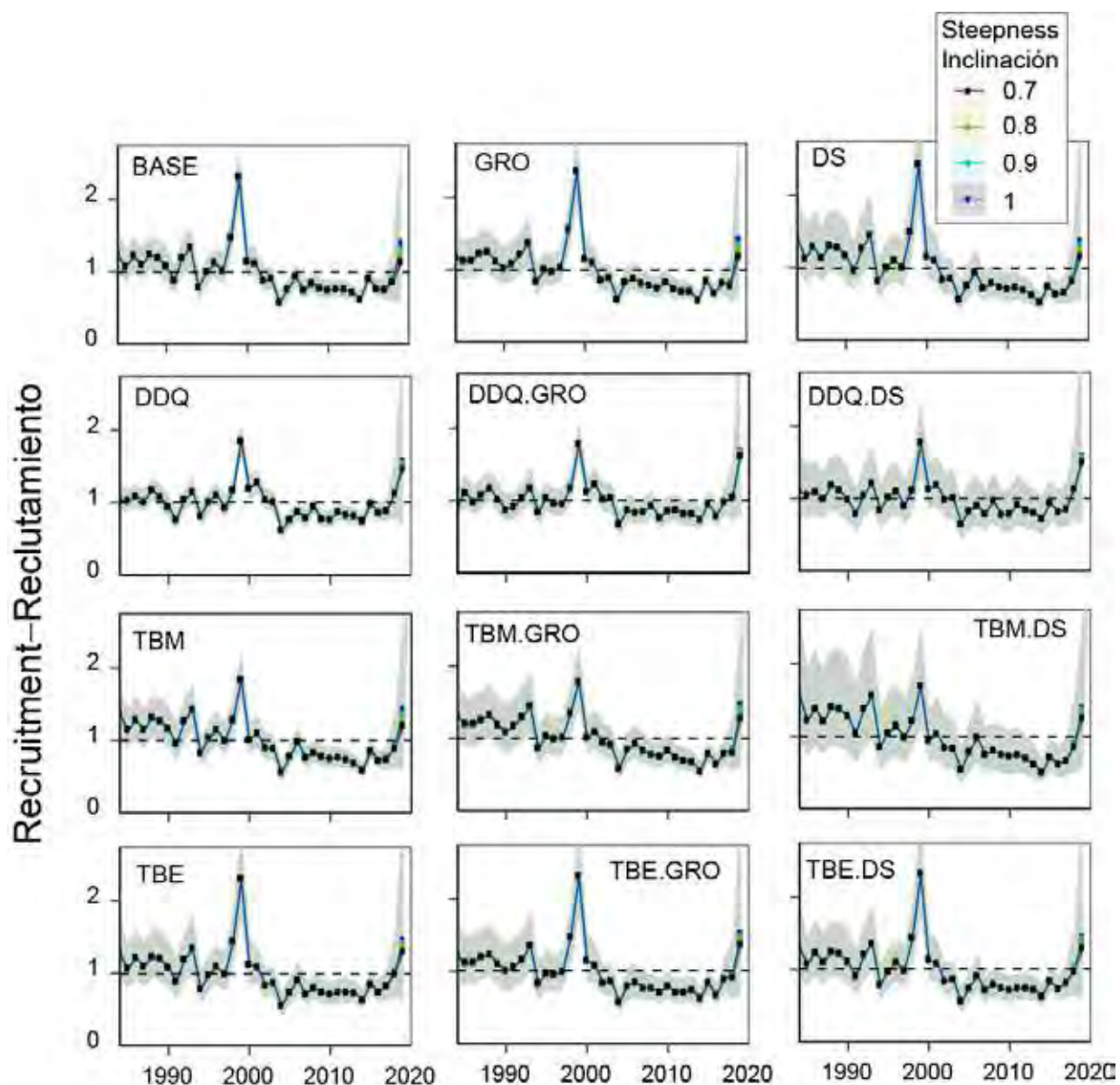


FIGURE 15. Annual relative recruitment of yellowfin tuna to the fisheries of the EPO estimated by the reference models. The lines and dots indicate the maximum likelihood estimates of recruitment, and the shaded areas the approximate 95% confidence intervals around the estimates. The estimates are scaled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

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

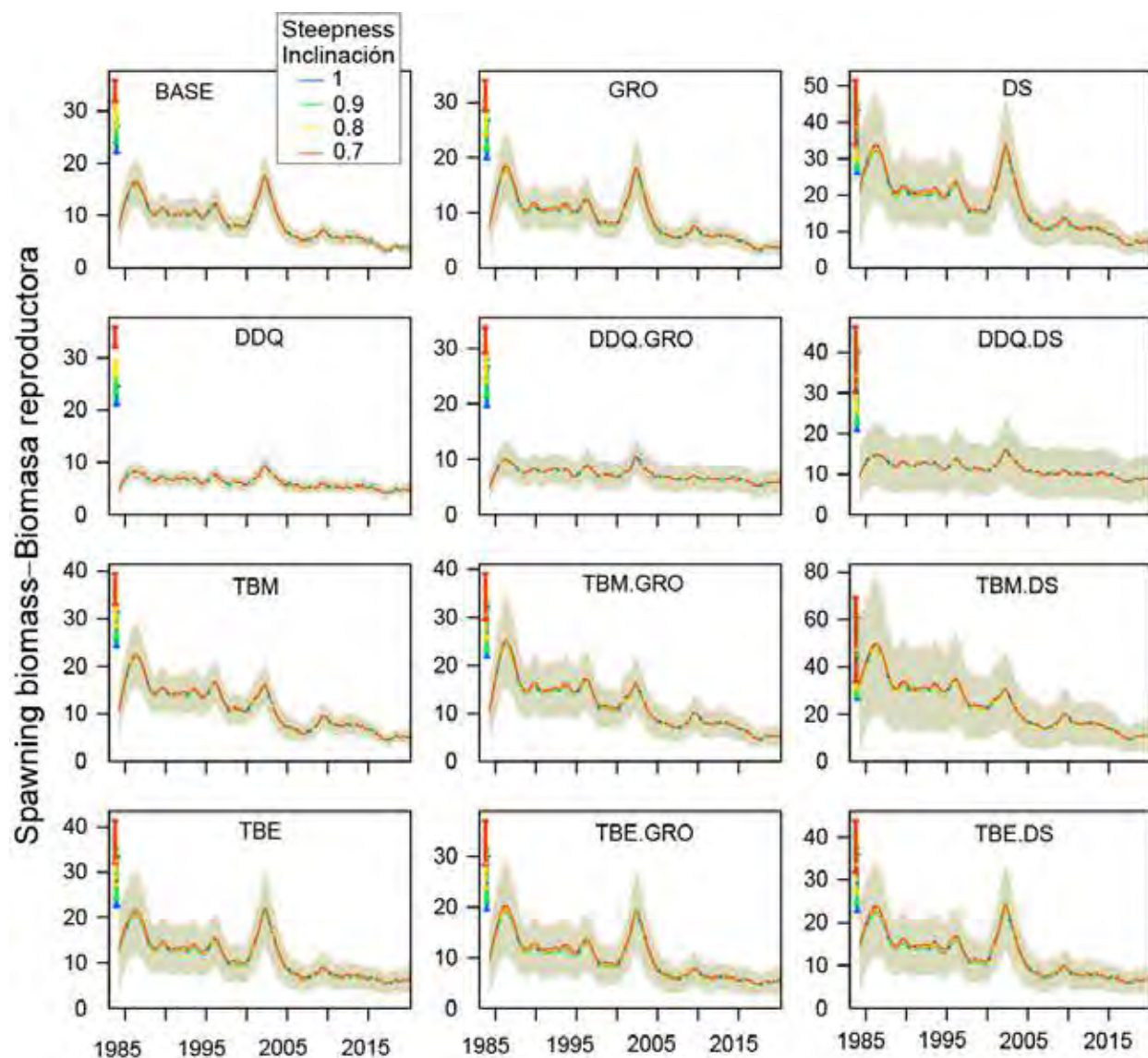


FIGURE 16. Spawning biomass, in thousands of fish, of yellowfin tuna in the EPO, 1985-2019, from the 12 reference models. The solid lines indicate the maximum likelihood estimates for four values of the steepness parameter (h), and the shaded areas the approximate 95% confidence intervals around those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

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

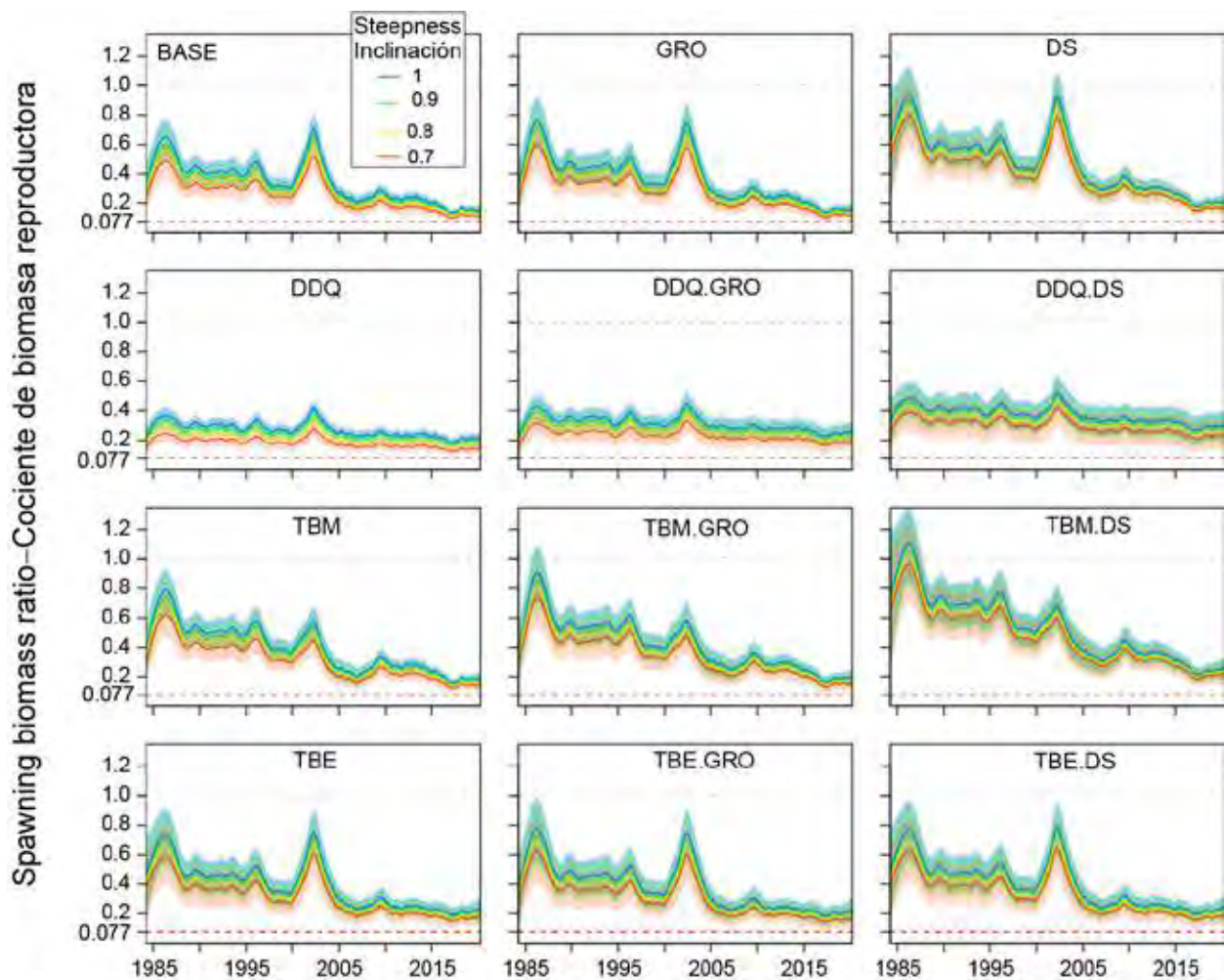


FIGURE 17. Spawning biomass ratios (SBRs) for yellowfin tuna in the EPO, 1985-2019. The solid lines represent the maximum likelihood estimates for four values of the steepness parameter (h), and the shaded areas the approximate 95% confidence intervals around those estimates. The red dashed horizontal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

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

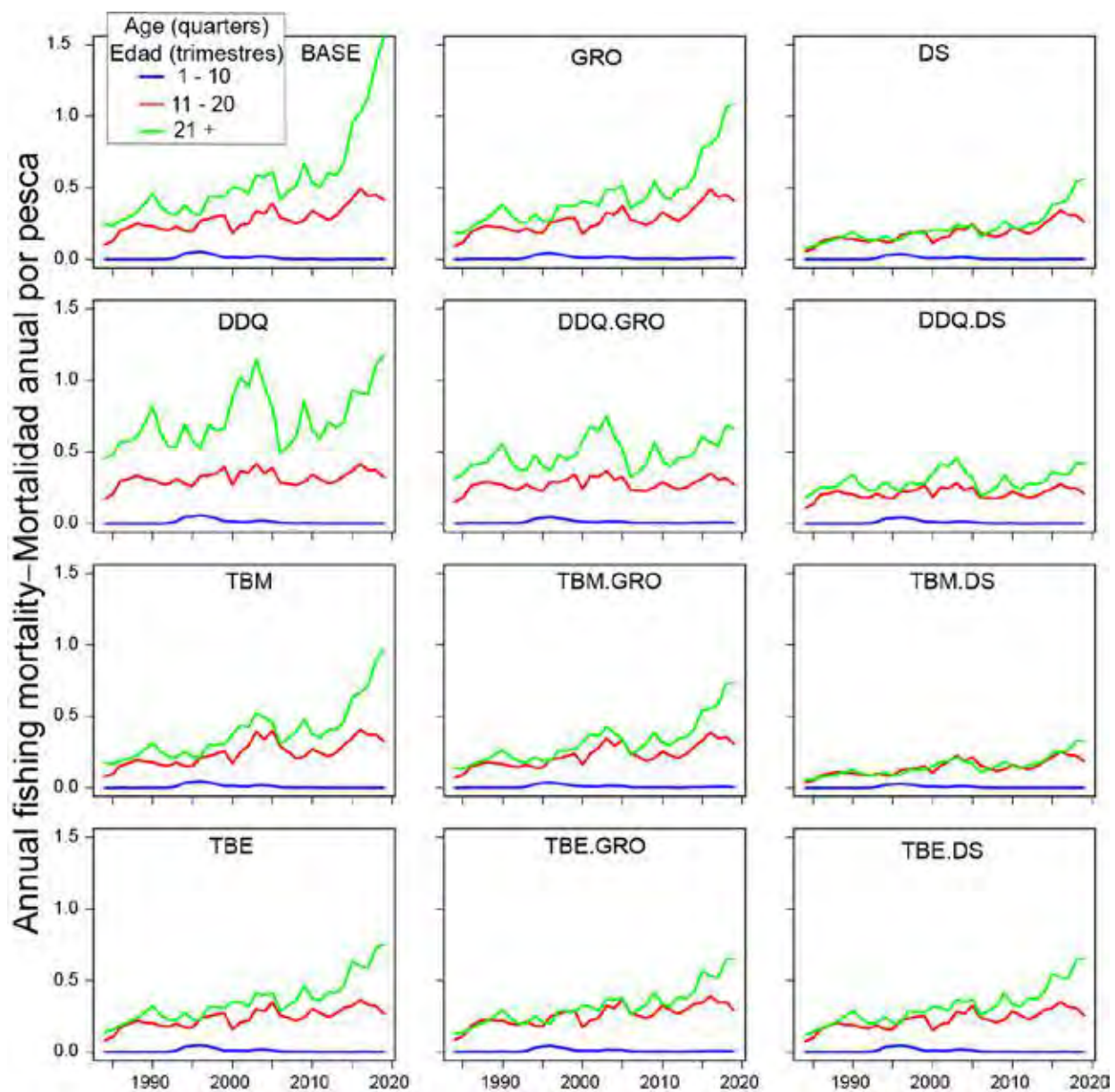


FIGURE 18. Average annual fishing mortality (F) of yellowfin tuna in the EPO, by age group (in quarters), for all gears, estimated by the 12 reference models with steepness = 1.0. See model descriptions in Table 3.

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

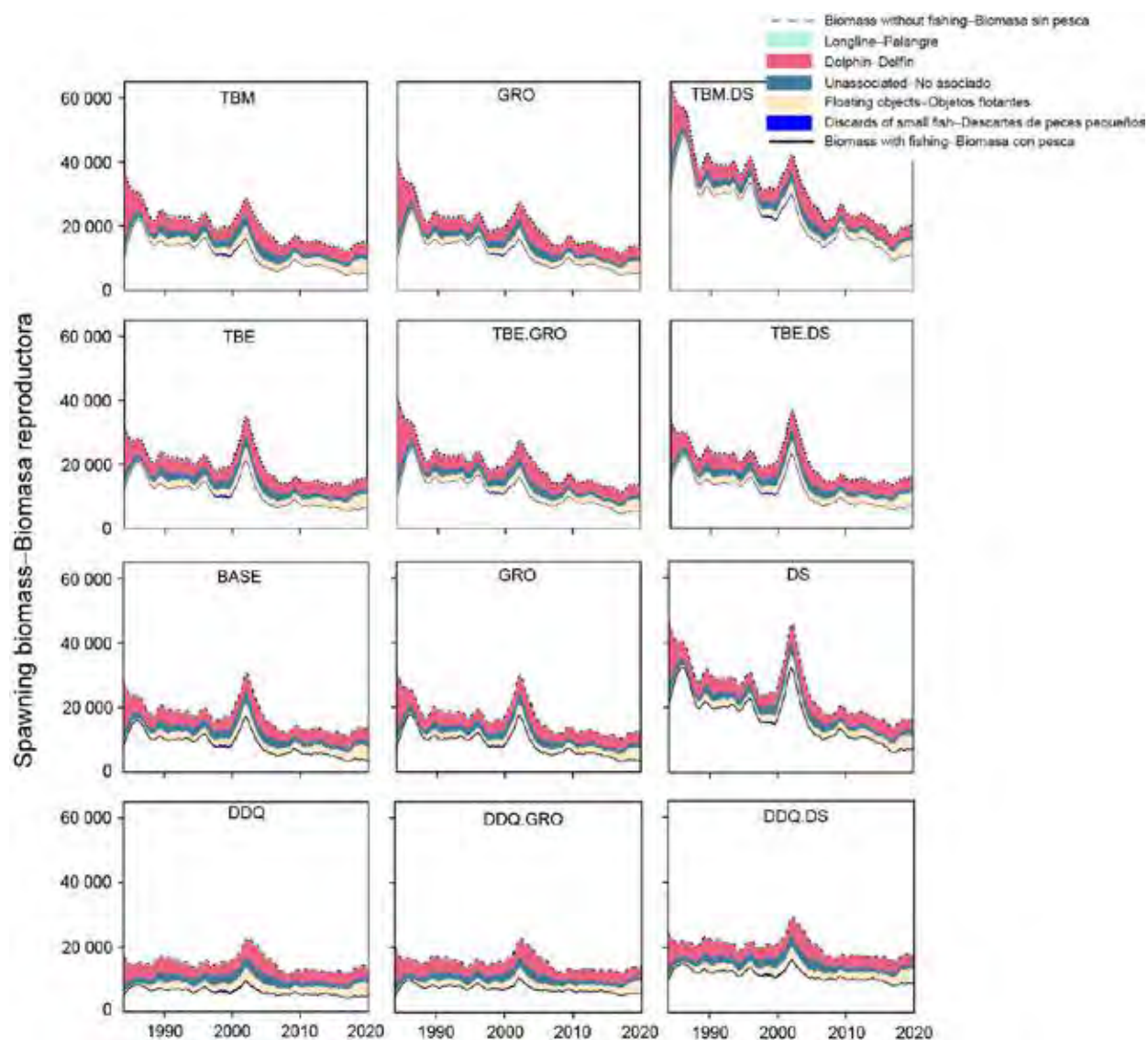


FIGURE 19. Impact of fishing, 1985-2019: trajectory of the spawning biomass (a fecundity index, see text for details) of a simulated population of yellowfin tuna that was never exploited (dashed line) and that predicted by each model, with a steepness of 1.0 (solid line). The shaded areas between the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

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

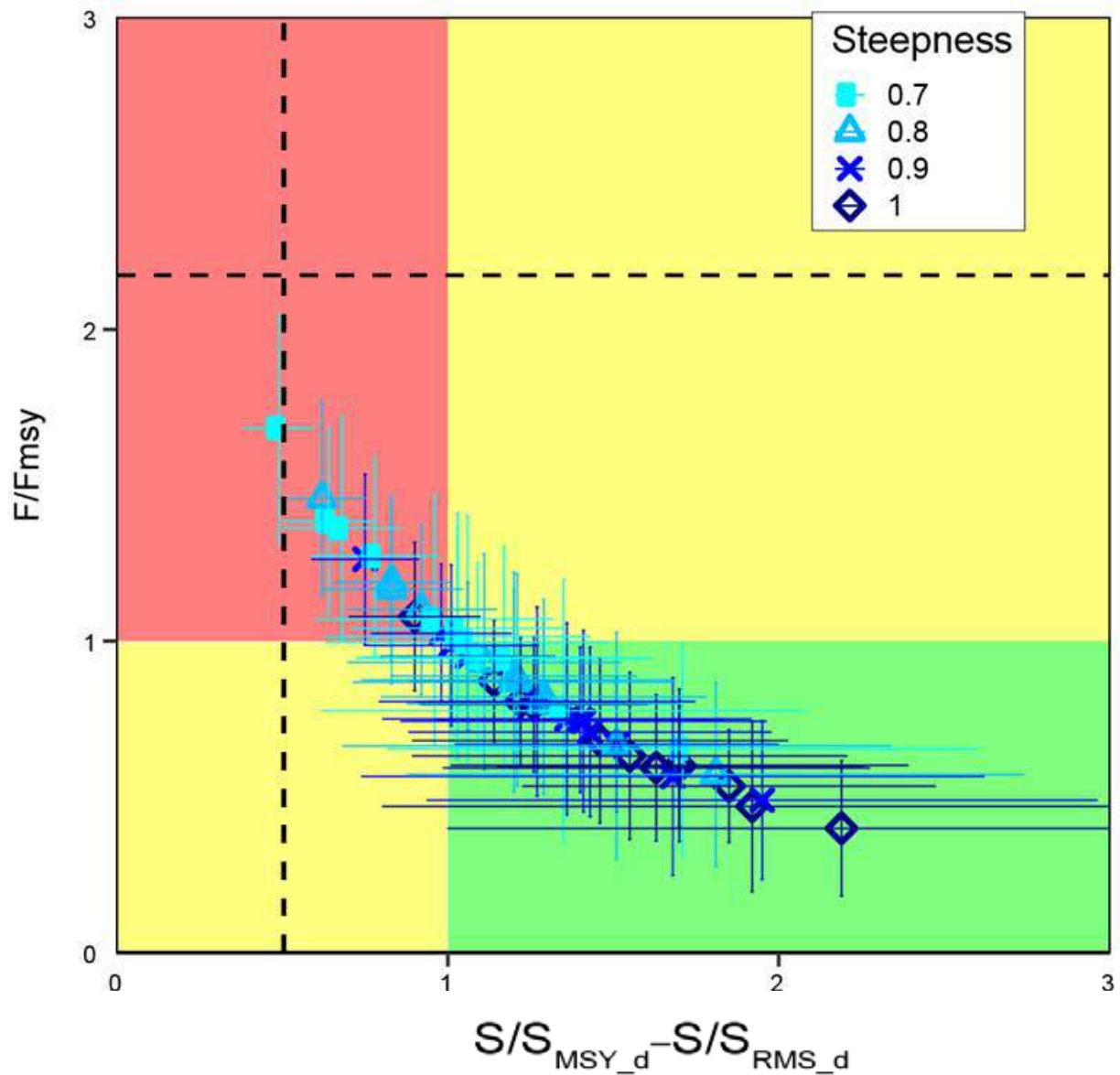


FIGURE 20. Kobe (phase) plot of the estimates of most recent spawning biomass ($S_{current}$) and current (2017-2019) fishing mortality ($F_{current}$) of yellowfin tuna in the EPO relative to their MSY-based reference points (S_{MSY_d} and F_{MSY}), from all models, for four values of the steepness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

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

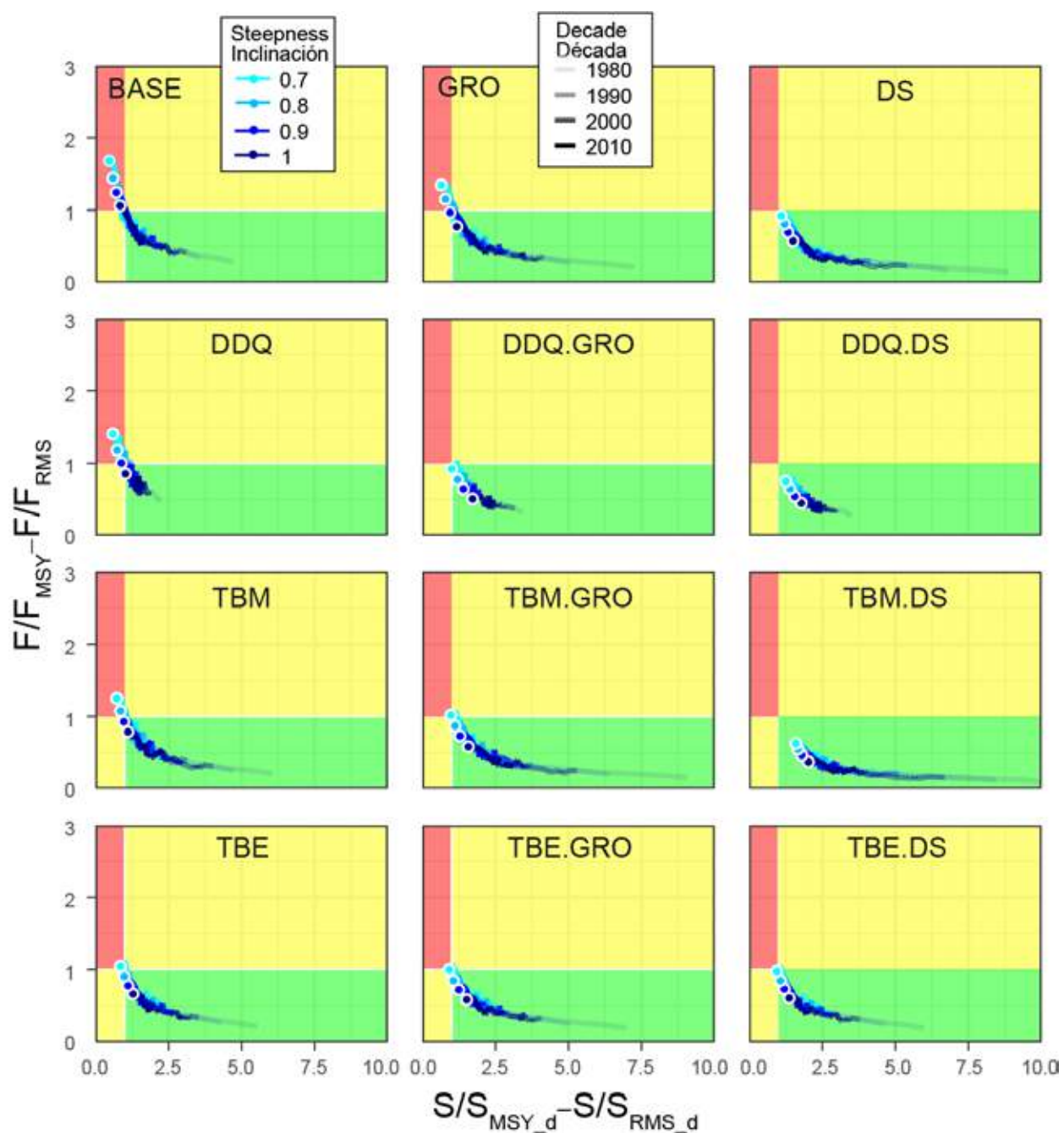


FIGURE 21. Kobe plot of the time series of estimated spawning biomass (S) and fishing mortality (F) relative to their MSY reference points, for each combination of reference model and steepness assumption. Each dot is based on the average F over three years. The white circles represent the most recent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

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

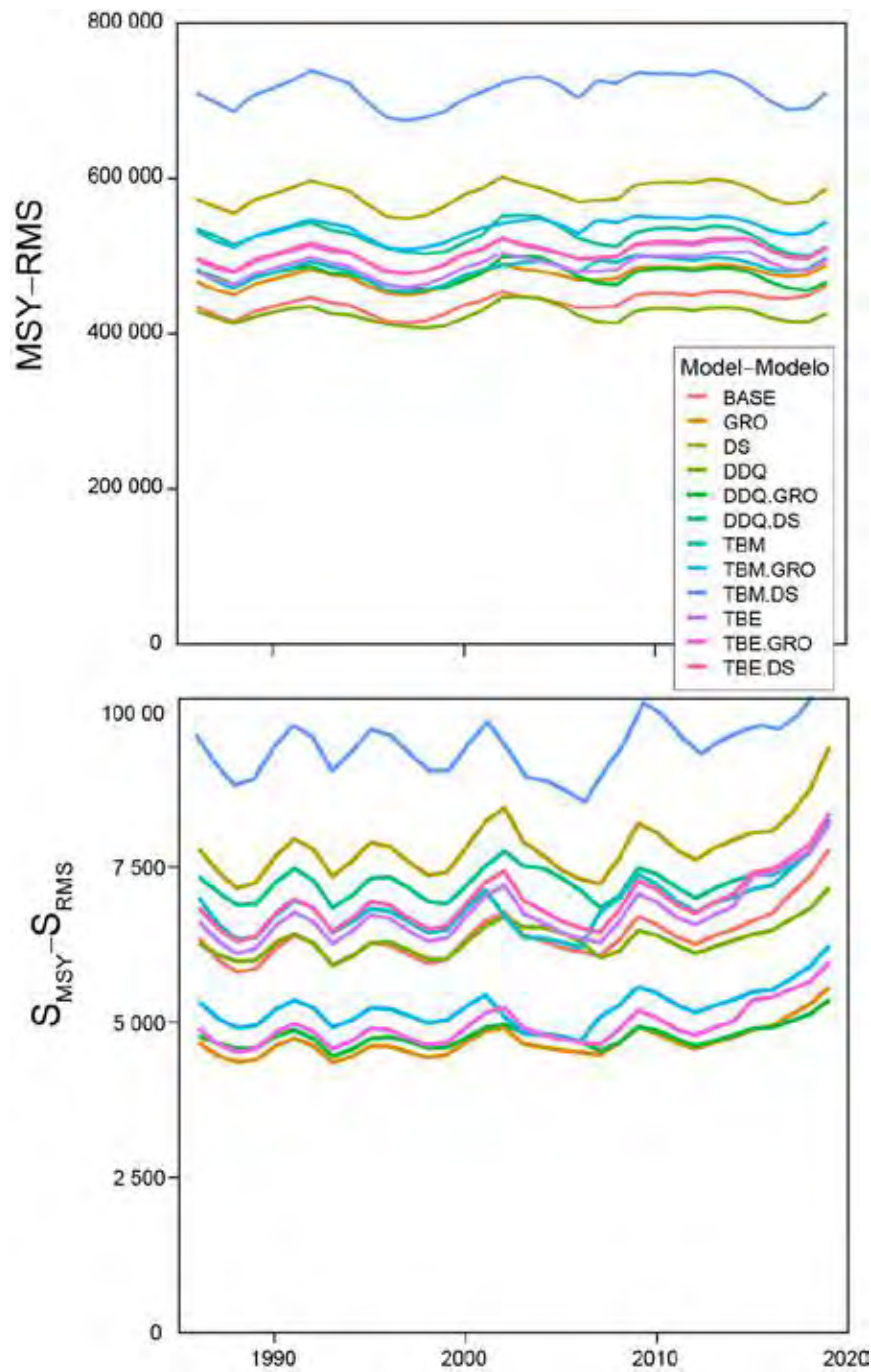


FIGURE 22. Estimates of spawning biomass (S) and the associated maximum sustainable yield in equilibrium (S_{MSY}) using the average age-specific fishing mortality for each year, for all models, with steepness = 1.0. See Table 3 for explanation of model names.

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

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

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

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

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

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

	Model	Growth	Catchability of index	Index selectivity	Selectivity F19	Selectivity F18	Auxiliary data
1.	BASE	Fixed	Constant	Constant	Asymptotic	Dome-shape (11-knot spline)	
2.	GRO	Estimated	Constant	Constant	Asymptotic		age-at-length
3.	DS	Fixed	Constant	Constant	Dome-shape		
4.	DDQ	Fixed	Density-dependent	Constant	Asymptotic		
5.	DDQ.GRO	Estimated	Density-dependent	Constant	Asymptotic		age-at-length
6.	DDQ.DS	Fixed	Density-dependent	Constant	Dome-shape		
7.	TBM	Fixed	Blocks: Baseline, 2001-2003.Q2	block: 1984 – 2002.Q2 2002.Q3-2007.Q3	Blocks: Asymptotic (baseline) Dome-shape (2002.Q3- 2007.Q3)	Double-normal Block: Dome-shape (baseline) Dome-shape (2002.Q3- 2007.Q3)	
8.	TBM.GRO	Estimated	Blocks: Baseline, 2001-2003.Q2	block: 1984 – 2002.Q2 2002.Q3-2007.Q3			age-at-length
9.	TBM.DS	Fixed	Blocks: Baseline, 2001-2003.Q2	block: 1984 – 2002.Q2 2002.Q3-2007.Q3			
10.	TBE	Fixed	Blocks: Baseline, 2001-2003.Q2	Constant	Blocks: Dome-shape (1984-2014), Asymptotic (2015-2019)	Dome-shape (11-knot spline)	
11.	TBE.GRO	Estimated	Blocks: Baseline, 2001-2003.Q2	Constant			age-at-length
12.	TBE.DS	Fixed	Blocks: Baseline, 2001-2003.Q2	Constant			

TABLE 4. Maximum gradients of the models.

TABLA 4. Gradientes máximos de los modelos.

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

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

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

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

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

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

Steepness- Inclinación	Number of estimated parameters - Número de parámetros estimados											
	BASE	GRO	DS	DDQ	DDQ.GRO	DDQ.DS	TBM	TBM.GRO	TBM.DS	TBE	TBE.GRO	TBE.DS
1.0	332	336	334	333	337	335	339	343	341	341	345	343
0.9	332	336	334	333	337	335	339	343	341	341	345	343
0.8	332	336	334	333	337	335	339	343	341	341	345	343
0.7	332	336	334	333	337	335	339	343	341	341	345	343
	1. NLL, without age-at-length data - LVN, sin datos de edad por talla											
1.0	2134.1	2112.3	2127.0	2107.3	2071.6	2079.7	2087.4	2069.8	2058.9	2127.0	2035.8	2125.9
0.9	2133.7	2111.8	2126.6	2106.7	2071.6	2079.6	2086.8	2069.2	2058.3	2126.6	2035.5	2125.5
0.8	2133.4	2111.5	2126.2	2106.1	2071.6	2079.6	2086.3	2068.7	2057.6	2126.2	2035.2	2125.1
0.7	2133.4	2111.5	2126.1	2105.6	2071.6	2079.6	2086.0	2068.4	2056.8	2126.1	2035.1	2124.9
	2. NLL, only age-at-length data - LVN, solo datos de edad por talla											
1.0	N/A	56.0	N/A	N/A	55.8	N/A	N/A	50.3	N/A	N/A	N/A	55.4
0.9	N/A	56.0	N/A	N/A	55.8	N/A	N/A	50.3	N/A	N/A	N/A	55.4
0.8	N/A	56.0	N/A	N/A	55.8	N/A	N/A	50.2	N/A	N/A	N/A	55.3
0.7	N/A	55.8	N/A	N/A	55.8	N/A	N/A	50.2	N/A	N/A	N/A	55.2
	D AIC, without age-at-length data - AIC, sin datos de edad por talla (AIC min = 4795.7)											
1.0	136.6	100.9	87.0	55.3	21.5	33.7	57.1	30.0	4.1	140.2	131.7	142.0
0.9	135.7	99.8	85.7	55.2	21.5	33.6	56.0	28.8	2.8	139.4	130.9	141.2
0.8	135.1	99.2	84.5	55.1	21.5	33.5	54.9	27.7	1.4	138.8	130.4	140.5
0.7	135.2	99.4	83.5	55.2	21.6	33.5	54.3	27.0	0.0	138.5	130.3	140.1

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

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

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

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

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

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
	BASE	GRO	DS	DDQ	DDQ.GRO	DDQ.DS	TBM	TBM.GRO	TBM.DS	TBE	TBE.GRO	TBE.DS
$h = 1.0$												
MSY	461,752	488,404	586,672	425,788	466,324	511,876	497,760	543,960	710,188	494,796	509,932	510,824
MSY_d	257,732	263,175	290,662	271,054	299,762	319,271	269,331	288,203	353,699	290,869	300,961	297,008
$C_{current}/MSY_d$	0.97	0.95	0.87	0.92	0.83	0.79	0.93	0.87	0.72	0.86	0.83	0.85
S_{MSY}/S_0	0.32	0.24	0.27	0.31	0.23	0.27	0.30	0.23	0.26	0.29	0.24	0.29
$S_{current}/S_0$	0.15	0.16	0.21	0.22	0.27	0.30	0.19	0.20	0.26	0.24	0.24	0.25
$S_{current}/S_{LIMIT}$	2.00	2.09	2.71	2.84	3.45	3.93	2.47	2.62	3.37	3.17	3.05	3.26
$p(S_{current} < S_{LIMIT})$	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
$F_{current}/F_{LIMIT}$	0.40	0.40	0.27	0.33	0.28	0.22	0.33	0.31	0.20	0.28	0.30	0.27
$p(F_{current} > F_{LIMIT})$	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
$S_{current}/S_{MSY_d}$	0.90	1.26	1.63	1.14	1.85	1.92	1.22	1.70	2.19	1.46	1.70	1.55
$p(S_{current} < S_{MSY_d})$	0.84	0.07	0.03	0.14	0.00	0.05	0.08	0.01	0.03	0.06	0.02	0.05
$F_{current}/F_{MSY}$	1.08	0.80	0.59	0.87	0.53	0.47	0.81	0.60	0.40	0.68	0.60	0.63
$p(F_{current} > F_{MSY})$	0.74	0.03	0.00	0.10	0.00	0.00	0.03	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00
$h = 0.9$												
MSY	468,040	481,752	573,148	436,744	459,168	501,548	496,352	528,252	677,592	493,256	501,144	506,556
MSY_d	260,403	252,946	267,120	267,881	276,496	293,116	259,476	263,425	308,512	276,548	278,752	279,319
$C_{current}/MSY_d$	0.96	0.98	0.94	0.93	0.90	0.86	0.97	0.95	0.82	0.91	0.90	0.90
S_{MSY}/S_0	0.35	0.29	0.31	0.35	0.28	0.31	0.33	0.28	0.30	0.33	0.29	0.32
$S_{current}/S_0$	0.14	0.15	0.20	0.20	0.25	0.29	0.18	0.19	0.25	0.23	0.22	0.24
$S_{current}/S_{LIMIT}$	1.86	1.95	2.59	2.61	3.23	3.73	2.32	2.47	3.24	2.97	3.05	3.06
$p(S_{current} < S_{LIMIT})$	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
$F_{current}/F_{LIMIT}$	0.47	0.46	0.31	0.38	0.32	0.25	0.38	0.36	0.23	0.33	0.30	0.31
$p(F_{current} > F_{LIMIT})$	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
$S_{current}/S_{MSY_d}$	0.75	1.01	1.43	0.98	1.51	1.68	1.06	1.40	1.95	1.27	1.41	1.36
$P(S_{current} < S_{MSY_d})$	1.00	0.47	0.06	0.57	0.02	0.08	0.33	0.04	0.03	0.13	0.07	0.10

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

APPENDIX 1

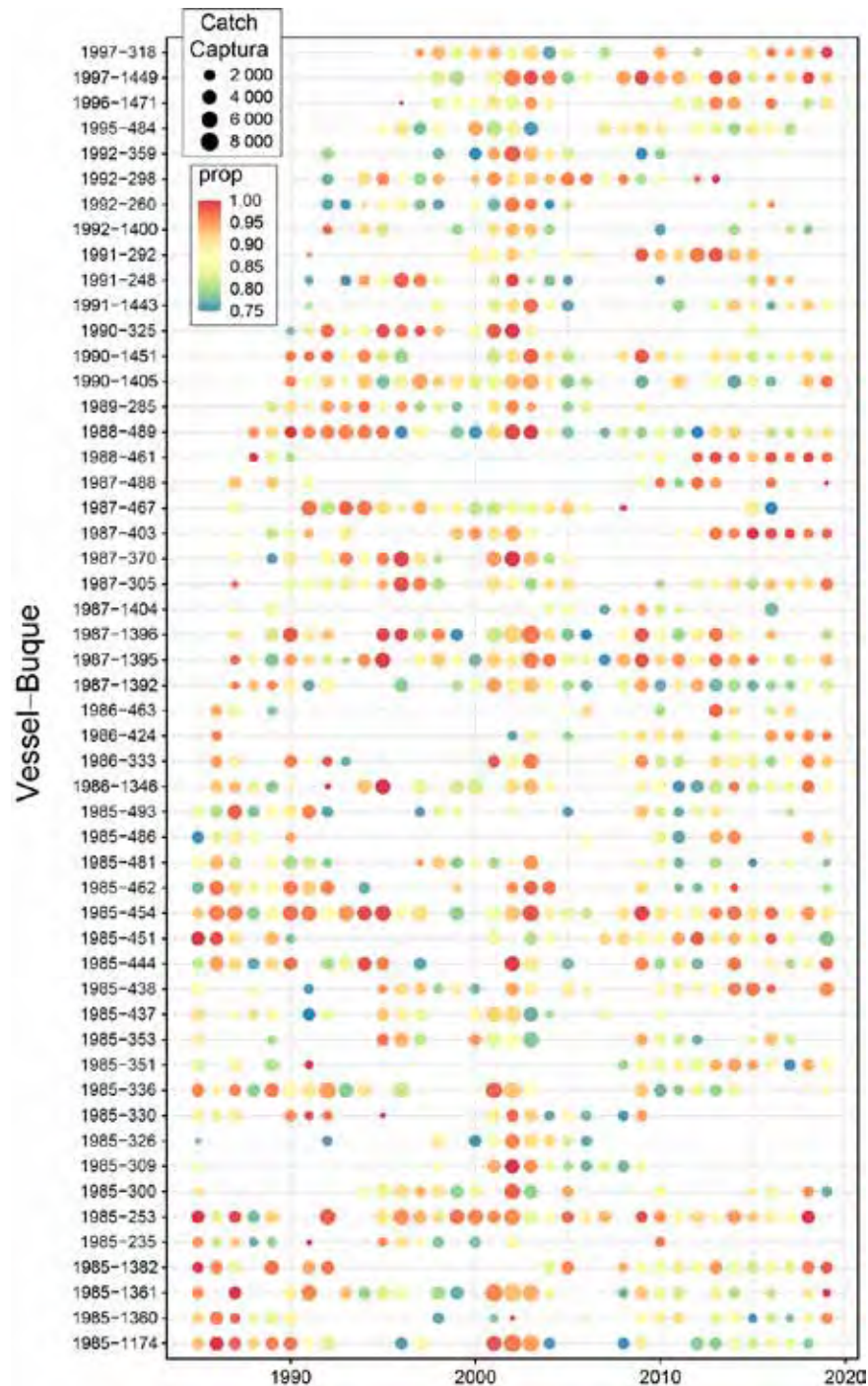


FIGURE A1. Vessels included in the standardization of CPUE to obtain the index of abundance coming from the dolphin-associated fisheries. Vessels (indicated by their codes) are shown on the y-axis. The size of the dot represents the annual catch, and the color the annual proportion of sets on dolphins.

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

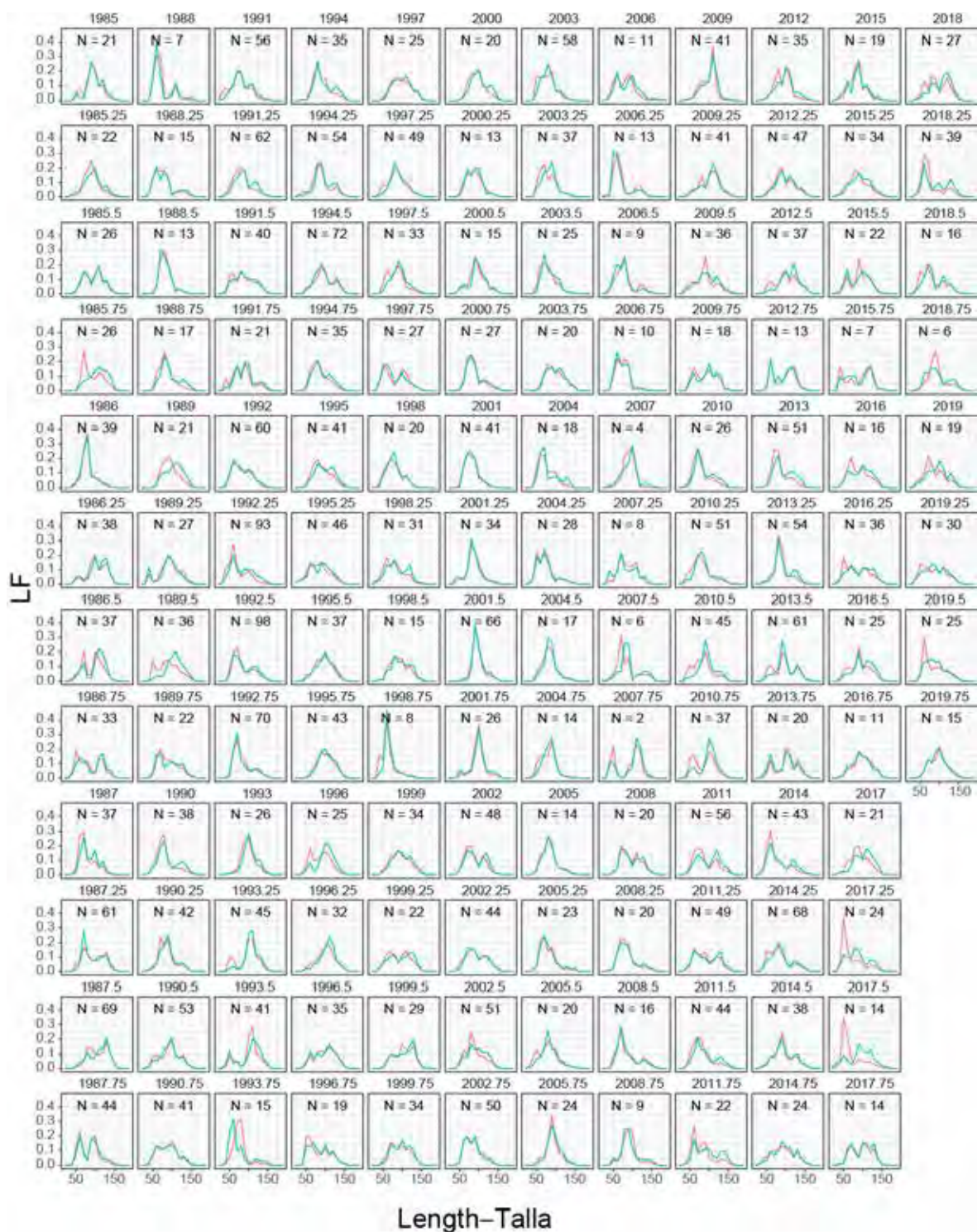


FIGURE A2. Comparison of nominal (red lines) and standardized (blue lines) length frequencies used to represent the index of abundance.

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

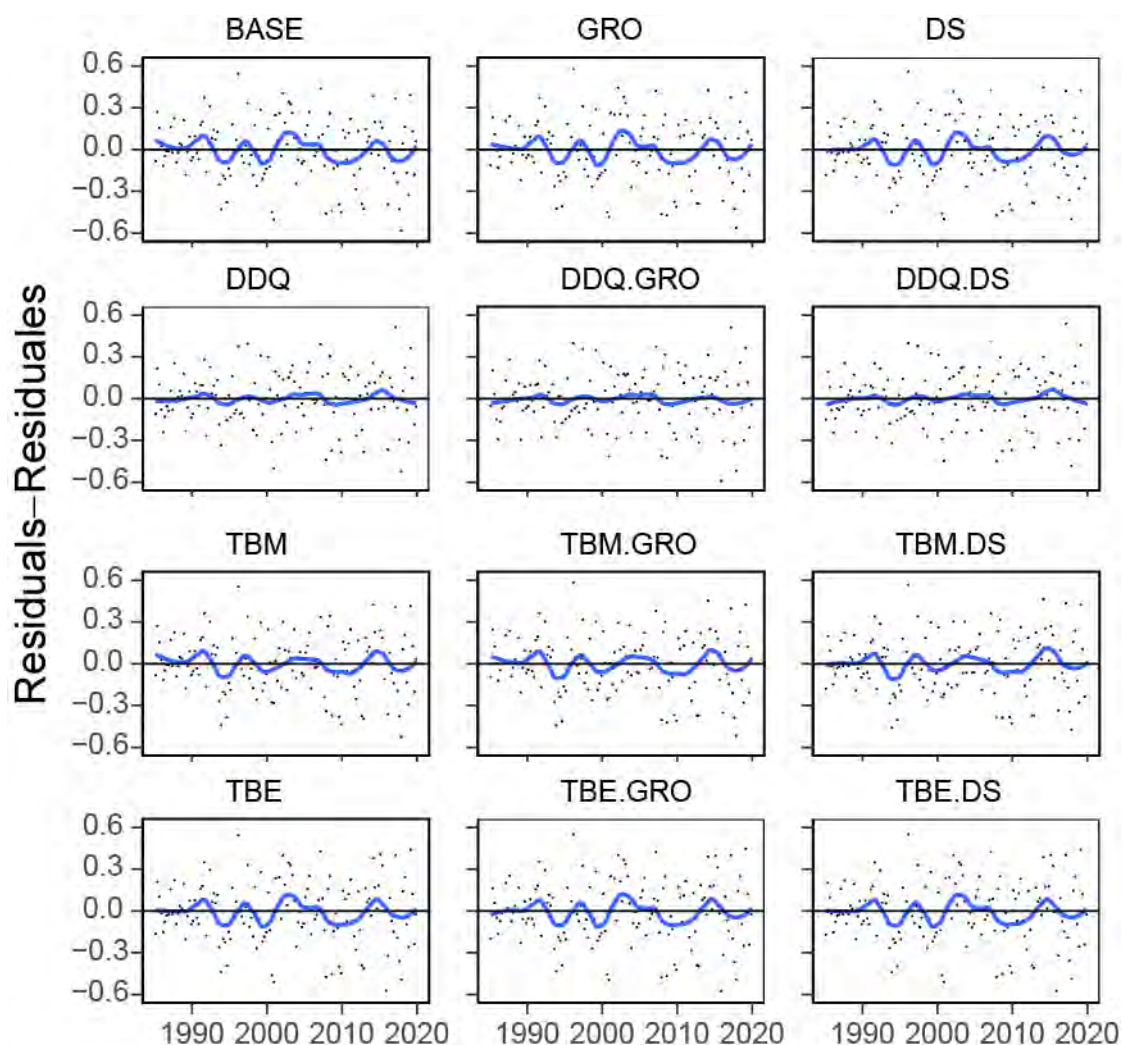


FIGURE A3. Residuals ($\log(\text{observed index}) - \log(\text{expected index})$) for the twelve model configurations with steepness $h = 1$. The lines were built using the *R stats::loess* function for fitting a local polynomial smoother with $\text{span} = 0.25$.

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

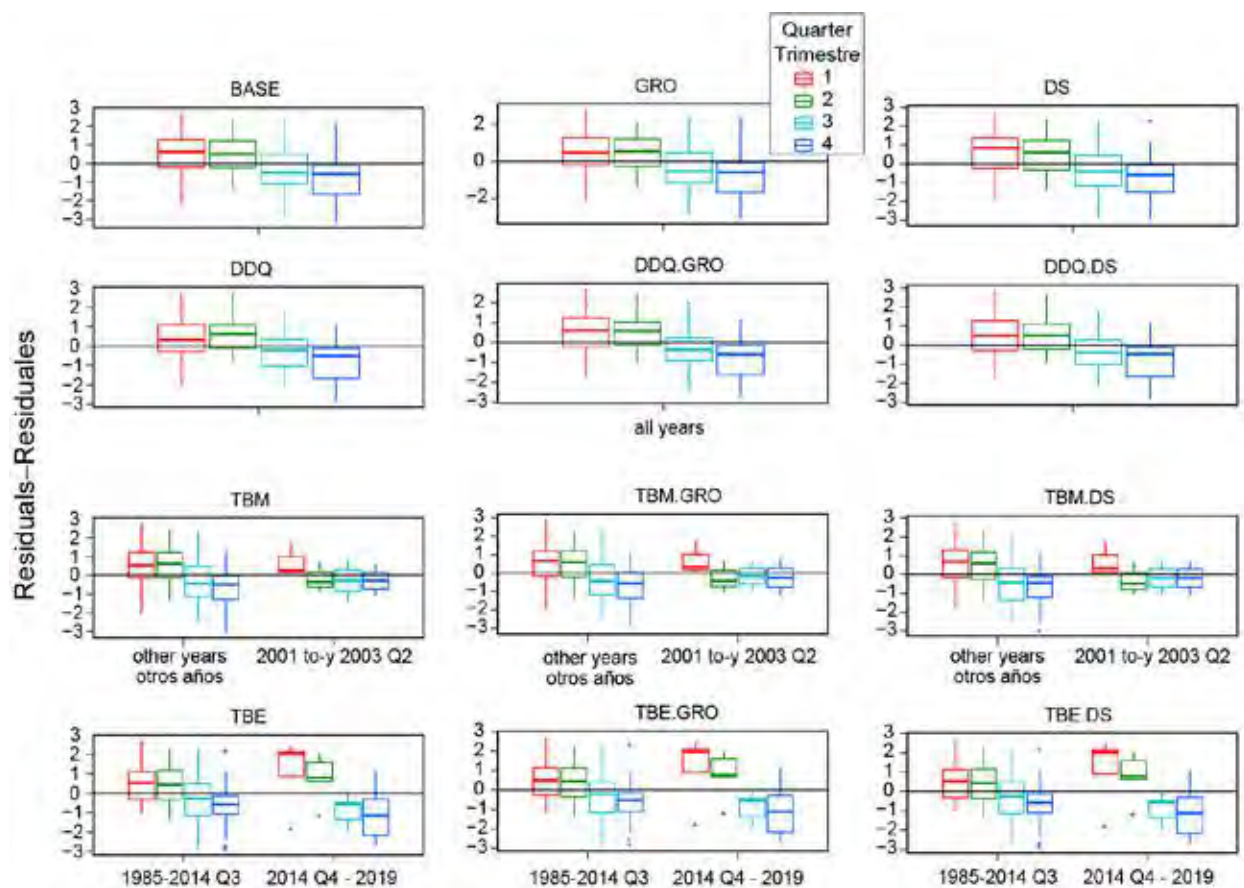


FIGURE A4. Residual (log (observed index)-log(expected index)) plots for the twelve model configurations with steepness = 1.

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

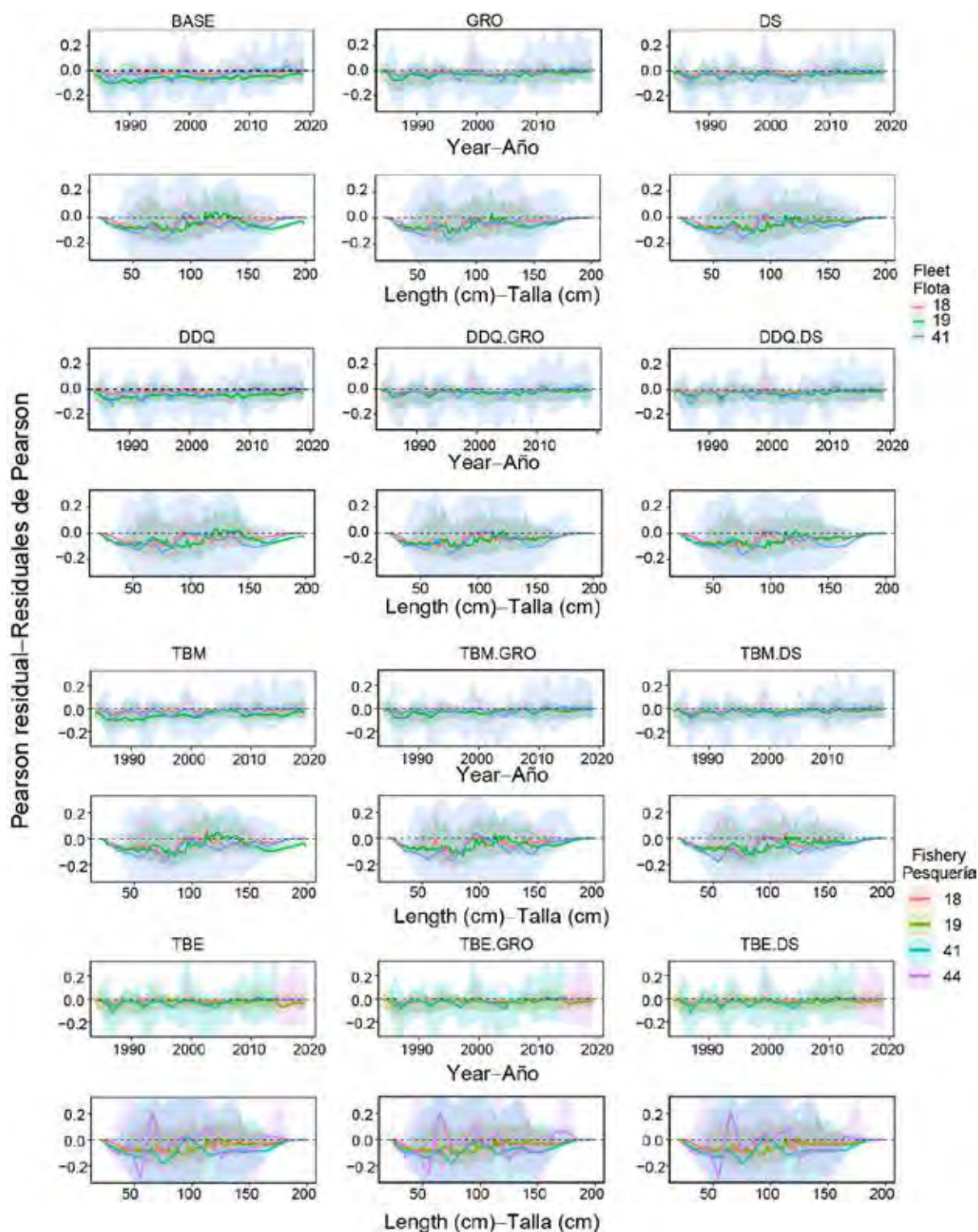


FIGURE A5. Residual plots for the survey (41 – baseline period and 44 - block) and fisheries F18 and F19. The lines are the median residuals and the shaded area are the 25th and 75th percentiles.

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

APPENDIX 2

Integrated models diagnostics

Age-structured production model (ASPM): this diagnostic (Maunder and Piner, 2015) may be used to: (i) evaluate model misspecification, (ii) ascertain the influence of composition data on the estimates of absolute abundance and trends in abundance, and (iii) check whether catch alone can explain the trends in the indices of abundance. The ASPM diagnostic is computed as follows: (i) run the base case model; (ii) fix selectivity parameters at the maximum likelihood estimate (MLE) from the base case model, (iii) turn off the estimation of all parameters except the scaling parameters (R_0), and set the recruitment deviates to zero; (iv) fit the model to the indices of abundance only; (v) compare the estimated trajectory to that of the base case. There is evidence of the existence of a production function if the ASPM can fit well the index of abundance that have good contrast (*i.e.* those that have declining and/or increasing trends), it is also likely that the index, in combination with the catches, provides information on absolute abundance (Maunder and Piner 2015). When the catches cannot explain the changes in the indices, the ASPM will fit the index poorly. This can have several causes: (i) the stock is recruitment-driven; (ii) the stock has not yet declined to the point where catch is a major factor influencing abundance, (iii) the base-case model is incorrect, or (iv) the indices of relative abundance are not proportional to abundance. Checking whether the stock is recruitment-driven involves estimating recruitment deviations when fitting the model (ASPM-R). If this is still not able to capture the population trajectory estimated in the integrated model, it can be concluded that the information about scale in the integrated model is coming from the length composition data. Large confidence intervals on the abundance estimated by the ASPM also indicate that the index of abundance has little information on absolute abundance.

Catch-curve analysis (CCA) is done by fitting the integrated model only to the length composition data, and estimating all parameters except the auxiliary parameters associated with the index (Carvalho *et al.* 2017). The decline in the logarithm of the proportion of catch-at-age with age (the catch curve) provides information on fishing mortality (since the natural mortality assumed to be known), and when combined with catch data provides information on abundance. The CCA is used to verify whether the temporal trend implied by the size composition data is consistent with that coming from the index of abundance. If the two trends are similar, then there is more confidence that the estimated abundance trend is accurate. Two variants of the CCA where used, one that is fit only to data from the fisheries and other that is fit only to the survey data.

Likelihood profile on the global scaling parameter: A likelihood profile of the average recruitment in an unfished (virgin) population in logarithm scale, $\ln R_0$, is used to determine whether information about absolute biomass scaling is consistent among data sets (*e.g.*, Francis, 2011;; Lee *et al.*, 2014; Wang *et al.*, 2014 2). The profile is done by fixing $\ln R_0$ to a range of values around the maximum likelihood estimate (MLE) and estimating all other parameters, then obtaining the contribution of each data set and penalty components to the likelihood conditioned of the value of $\ln R_0$. The profile quantifies how the fit to each data component is degraded by changing the population scale. The data with large amount of information on population scale will show loss of fit (smaller likelihood, or larger negative-log likelihood) as population scale is changed from its best estimate (Lee *et al* 2001). If different data components favor different values for $\ln R_0$, there is contradictory information among them, conditioned on the model, thus pointing to potential model misspecification.

Retrospective analyses: these analyses are useful for determining how consistent a stock assessment method is from one year to the next (Mohn, 1999). The analysis is generally done by eliminating data for the last time step, then repeating the model fit without changing the method and assumptions, removing the last and the second last, running the model again and so on, until a desired amount of data is

cumulatively removed. This shows the effect on the resulting estimated quantities of including more data. Inconsistencies in the results of this progressive removal of data are a signal of inadequacies in the assessment models. The assessment model has a quarterly time step, but new data are updated annually (four quarters at once). Thus, the retrospective analysis was done by removing whole years of data at once.

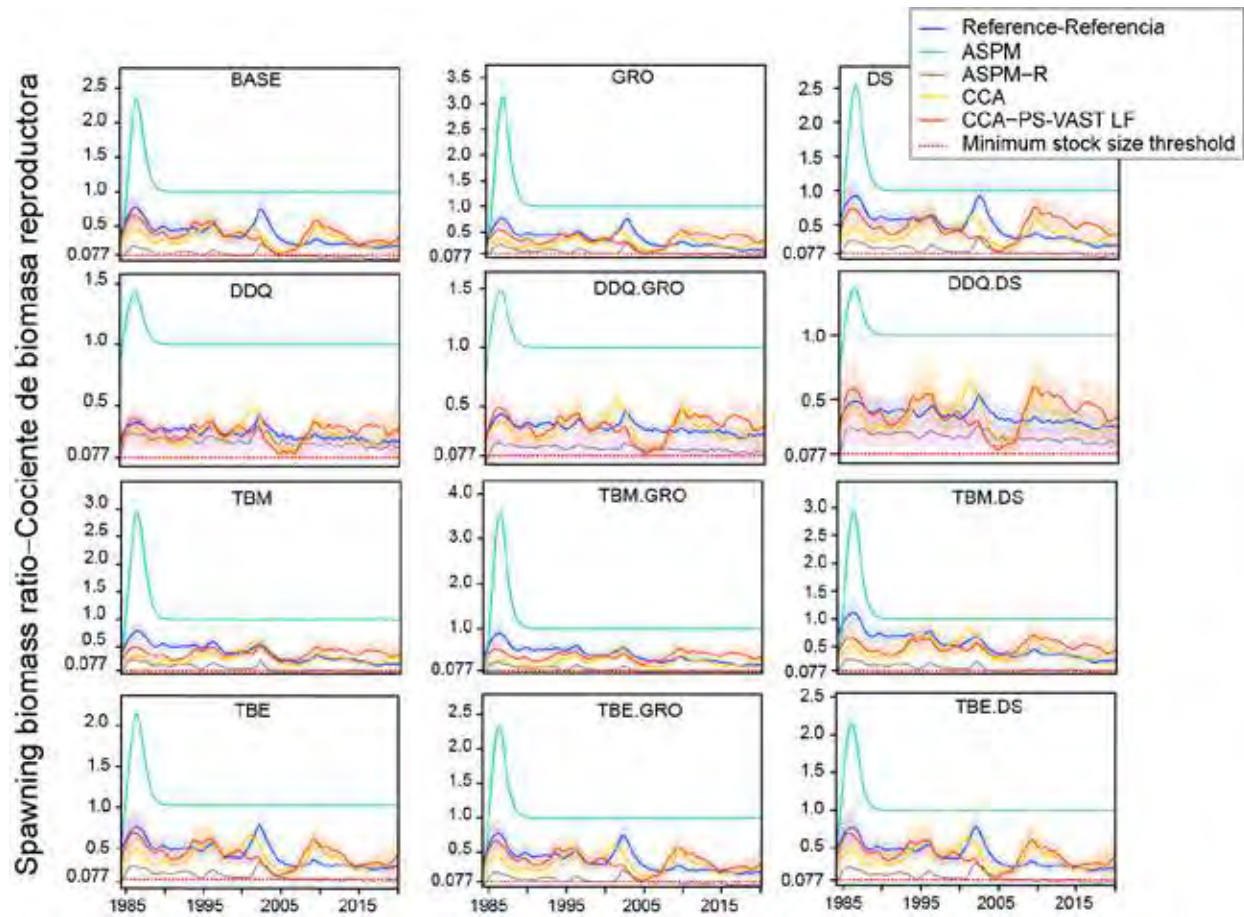


FIGURE A6. Spawning biomass ratios of yellowfin tuna in the EPO, 1985-2019, estimated by the 12 reference models and the corresponding diagnostic models (ASPM, ASPM-R, CCA, CCA-PS-VAST LF). The red dotted line at 0.077 indicates $S = S_{\text{LIMIT}}$.

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

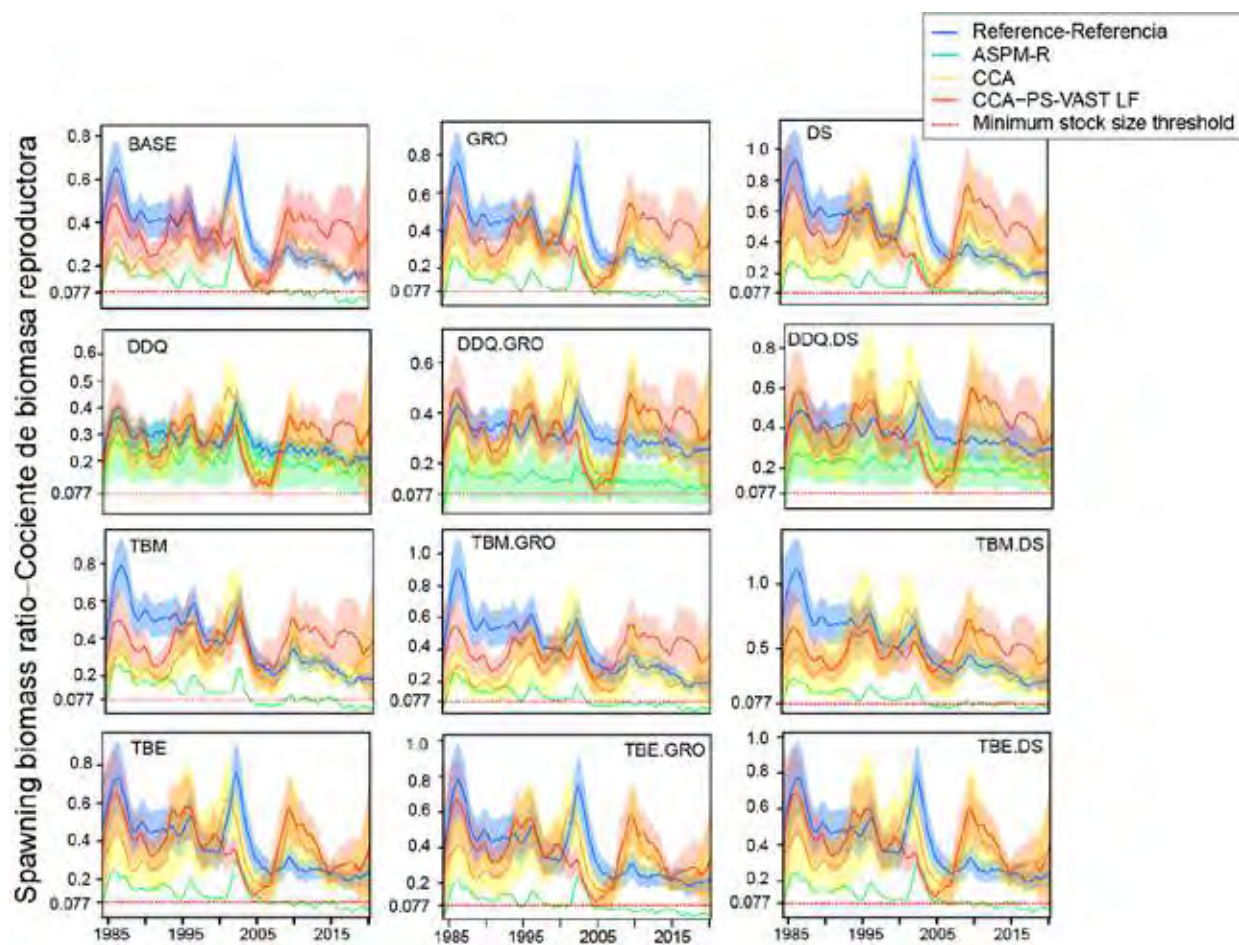


FIGURE A7. Spawning biomass ratios of yellowfin tuna in the EPO, 1985-2019, estimated by the 12 reference models and the corresponding diagnostic models (ASPM-R, CCA, CCA-PS-VAST LF). The lines represent the maximum likelihood estimate (MLE), and the shaded areas the confidence intervals (CI). Models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

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

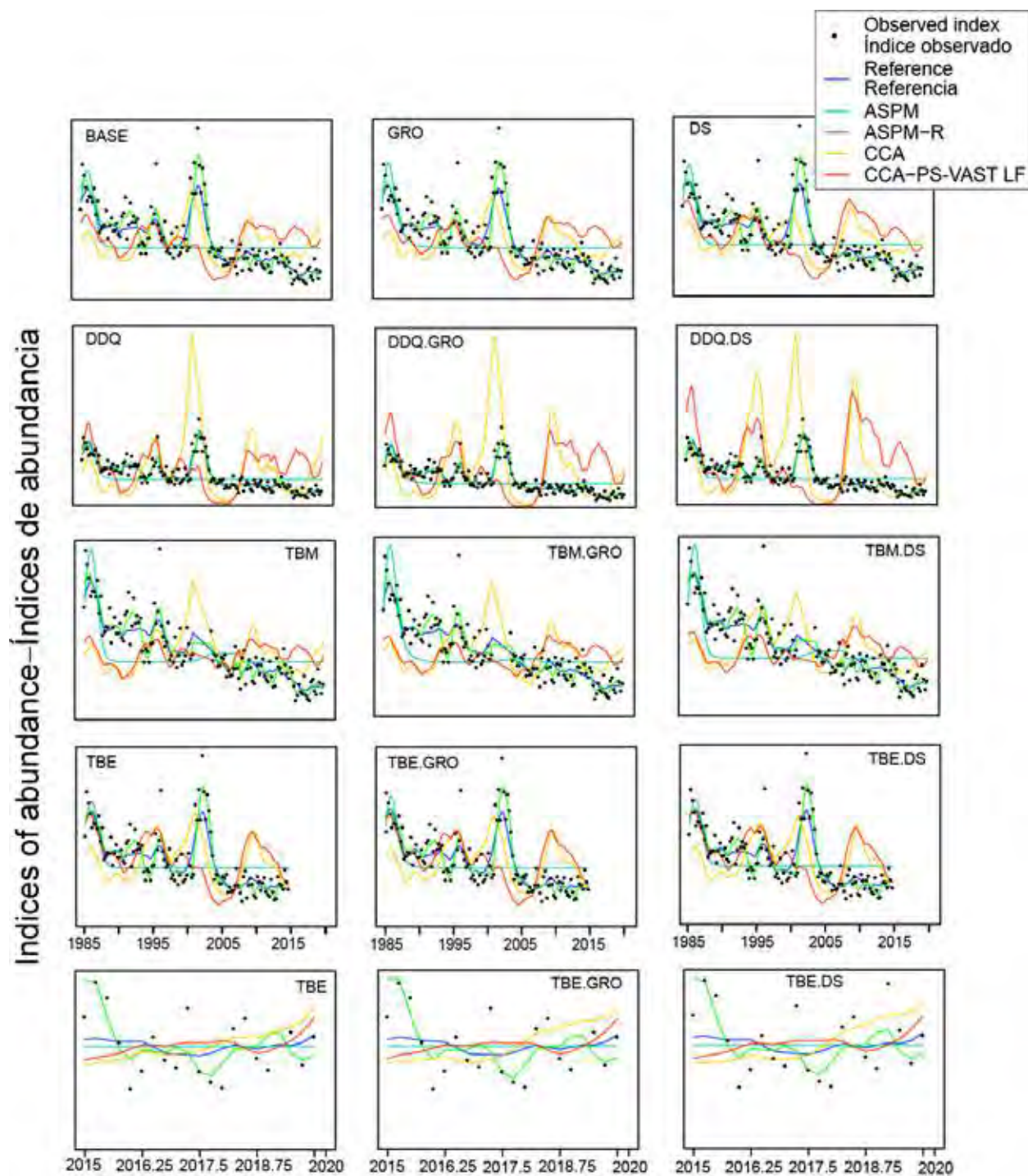


FIGURE A8. Abundance index of yellowfin tuna in the EPO, 1985-2019, estimated by each reference model and the corresponding diagnostic models. The lines represent the maximum likelihood estimates (MLE) or the predictions (for CCA, CCA-PS-VAST LF), the dots are the observed values .

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

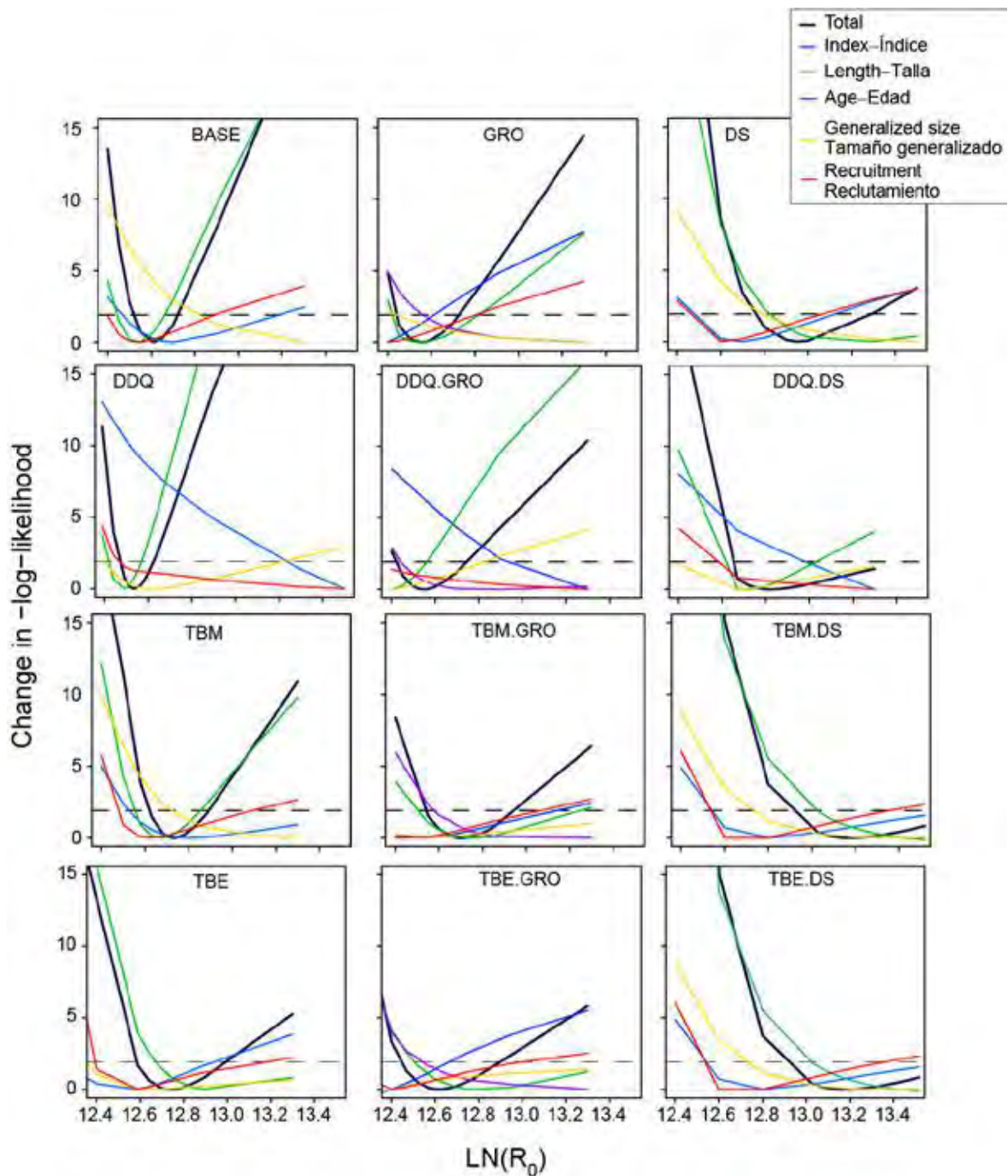


FIGURE A9. Comparison of the likelihood profile for $\ln R_0$ (scaling parameter) for the twelve reference models for yellowfin tuna in the EPO. The two point where the dotted line crossed the total likelihood line are the lower and upper values of the 95% confidence interval (obtained from the chi-square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

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

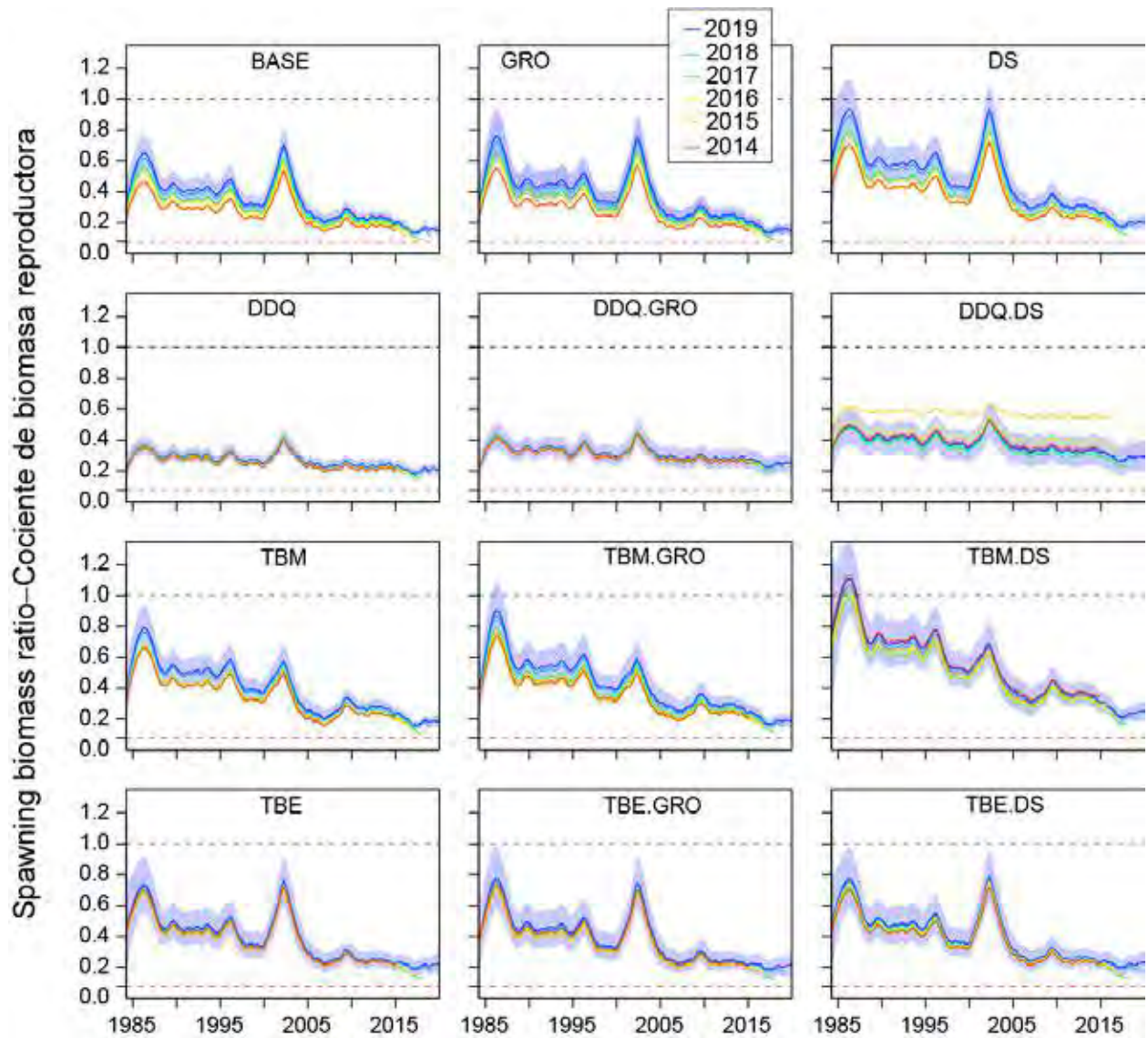


FIGURE A10. Retrospective patterns of the spawning biomass ratio (SBR) for the 12 reference models for yellowfin tuna in the EPO. The black and red dashed lines indicate $SBR = 1$ ($S=S_0$) and $SBR = 0.077$ ($S=S_{LIMIT}$), respectively.

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

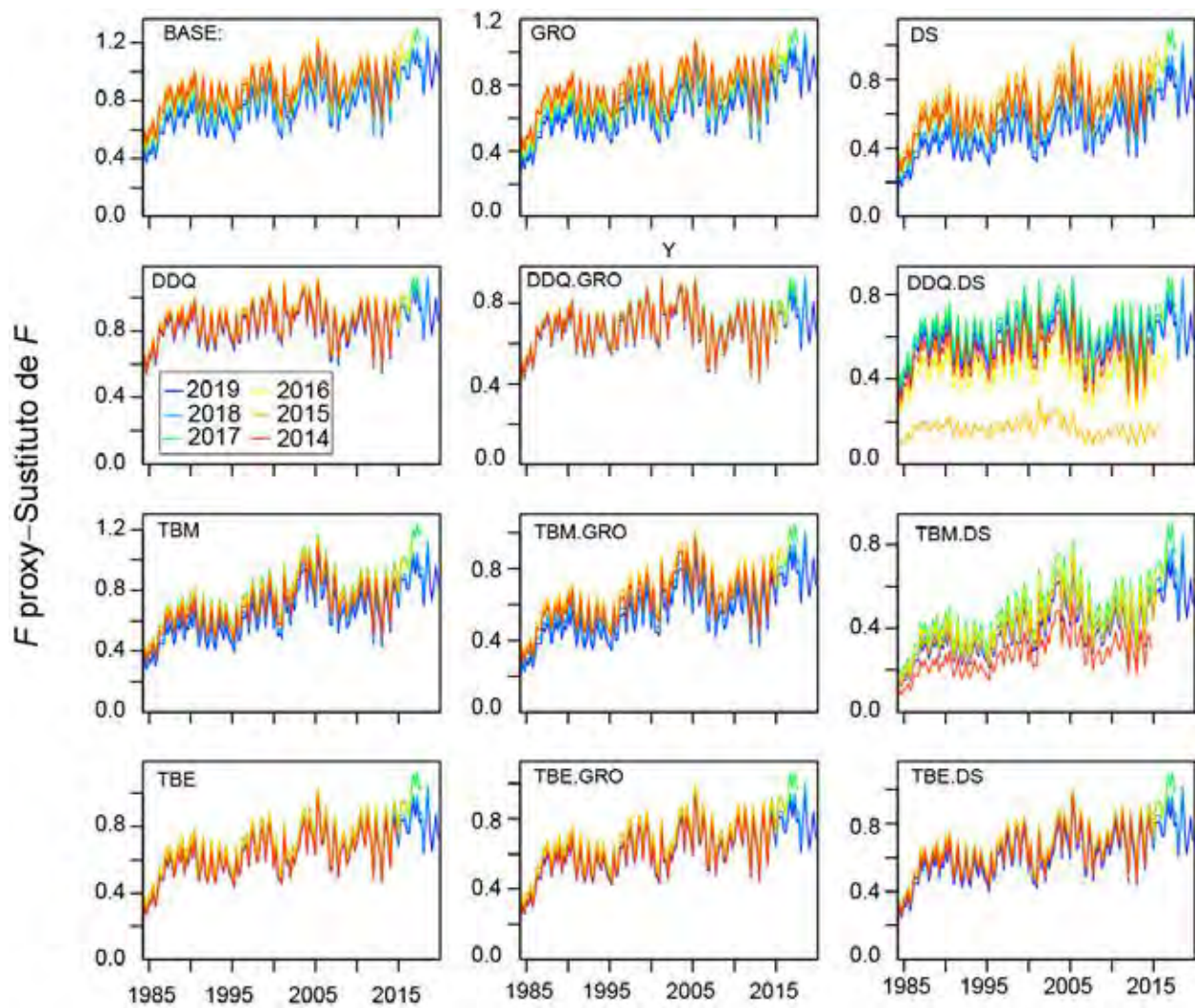


FIGURE A11. Retrospective patterns of fishing mortality proxy $[(1-SBR)/(1-SBR_{MSY})]$, 1984-2019, for the 12 reference models for yellowfin tuna in the EPO.

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

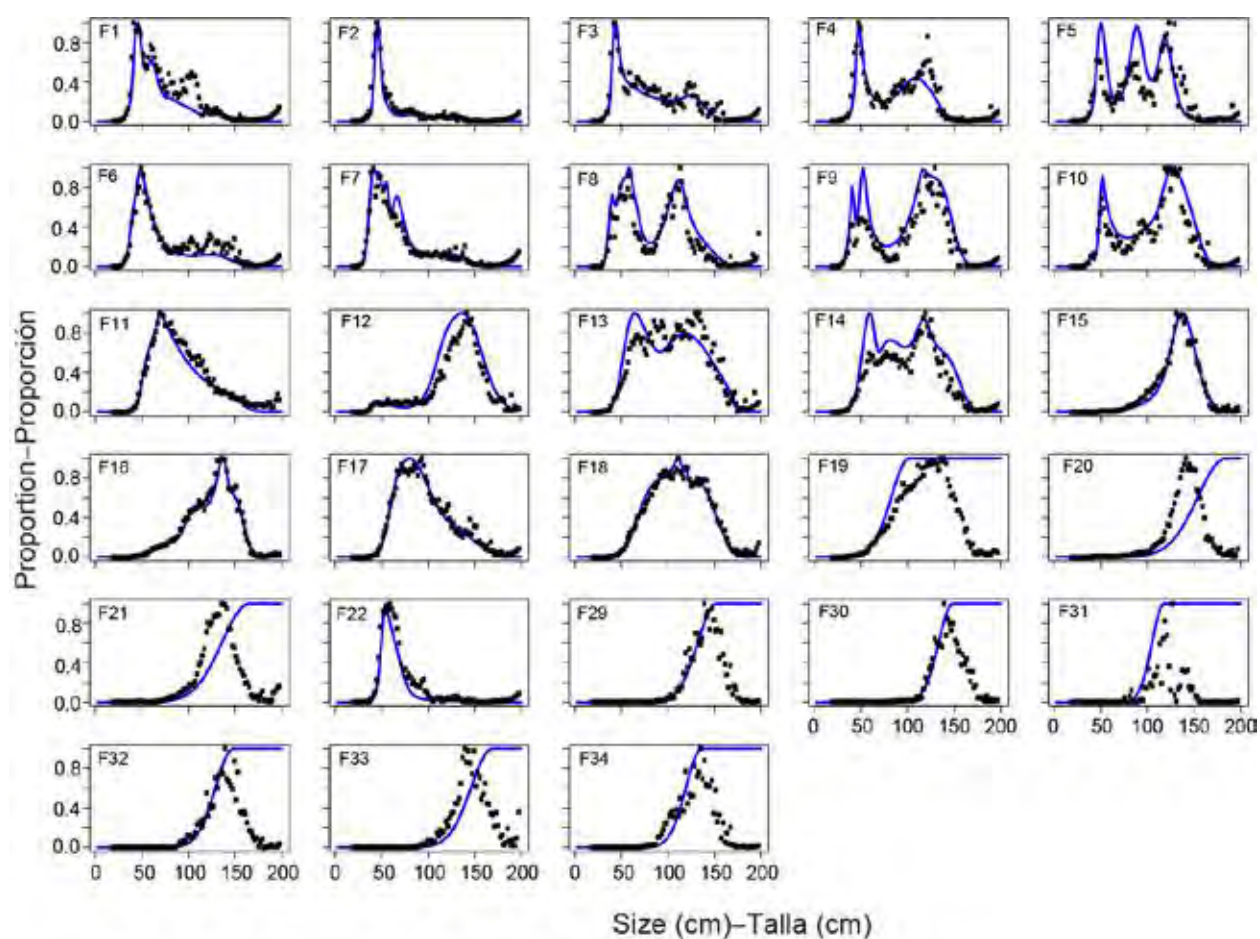


FIGURE A12. Estimated (purple line) and empirical (black dots) average selectivity, by fishery, for the BASE model with $h = 1$ (see text for details).

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

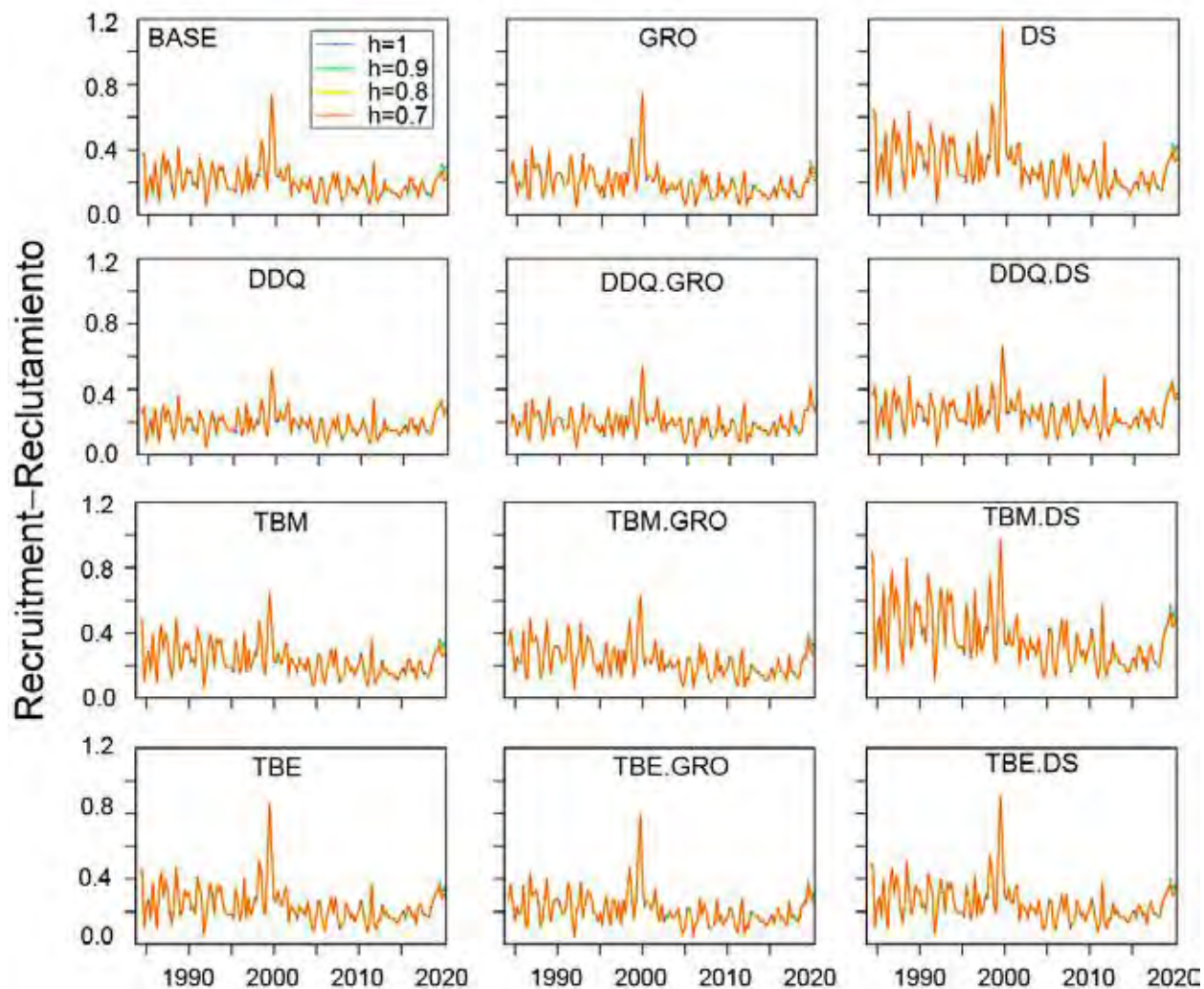


FIGURE A13. Quarterly recruitment of yellowfin tuna to the fisheries of the EPO, 1984-2019, estimated by the 48 models.

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

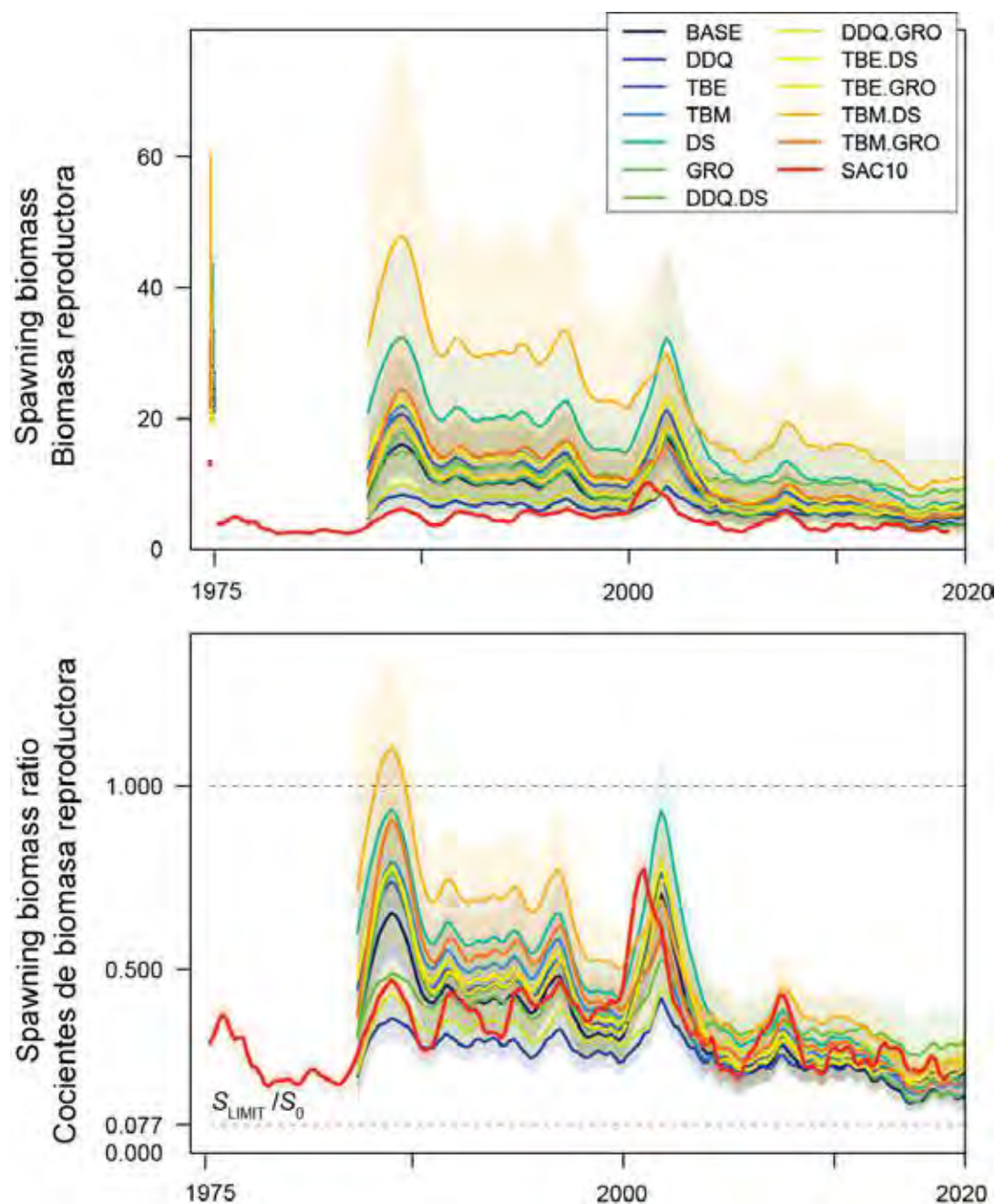


FIGURE A14. Spawning biomass (top) and spawning biomass ratios (SBRs; bottom) of yellowfin tuna in the EPO, for the 12 reference models with $h = 1.0$ (2020) and for the previous assessment (SAC-10, 2019; red line). The solid lines represent the maximum likelihood estimates, and the shaded areas their approximate 95% confidence intervals. Top: the colored bars and points on the left edge are the estimates of virgin spawning biomass for each model. Bottom: the red dashed horizontal line (at 0.077) identifies the $S=S_{LIMIT}$.

FIGURE A14. Biomasa reproductora (arriba) y cociente de biomasa reproductora (abajo) del aleta amarilla en el OPO para los 12 modelos de referencia con $h = 1.0$ (2020) y para la evaluación previa (SAC 10, 2019; línea roja). Las líneas representan las estimaciones de máxima verosimilitud y las áreas sombreadas indican los intervalos de confianza aproximados de 95% alrededor de esas estimaciones. Arriba: Las barras y los puntos de color al principio del panel son las estimaciones de biomasa reproductora virgen para cada modelo. La línea horizontal punteada roja (en 0.077) identifica el $S=S_{LIMIT}$.

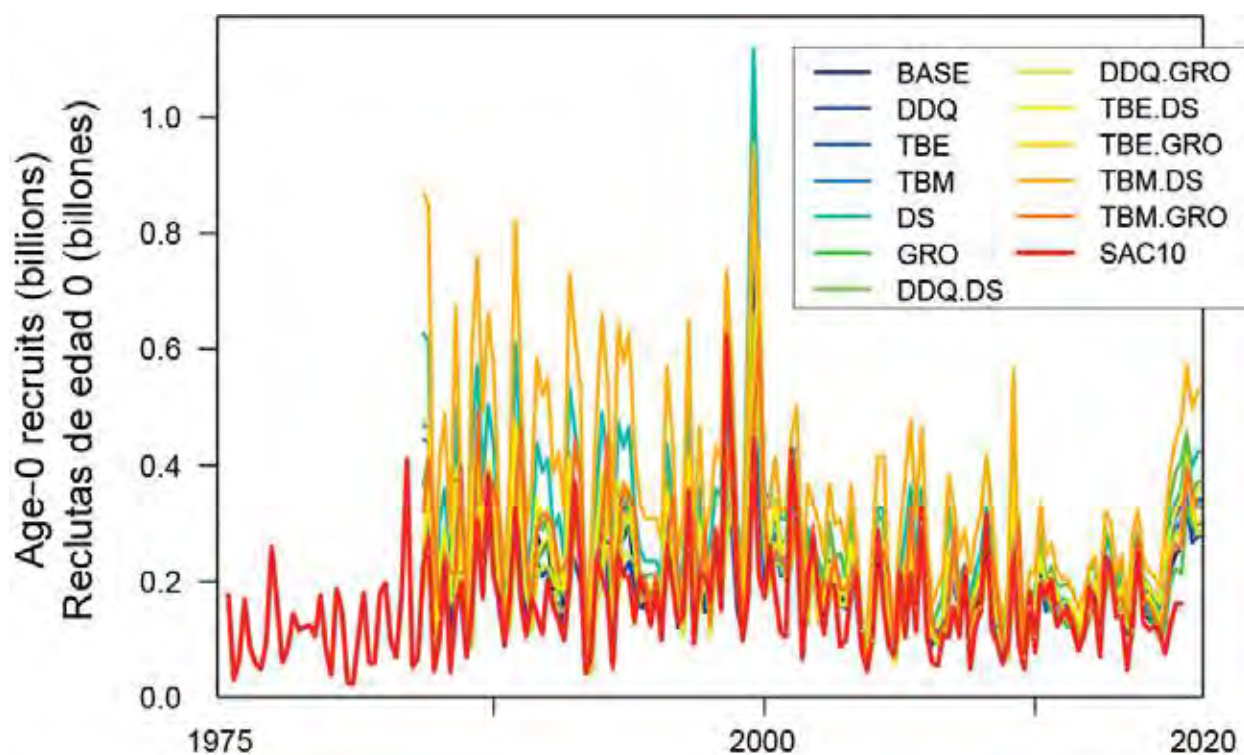


FIGURE A15. Quarterly recruitment of yellowfin tuna to the fisheries of the EPO, by the 12 reference models with $h = 1.0$ (1984- 2020) and by the previous assessment model (SAC-10,1975-2019).

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

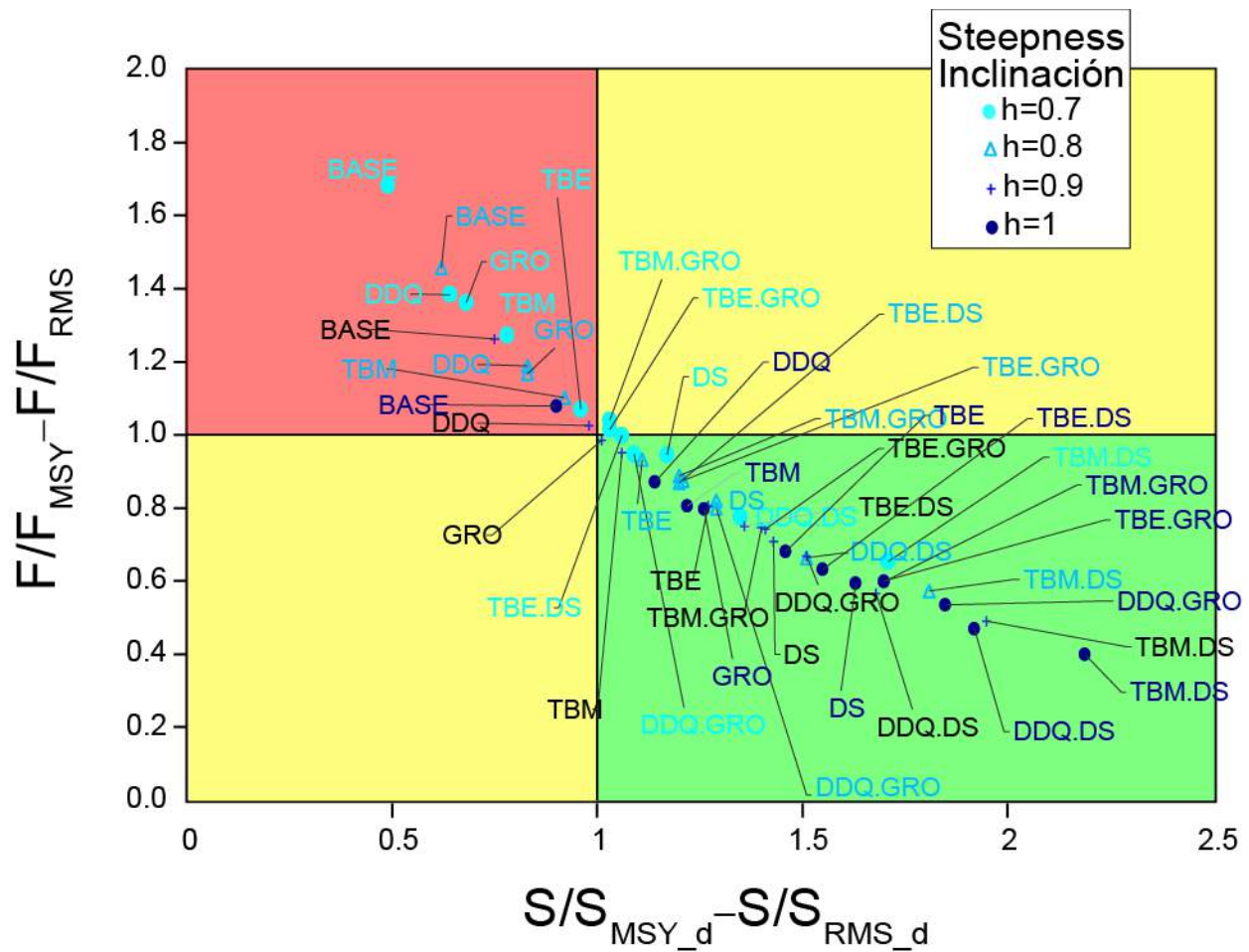


FIGURE A16. Kobe (phase) plot of thepoint estimate by models of most recent spawning biomass (S) and current (2017-2019) fishing mortality (F) of yellowfin tuna in the EPO relative to their MSY-based reference points (S_{MS_d} and F_{MS}), from the 12 reference models (see Table 3 and Figure 2) with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

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

APPENDIX 3

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

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

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

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

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

ÍNDICE

RESUMEN EJECUTIVO	189
1. INTRODUCCIÓN	190
1.1 Antecedentes	190
1.2 El nuevo enfoque.....	191
2. DATOS.....	192
2.1 Pesquerías y ‘estudios’	192
2.2 Captura	196
2.3 Índices de abundancia.....	198
2.4 Datos de composición por tamaño	199
2.5 Edad condicional a la talla	201
3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS	201
3.1 Información biológica y demográfica	202
3.2 Dinámica de la pesca	204
3.3 Ponderación de datos.....	205
3.4 Diagnósticos del modelo	206
4. MODELOS DE REFERENCIA	206
5. RESULTADOS.....	208
5.1 Diagnósticos del modelo	208
5.2 Resultados de la evaluación	211
6. CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN	214
6.1 Definición de puntos de referencia	214
7. DIRECCIONES FUTURAS.....	216
Agradecimientos	216
REFERENCIAS.....	135
Figuras.....	139
Tablas	162
Anexo 1.	217
Anexo 2.	222
Anexo 3	235

RESUMEN EJECUTIVO

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

1. INTRODUCCIÓN

En este informe se presentan los resultados de una evaluación de referencia⁴ de la población del atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) en el Océano Pacífico oriental (OPO), realizado usando *Stock Synthesis* (versión 3.30.15), una plataforma de modelado estadístico integrado de evaluación de poblaciones estructurado por edad. Es la primera evaluación de la especie realizada por el personal científico de la Comisión en el marco del [plan de trabajo de 2018 para mejorar las evaluaciones de los atunes tropicales](#) y, aunque usa la misma plataforma de modelado, la metodología S_{LIMIT}/S_0 es muy diferente. La evaluación ahora forma la base para un análisis de riesgos, que toma en cuenta explícitamente la incertidumbre al determinar la condición de la población y formular el asesoramiento de ordenación. Todos los archivos de entrada y los resultados de esta evaluación de referencia están disponibles en formato [html y pdf](#).

1.1. Antecedentes

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

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

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

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

⁴ Las evaluaciones ‘de referencia’ son análisis completos de los supuestos, las metodologías y/o las fuentes de datos del modelo, mientras que en una evaluación ‘actualizada’ solo se actualizan los datos usados en la evaluación.

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

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

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

1.2. El nuevo enfoque

La presente evaluación de referencia de 2020 del atún aleta amarilla en el OPO, y la evaluación homóloga del patudo ([SAC-11-06](#)), representan un nuevo enfoque a las evaluaciones realizadas por el personal. Anteriormente, se usaba un enfoque de ‘mejor evaluación’, usando un solo modelo de ‘caso base’: las nuevas evaluaciones están basadas en la metodología de ‘análisis de riesgos’, que usa varios *modelos de referencia* para representar varios *estados de naturaleza* (supuestos) plausibles sobre la biología de los peces, la productividad de las poblaciones, y/o la operación de las pesquerías, y toma en cuenta los diferentes resultados, incorporando así efectivamente la incertidumbre en el asesoramiento de ordenación al formularlo⁵. Este cambio, que representa un cambio de paradigma en la CIAT, tanto para el trabajo del personal como para la toma de decisiones de la Comisión con respecto a la conservación de los atunes tropicales, también permite al personal evaluar explícitamente las declaraciones probabilísticas en la regla de control de extracción para los atunes tropicales de la CIAT establecida en la resolución [C-16-02](#).

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

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

⁵ Ver SAC-11 INF-F (Maunder *et al.* 2020) para una descripción de los detalles técnicos del análisis de riesgos, usando al patudo como caso de estudio.

probabilidad de alcanzar los puntos de referencia objetivo y límite especificados en la regla de control de extracción de la CIAT;

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

2. DATOS

2.1. Pesquerías y ‘estudios’

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

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

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

2.1.1. Pesquerías

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

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

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

[10-07](#)).

2.1.2. 'Estudios'

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

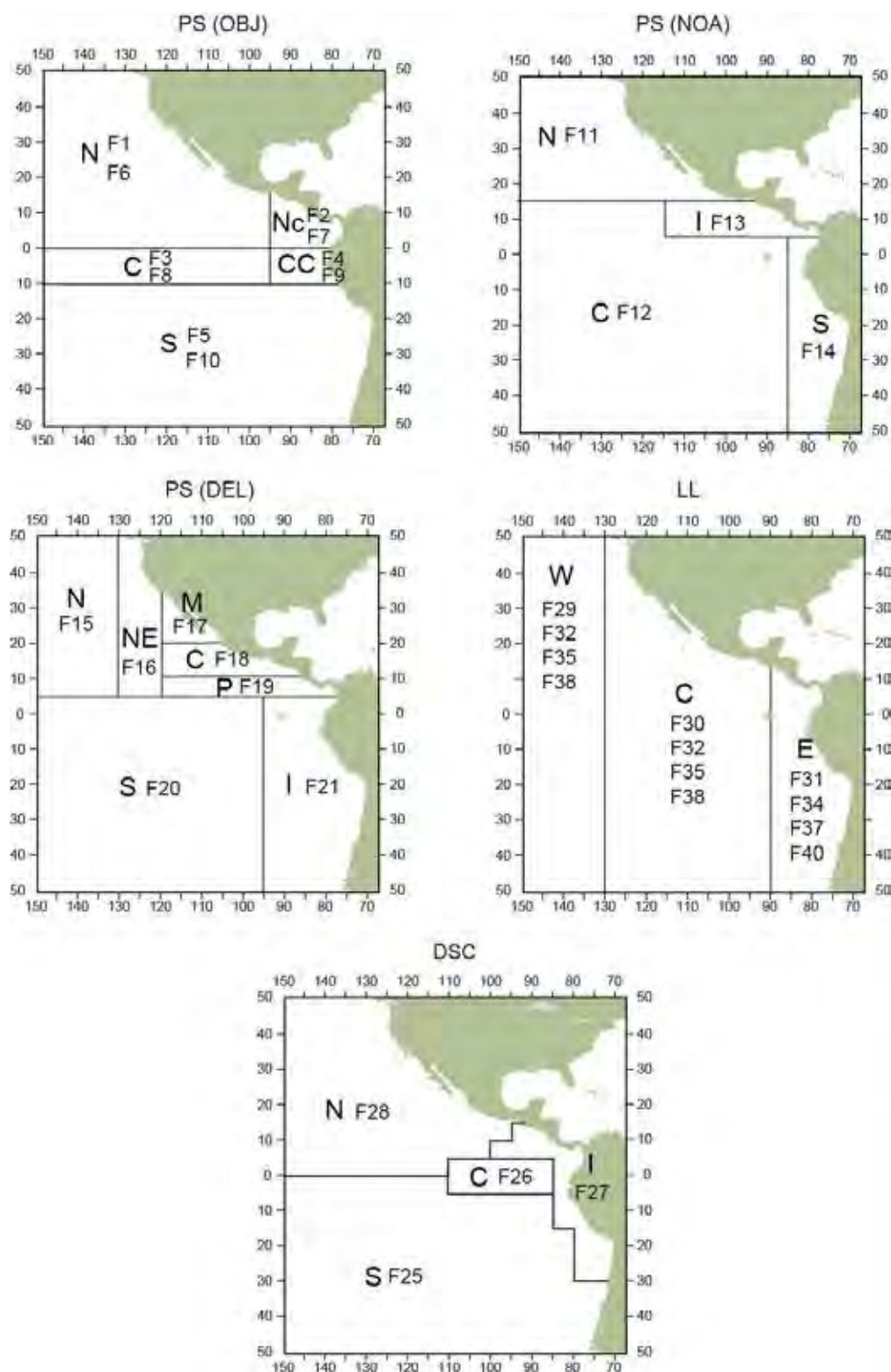


FIGURE 1. Areas corresponding to the fishery definitions (Table 1) used in the stock assessment of yellowfin tuna in the EPO in 2019

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

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

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

	Pesquería	Arte	Tipo de lance	Trimestres	Área	Datos de captura	Unidad
39.	F 1	PS	OBJ	1, 4	1- N	Captura retenida + descartes (ineficacias)	t
40.	F 2				2- Nc		
41.	F 3				3- C		
42.	F 4				4 -Cc		
43.	F 5				5- S		
44.	F 6			2, 3	1- N		
45.	F 7				2- Nc		
46.	F 8				3- C		
47.	F 9				4 -Cc		
48.	F 10				5- S		
49.	F 11		NOA	Todos	1- N	Captura retenida + descartes (todos)	t
50.	F 12				2- C		
51.	F 13				3- I		
52.	F 14				4- S		
53.	F 15		DEL	Todos	1- N		t
54.	F 16				2- NE		
55.	F 17				3- M		
56.	F 18				4- C		
57.	F 19				5- P		
58.	F 20				6- S		
59.	F 21				7- I		
60.	F 22	LP	--	Todos	Todas	Captura retenida	t
61.	F 25	PS	OBJ	Todos	S	Descartes (clasificación por tamaño)	t
62.	F 26				C		
63.	F 27				I		
64.	F 28				N		
65.	F 29	LL	-	1, 4	W	Captura retenida	Miles
66.	F 30				C		
67.	F 31				E		
68.	F 32			2, 3	W		
69.	F 33				C		
70.	F 34				E		
71.	F 35			1, 4	W		t
72.	F 36				C		
73.	F 37				E		
74.	F 38			2, 3	W		
75.	F 39				C		
76.	F 40				E		
	Estudio	Arte	Años	Trimestres		Observación	Unidad
	S 1	PS	1984-2019	Todos		Usado en la evaluación	t
	S 2a	LL	1984-1992	1, 4		No usados	Miles
	S 2b			2, 3			
	S 2c		1995-2018	1, 4			
	S 2d			2, 3			

2.2. Captura

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

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

2.2.1. Red de cerco

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

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

2.2.2. Palangre

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

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

(2018), China (2018), Japón (2016-2018), Corea (2018), y Estados Unidos (2014-2018). Para 2019, y para otros años para los cuales no se disponía de datos de captura, las capturas se fijaron iguales al último año para el que había datos disponibles. En el caso de las flotas que reportaron la captura agrupada por año y celda de 5°, los datos se desagruparon usando la proporción de capturas por trimestre y área para el año más cercano del cual se disponía de datos. Las capturas de los CPC costeros que reportaron capturas agrupadas fueron añadidas al área que contenía la Zona Económica Exclusiva (ZEE) del CPC en cuestión. El algoritmo para calcular la captura por pesquería se describe en [WSBET-02-03](#).

2.2.3. Descartes

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

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

2.2.4. Tendencias de las capturas y los descartes

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

Las pesquerías cerqueras, asociadas principalmente a delfines, se convirtieron en el método de pesca más importante en los años 1960, y han continuado desde entonces (Figura 2). Las principales pesquerías asociadas a delfines se encuentran cerca de Centroamérica y del sur de México (F18, F19; Figura 1). La pesquería cerquera asociada a objetos flotantes ha sido importante desde los años 1970 en las zonas al norte de la línea ecuatorial (F1, F2, F6, F7; Figuras 1 y 2) y cerca de la costa de Sudamérica, entre 10°S y la línea ecuatorial (F4, F9). Las pesquerías sobre objetos flotantes se extendieron ampliamente en el OPO después de 1992. En los últimos 15 años, el número de lances sobre objetos flotantes ha aumentado constantemente hacia su nivel récord actual ([SAC-11-05](#)). Las capturas de las pesquerías sobre objetos flotantes en

las áreas C (F3, F8) y S (F5, F10) aumentaron a partir de 1992. Las principales pesquerías cerqueras no asociadas ocurrieron en el norte (F11) y, a partir de 2010, en el OPO costero y costero del sur (F13, F14). Los descartes debidos a la clasificación en las pesquerías sobre objetos flotantes muestran una reducción comenzando alrededor de 2001, y cesaron casi por completo como consecuencia de resoluciones adoptadas por la CIAT que prohibieron los descartes de atunes pequeños (por ejemplo, C-04-05).

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

2.3. Índices de abundancia

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

2.3.1. Selección de datos

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

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

2.3.2. Procedimiento de estandarización

La estandarización de los datos de captura y esfuerzo fue realizada usando la biblioteca VAST de R (versión 3.0.0) (Thorson y Barnett 2017, Xu *et al.* 2019, Maunder *et al.* 2020b). VAST ajusta un modelo lineal delta generalizado espaciotemporal de efectos mixtos a datos. Modela por separado la probabilidad de encuentro y la tasa de captura positiva, que se supone tienen vínculo *logit* y *log*, respectivamente, y combina los

resultados para producir las estimaciones finales. El uso de modelos espaciotemporales de efecto mixto tiene varias ventajas comparado con los modelos lineales generalizados de efecto fijo usados convencionalmente en la estandarización de la CPUE. En primer lugar, la estimación de correlaciones espaciotemporales permite la predicción de tasas de captura en lugares no pescados con base en la información de áreas/temporadas vecinas. En segundo lugar, las estimaciones de incertidumbre toman en consideración la cobertura espacial y el tamaño de la muestra. En tercer lugar, las estimaciones finales son ponderadas naturalmente por el área relacionada a cada nudo en el dominio espacial más que por el tamaño de la muestra. Tanto la probabilidad de encuentro como las tasas de captura son modeladas con predictores lineales que incluyen un término de intercepto (efecto años-trimestre), efectos de buque sobre capturabilidad y efecto espacial (Xu *et al.* 2019). El efecto espacial es representado por una malla de 200 nudos. El modelo convergió (gradiente = 0.0004) con una matriz Hessiana positiva definida.

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

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

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

2.4. Datos de composición por tamaño

2.4.1. Pesquerías

2.4.1.1. Cerco

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

Al igual que con la composición por especie, la composición por talla de la captura, en número de peces por intervalo de talla de 1 cm, se estima por estrato y luego se agrupa en todos los estratos para obtener estimaciones trimestrales para cada pesquería. Posteriormente, el número estimado de peces se convierte en proporción de peces por talla para la evaluación. Los números estimados por talla se obtienen multiplicando las estimaciones a nivel de bodega de la proporción por talla, combinadas en todas las bodegas muestreadas, por la captura total estimada en número para las especies en el estrato. Desde 2000, las estimaciones de bodega de las proporciones por talla hacen uso del número de especies y los datos de medición de tallas. En el documento [WSBET-02-06](#) se pueden encontrar detalles sobre los estimadores.

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

2.4.1.2. Palangre

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

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

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

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

2.4.2. Estudio

Las frecuencias de talla de aleta amarilla asociadas al índice de abundancia (“estudio”) fueron también obtenidas de la estandarización de los datos de la pesquería cerquera asociada a delfines usando VAST, con la inclusión de una variable de respuesta multivariada (Thorson y Haltuch 2018, Maunder *et al.* 2020b). Los datos usados fueron las frecuencias de talla recolectadas por el programa de muestreo en puerto. Las frecuencias de talla, extendidas a la captura en la bodega, fueron agrupadas por

trimestre, celda de 5° y tipo de lance. Los datos agrupados fueron extendidos a la captura en un estrato usando datos de las bases de datos de observadores y de bitácora. Los estratos fueron definidos como combinaciones de trimestre-celda de 5°. El criterio de selección de buque y celda espacial fue igual que la CPUE. La variable de respuesta multivariada fue tasa de captura por clase de frecuencia de talla (en tonelada por día⁻¹ de pesca). Las clases de frecuencia de talla fueron definidas por intervalos de 10 cm, desde 20 hasta 190 cm.

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

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

2.5. Edad condicional a la talla

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

3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS

Se usó una plataforma de modelación estadística integrada de poblaciones con estructura de edades para realizar la evaluación de referencia del atún aleta amarilla en el OPO para 2019 (*Stock Synthesis* Versión V3.30.15;2020_03_26, Methot y Wetzel 2013). Se usaron dos versiones subsiguientes no publicadas (V3.30.15.03-opt y V3.30.15.04-safe, provistas por Rick Methot, NOAA Fisheries) para estimar la variabilidad de $F_{\text{actual}}/F_{\text{RMS}}$, $F_{\text{actual}}/F_{\text{LÍMITE}}$ y S_0 dinámica. Se calcularon ponderaciones de Francis, correcciones del sesgo de desviación del reclutamiento y otras cantidades y gráficas auxiliares usando la biblioteca *r4ss* de R (versión 1.38.0), el conjunto de paquetes de *tidyverse* (1.3.0) y código original disponible del repositorio [IATTCassessment](https://github.com/CIAT-IBR/IATTCassessment) de la CIAT.

El periodo del modelo es 1984-2019. El año inicial es diferente de las evaluaciones previas, que comenzaron en 1975, porque los datos de la pesquería de cerco antes de 1984 con la información espacial necesaria para estandarizar el índice y las frecuencias de talla son limitados. La escala temporal del modelo es el trimestre, y se definen 30 clases de edad, de 0 trimestres a 29+ trimestres (7.25 años). Se definió la estructura de tallas de la población como intervalos de 2 cm, desde 2 hasta 200+ cm. El modelo es

estructurado por sexo, con mortalidad natural diferente por sexo. Se define la composición por tallas usando intervalos de 2 cm, desde 20 hasta 198+ cm, para las pesquerías, y de 10 cm para los estudios, desde 20 hasta 190 cm. Los modelos son ajustados a las capturas (con alta precisión), índices de abundancia relativa, y datos de composición por talla. Los modelos que estimaron el crecimiento fueron también ajustados a datos de edad condicional a la talla. Se supuso que las capturas totales observadas no estaban sesgadas, eran relativamente precisas, y fueron ajustadas suponiendo una distribución lognormal de errores con un error estándar (EE) de 0.01.

3.1. Información biológica y demográfica

3.1.1. Crecimiento

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

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

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

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

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

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

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

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

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

3.1.2. Mortalidad natural (M)

Esta evaluación, al igual que las evaluaciones previas, supone que, a medida que envejece el aleta amarilla, la tasa de mortalidad natural (M) cambia (Maunder y Aires-da-Silva 2012). Se trata a los machos y hembras

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

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

3.1.3. Biología reproductora y reclutamiento

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

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

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

La proporción de hembras maduras de talla p_L es:

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

donde L es la talla furcal en centímetros.

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

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

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

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

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

La inclinación es un parámetro clave en las evaluaciones de poblaciones, pero su estimación es problemática (Lee *et al.* 2012). Para los atunes, existen pocas pruebas de cualquier valor en particular. En las

evaluaciones previas, el modelo de caso base suponía que $h = 1$. La presente evaluación incorpora la incertidumbre en la inclinación mediante la inclusión de cuatro hipótesis en el modelo de referencia: $h = 0.7, 0.8, 0.9, \text{ o } 1.0$.

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

3.1.4. Desplazamientos y estructura de la población

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

3.2. Dinámica de la pesca

3.2.1. Condiciones iniciales

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

3.2.2. Selectividad

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

Se supuso para la mayoría de las flotas que las curvas de selectividad por talla tenían forma de domo y fueron modeladas inicialmente usando funciones doble normales. Los ajustes preliminares a la función doble normal no fueron satisfactorios, e indicaron que se deberían usar funciones de selectividad más flexibles. La necesidad de formas más complejas y flexibles para la selectividad podría deberse a que la selectividad abarca no sólo el patrón de selección de arte sino también la disponibilidad espaciotemporal de los peces de distintos tamaños. Es probable que existan patrones estacionales debido a condiciones oceanográficas o desplazamientos, y éstos serán asimilados en las curvas de selectividad. Por lo tanto, se

adoptaron curvas de selectividad basadas en *splines* cúbicos (Tabla 2). El número de *splines* cúbicos y la posición de los nodos fueron obtenidos inicialmente mediante un ajuste de funciones *spline* a la selectividad 'empírica' (la razón entre el número de peces por clase de talla en las capturas al y el número correspondiente en la, obtenida de modelos poblacionales preliminares usando supuestos de selectividad doble normales. Se realizaron los ajustes usando un ajuste externo en *R* (biblioteca [freeknotsplines](#)). Se realizó un ajuste inicial con las configuraciones sugeridas de los *splines* y luego se afinaron. Se incluyó siempre un nodo al principio y otro al fin de la distribución de tallas de la flota para evitar cambios excesivos en selectividad en las colas de las distribuciones. Se fijó el parámetro para uno de los *splines* en un valor arbitrario y los valores de los otros nodos fueron estimados relativos a ese parámetro en los modelos de evaluación.

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

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

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

3.3. Ponderación de datos

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

Se supuso que los datos de composición por talla tienen distribuciones multinomiales, con la varianza proporcional al tamaño de la muestra. El tamaño de muestra de entrada para las pesquerías de cerco fue igual al número de bodegas muestreadas. El número de pescados muestreados en una bodega no puede ser usado para representar el tamaño de la muestra porque pescados almacenados en la misma bodega podrían provenir del mismo cardumen y por lo tanto no ser muestras independientes, y sus tamaños podrían estar altamente correlacionados (Pennington *et al.* 2002). Para las ejecuciones preliminares del modelo usadas para estimar la selectividad de las pesquerías de palangre, se usó la frecuencia de tallas de la pesquería palangrera y se fijó el tamaño de la muestra igual al número de pescados/100. Se usó el método de Francis para ponderar los datos de composición por talla (TA1.8 en Francis 2011). Se realizó una ejecución preliminar con ponderación igual a 1 y se calcularon factores de reponderación ("ponderaciones Francis") con base en la precisión del ajuste del modelo a los datos de composición por talla (Tabla 2). Adicionalmente, se redujo aún más la ponderación de todas las composiciones por talla con distribución multimodal multiplicando las ponderaciones Francis por 0.5, porque es probable que las distribuciones

multimodales son resultado de procesos no modelados explícitamente (por ejemplo, desplazamientos). De forma análoga al índice de abundancia, la verosimilitud de la composición por tallas también asimilará especificación errónea del modelo y variabilidad de proceso no modelada. En la Figura 5C se ilustran los tamaños de muestra ajustados.

3.4. Diagnósticos del modelo

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

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

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

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

4. MODELOS DE REFERENCIA

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Crecimiento estimado (GRO): El valor fijo usado para la talla asintótica es mayor que aquel de los escasos datos de marcado, pero algo consistente con los datos de otolitos (que no sirven para determinar la edad de peces viejos). Los datos de otolitos preceden el periodo de la evaluación y los de marcado son de distribución espacial y temporal limitadas. Esta hipótesis postula que podría ser apropiado estimar el

crecimiento dentro del modelo de evaluación, y con el modelo se ajustaría mejor a los datos de composición por talla para la pesquería con selectividad asintótica. El modelo GRO también se ajusta a los datos de edad condicional a la talla para informar las estimaciones del crecimiento.

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

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

5. RESULTADOS

5.1. Diagnósticos del modelo

5.1.1. Convergencia del modelo

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

5.1.2. Ajuste a los índices de abundancia cerqueros

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

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

5.1.3. Ajustes a los datos de frecuencia de talla

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

Para todas las pesquerías y para el estudio, el tamaño efectivo promedio de la muestra (con base en McAllister y Ianelli 1997) es entre cinco y 20 veces mayor que el tamaño de la muestra de entrada ajustada (Anexo 3, Tabla A1). Tal como se esperaba, el ajuste a las frecuencias de talla del estudio es mejor para los modelos con bloques de selectividad. El ajuste de diferentes configuraciones del modelo a la composición de frecuencia de talla es muy similar para todas las pesquerías menos tres: F3, F18, y F19. F19 es la pesquería con selectividad asintótica supuesta en tres de los modelos, en forma de domo en tres modelos, y bloques de selectividad (asintótica y en forma de domo) en seis modelos. Los modelos TBM.DS muestran el mejor ajuste a estos datos. F18 es una de las pesquerías con las capturas más grandes durante el periodo entero de la evaluación (Figura 2), y la que señala un aumento de la talla media en los últimos años (Figura

5B). El mejor ajuste a estos datos es el de los modelos que consideran que el índice está relacionado con la abundancia de forma no lineal (DDQ, DDQ.DS y DDQ.GRO). Por último, F3 es una pesquería sobre objetos flotantes que expandió a partir de mediados de los años 1990 y tiene una distribución de frecuencias de talla asimétrica hacia las tallas más grandes (Figura 5A). Los modelos con el mejor ajuste a estos datos son aquellos que estiman el crecimiento (DDQ.GRO, GRO, TBE.GRO y TBM.GRO).

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

En la Figura A5 se presentan gráficas de residuales para el estudio y las pesquerías F18 y F19. Los residuales negativos a partir de 2000 mejoran usando los modelos con un bloque de tiempo en ese momento (TBM, TBM.GRO, TBM.DS). La tendencia hacia residuales positivos al fin de la serie de tiempo es reducida por los modelos con un bloque de tiempo al fin (TBE, TBE.GRO y TBE.DS). Por último, las tendencias hacia residuales negativos de las tallas más grandes para F19 es mejorada por los modelos que usan selectividad en forma de domo o crecimiento estimado.

5.1.4. Ajuste general

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

5.1.5. Diagnósticos del modelo integrado

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

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

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

índice de abundancia es necesario para informar o limitar la variación y las tendencias temporales.

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

Algunos supuestos parecen ser clave para resolver especificaciones erróneas del modelo, mientras que otros no tienen efecto: el supuesto de selectividad en forma de domo y el cambio en la capturabilidad parecen clave, mientras que estimar el crecimiento no es importante. Los modelos de referencia TBE y DS tienen la mejor correspondencia con los ACC excepto en 2001-2007, cuando el ACC predice biomazas menores que los modelos de referencia, y alrededor de 2010, cuando el ACC predice una biomasa mayor (Figura A7). El TBM resuelve las discrepancias de 2001-2007. Los modelos que estiman el crecimiento tienen patrones similares a aquellos con crecimiento fijo (e idénticos en otros aspectos). Esto indica que comprender los cambios en las estrategias de pesca (por ejemplo, arte, comportamiento de búsqueda, demanda comercial de pescado grande) es un elemento central para la evaluación de la población de aleta amarilla.

5.1.5.2 Perfil de verosimilitud sobre R_0

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

5.1.5.3 Análisis retrospectivos

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

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

5.1.6. Estimaciones de los parámetros

5.1.6.1. Condiciones iniciales

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

5.1.6.2. Selectividad

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

5.1.6.3. Capturabilidad y densodependencia

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

5.1.6.4. Crecimiento

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

5.2. Resultados de la evaluación

5.2.1. Reclutamiento

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

Los patrones generales varían en magnitud para las diferentes configuraciones. Por ejemplo, el reclutamiento elevado de 1999 es mucho mayor en el modelo DS que en el modelo TBM.DS, donde la mayor

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

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

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

5.2.2. Mortalidad por pesca (F)

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

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

vulnerables a la pesquería cerquera antes de 2015. Es intrigante que los modelos con un bloque de tiempo en medio (TBM, TBM.GRO y TBM.DS) estimen la misma F baja que los de TBE. Usando un bloque de tiempo para la capturabilidad (2001-2003) y selectividad (2002-2007) del índice, el modelo TBM estima una trayectoria de biomasa análoga a los modelos TBE, dado que las capturas son fijas, lo que se traduce en mortalidades por pesca similares.

5.2.3. Impactos de la pesca

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

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

5.2.4. Comparación con la evaluación previa

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

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

Otras diferencias importantes entre el modelo de SAC-10 y la evaluación actual son las definiciones de las pesquerías y la selectividad supuesta para cada pesquería. Las pesquerías en la evaluación actual fueron

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

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

6. CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN

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

6.1. Definición de puntos de referencia

La resolución [C-16-02](#) define puntos de referencia objetivo y límite, expresados en términos de biomasa reproductora (S) y mortalidad por pesca (F) para las especies de atunes tropicales: patudo, aleta amarilla, y barrilete. Se describen a continuación, junto con el método usado para calcularlos en este documento, junto con la regla de control de extracción (RCE) que los implementa.

6.1.1. Puntos de referencia límite

El **punto de referencia límite de biomasa reproductora ($S_{\text{LÍMITE}}$)** es el valor umbral de S que debe ser evitado, pues cualquier reducción adicional podría poner en peligro la sostenibilidad de la población. La $S_{\text{LÍMITE}}$ provisional adoptada por la CIAT en 2014 es la biomasa reproductora que produce 50% del reclutamiento virgen (R_0) si la relación población-reclutamiento sigue la función de Beverton-Holt con una inclinación (h) de 0.75. Esta biomasa reproductora equivale a 0.077 de la biomasa reproductora virgen (S_0) de equilibrio (Maunder y Deriso 2014 – [SAC-05-14](#)). La RCE requiere que se tomen medidas si la probabilidad (P) de que la biomasa reproductora a principios de 2020 (S_{actual}) esté por debajo de $S_{\text{LÍMITE}}$ es mayor que 10%. Por lo tanto, con el fin de proporcionar asesoramiento de ordenación, $S_{\text{actual}}/S_{\text{LÍMITE}}$, y la probabilidad de que $S_{\text{actual}} < S_{\text{LÍMITE}}$ (o que $P(S_{\text{actual}}/S_{\text{LÍMITE}} < 1)$, que se calcula suponiendo que la función de distribución de probabilidades de la razón es normal), se incluyen (Tabla 8).

El **punto de referencia límite de mortalidad por pesca ($F_{\text{LÍMITE}}$)** es el valor umbral de F que debe evitarse porque una pesca más intensa podría poner en peligro la sostenibilidad de la población. La $F_{\text{LÍMITE}}$ provisional adoptada por la CIAT en 2014 es la tasa de mortalidad por pesca que, en condiciones de equilibrio, mantiene el nivel de la población reproductora en $S_{\text{LÍMITE}}$. La RCE requiere que se tomen medidas si la

probabilidad de que la F promedio en 2017-2019 (F_{actual}) esté por encima de $F_{\text{LÍMITE}}$ es $> 10\%$. Por lo tanto, con el fin de proporcionar asesoramiento de ordenación, $F_{\text{actual}}/F_{\text{LÍMITE}}$, y la probabilidad de que esta razón sea > 1 (suponiendo que la función de distribución de probabilidades de la razón es normal), se incluyen (Tabla 8).

6.1.2. Puntos de referencia objetivo

El **punto de referencia objetivo de biomasa reproductora** es el nivel de biomasa reproductora que se debe alcanzar y mantener. La CIAT adoptó S_{RMS} (la biomasa reproductora que produce el RMS) en 2014 como punto de referencia objetivo. La RCE requiere que acciones tomadas para lograr S_{RMS} tengan una probabilidad mínima de 50% de restablecer la biomasa reproductora al nivel del RMS dinámico (S_{RMS_d}) en cinco años o dos generaciones. Aquí, S_{RMS_d} es igual a $S_{\text{RMS}_{d1}}$, que se deriva proyectando la población a futuro, suponiendo reclutamiento histórico y una tasa de mortalidad por pesca que produce el RMS. El valor de $S_{\text{RMS}_{d1}}$ usado para calcular los puntos de referencia para el aleta amarilla es la S promedio en los últimos cuatro trimestres de la proyección. Con el fin de proporcionar asesoramiento de ordenación, $S_{\text{actual}}/S_{\text{RMS}_{d1}}$, y la probabilidad de que esta razón sea < 1 (suponiendo el mismo CV que para $F_{\text{actual}}/F_{\text{RMS}}$), se incluyen (Tabla 8).

El RMS dinámico (S_{RMS_d}) es la suma de las capturas totales en los últimos cuatro trimestres de la proyección).

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

En la **gráfica de Kobe** (Figuras 21 y A16), la serie de tiempo de S_{RMS_d} se calcula con base en dos aproximaciones: (1) $S_{\text{RMS}_{d1}}$ como se definió anteriormente, y $S_{\text{RMS}_{d2}} S_{0_d} (S_{\text{RMS}}/S_0)$, donde S_{0_d} es la biomasa reproductora dinámica en ausencia de pesca, y S_{RMS}/S_0 es el nivel de reducción que, en equilibrio, produce el RMS. Las dos aproximaciones se ponderan de la siguiente manera para obtener la trayectoria de S_{RMS_d} (en la gráfica de Kobe):

$$S_{\text{RMS}_d}(t) = (1 - p(t)) S_{\text{RMS}_{d1}}(t) + p(t) S_{\text{RMS}_{d2}}(t) \text{ (Ecuación 7)}$$

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

6.1.3. Estimaciones de condición de la población

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

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

Todos los modelos de referencia sugieren que un valor de inclinación más bajo corresponde a estimaciones más pesimistas de la condición de la población: menor biomasa reproductora con respecto a los puntos de referencia y mayor mortalidad por pesca con respecto a los puntos de referencia. Sin embargo, independientemente del valor supuesto para la inclinación, los modelos BASE (que suponen un crecimiento fijo, una relación lineal entre el índice de abundancia y la biomasa vulnerable, ningún cambio en

la selectividad y selectividad asintótica para la pesquería de cerco que captura los peces más grandes) estiman que la población está por debajo del nivel de RMS ($S < S_{RMS_d}$) y que la mortalidad por pesca está por encima de ese nivel ($F > F_{RMS}$). Por el contrario, los modelos que suponen selectividad en forma de domo para la pesquería F19 (DS, TBM.DS, TBE.DS, DDQ.DS) estiman lo opuesto. La condición de la población a principios de 2020 estimada por los modelos restantes depende del valor supuesto para la inclinación. Existe incertidumbre considerable asociada a estas estimaciones (Figura 20); varios modelos que están en el cuadrante verde de la gráfica de Kobe (Figura 20) tienen intervalos de confianza que incluyen los cuadrantes amarillo y rojo, lo que implica que esos modelos también apoyan en cierta medida las hipótesis de que la población está por debajo del nivel de RMS y que la mortalidad por pesca está por encima de ese nivel.

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

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

7. DIRECCIONES FUTURAS

Las recomendaciones del [panel de revisión externa](#), así como las lecciones aprendidas en esta evaluación de referencia, serán tomadas en cuenta en el futuro. Específicamente, el personal planea enfocarse en:

7.1. Recolección de información nueva y actualizada

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

7.2. Refinamientos del modelo y métodos de evaluación

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

AGRADECIMIENTOS

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

ANEXO 1.

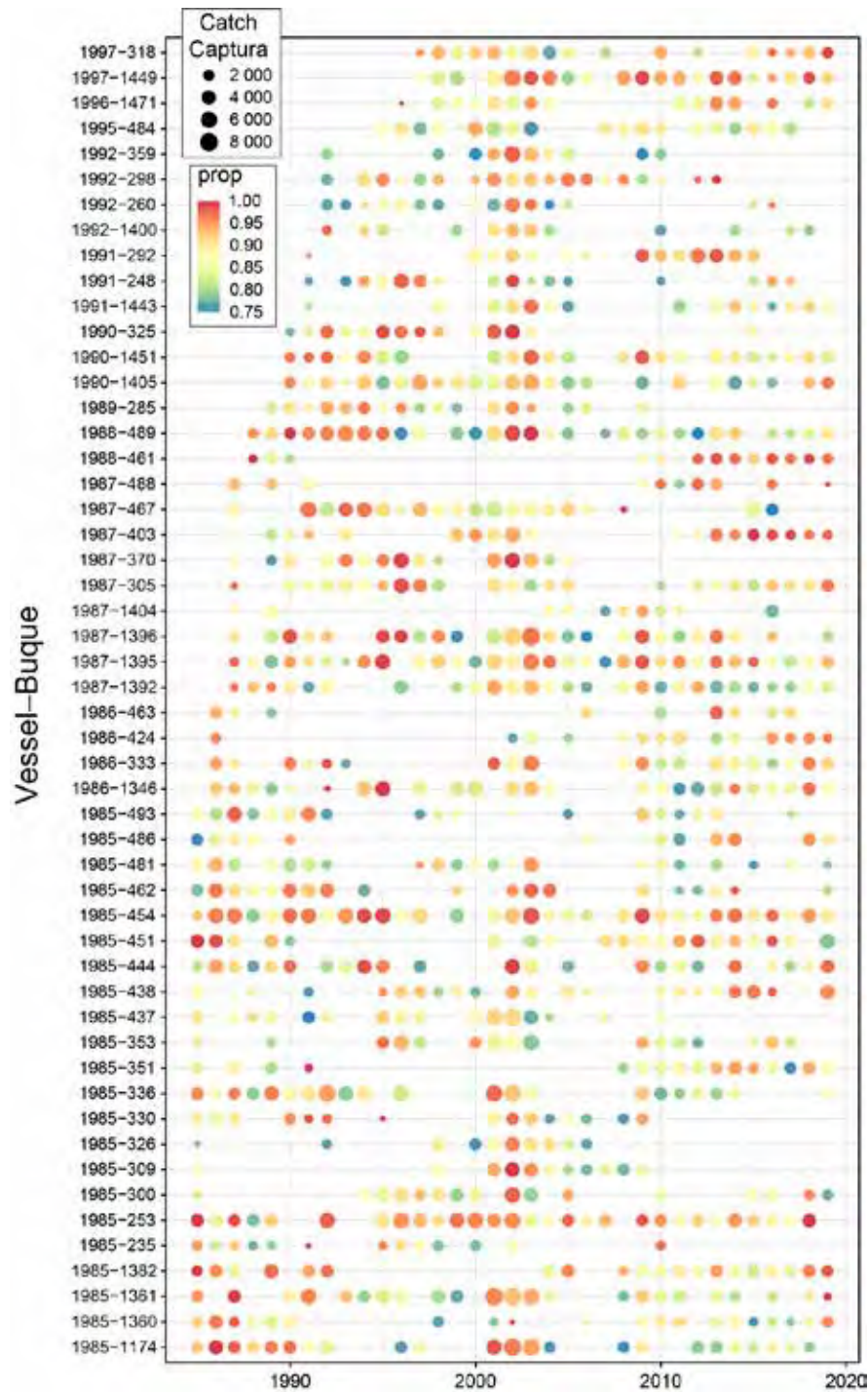


FIGURE A1. Vessels included in the standardization of CPUE to obtain the index of abundance coming from the dolphin-associated fisheries. Vessels (indicated by their codes) are shown on the y-axis. The size of the dot represents the annual catch, and the color the annual proportion of sets on dolphins.

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

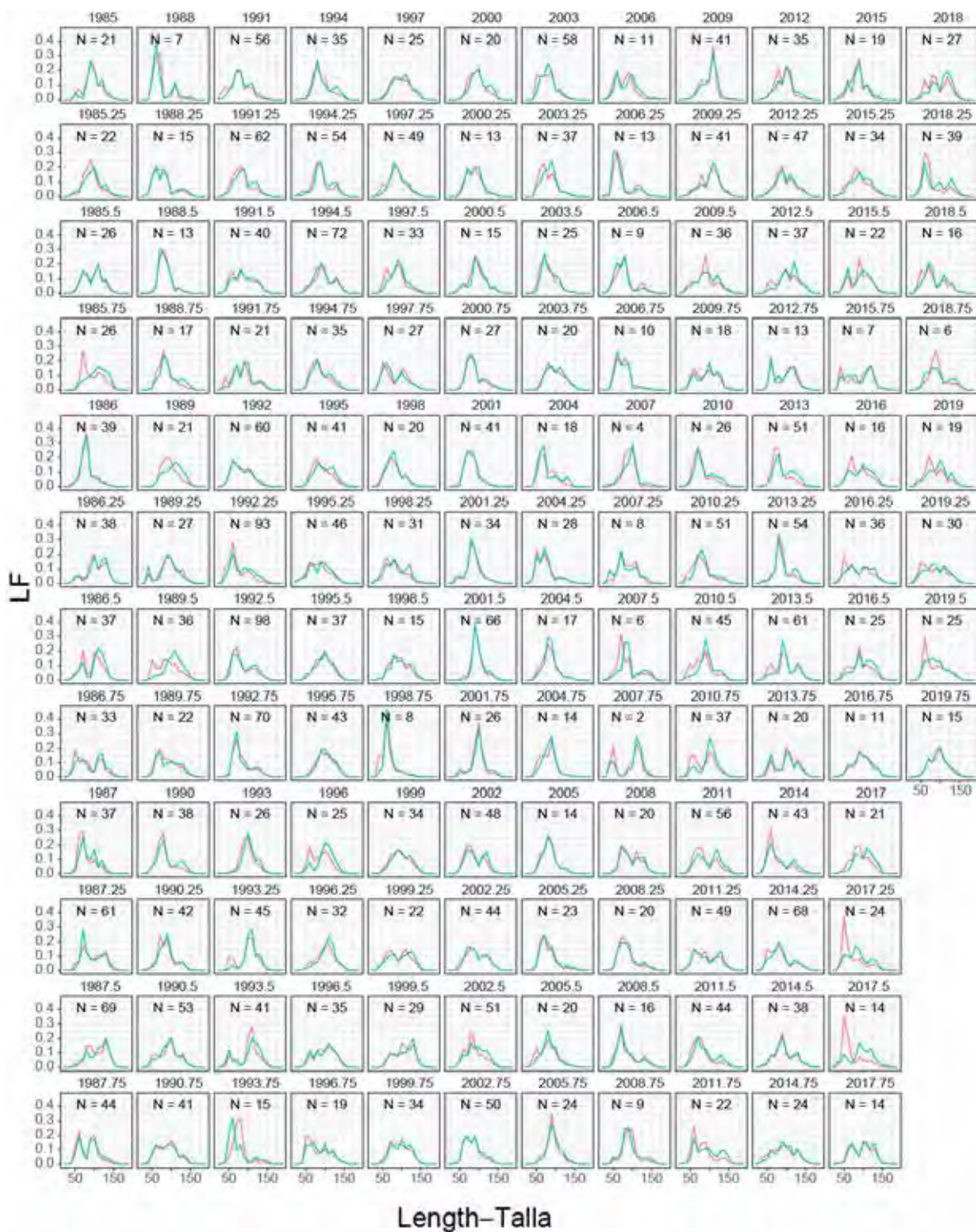


FIGURE A2. Comparison of nominal (red lines) and standardized (blue lines) length frequencies used to represent the index of abundance.

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

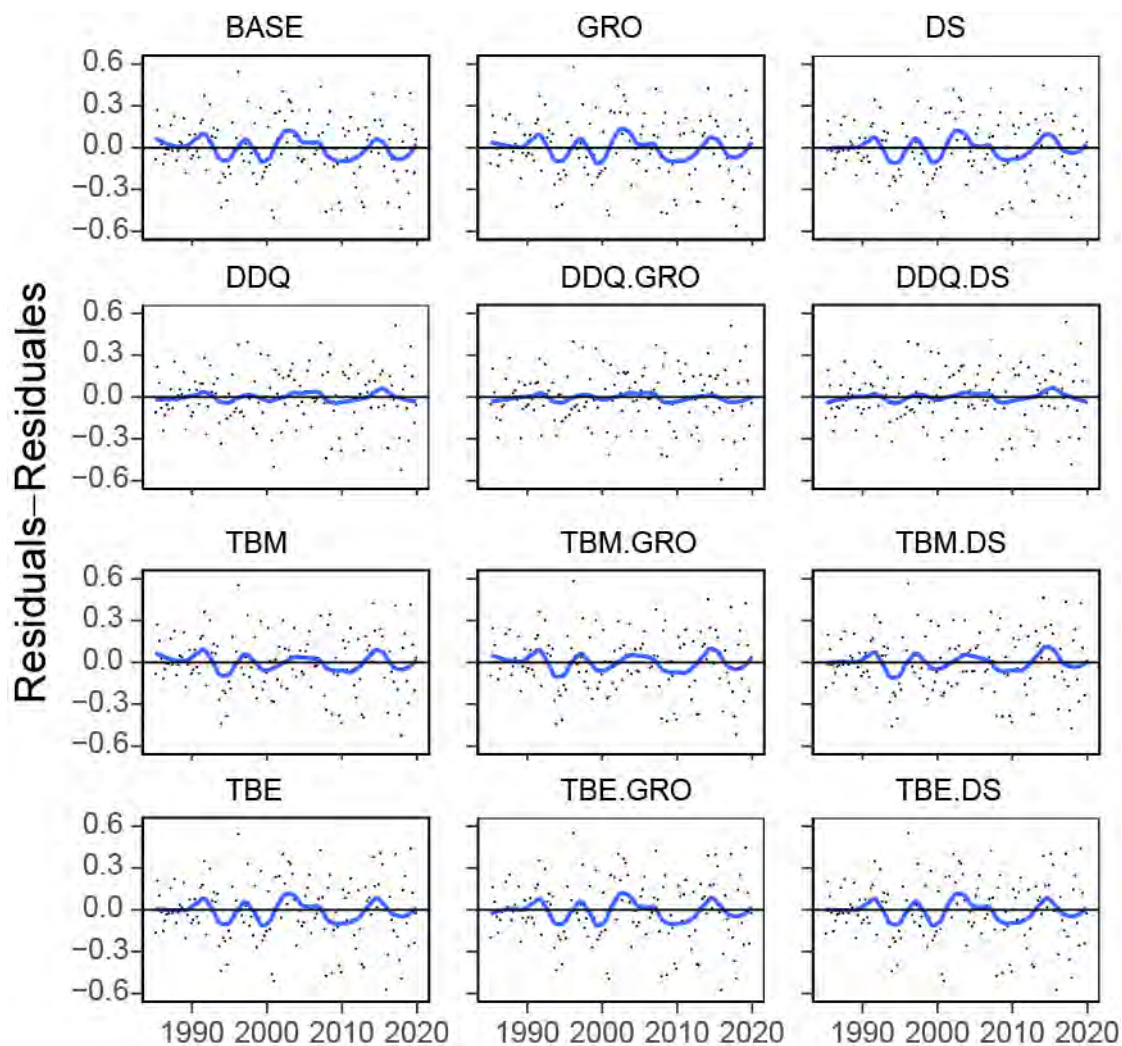


FIGURE A3. Residuals ($\log(\text{observed index}) - \log(\text{expected index})$) for the twelve model configurations with steepness $h = 1$. The lines were built using the *R stats::loess* function for fitting a local polynomial smoother with $\text{span} = 0.25$.

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

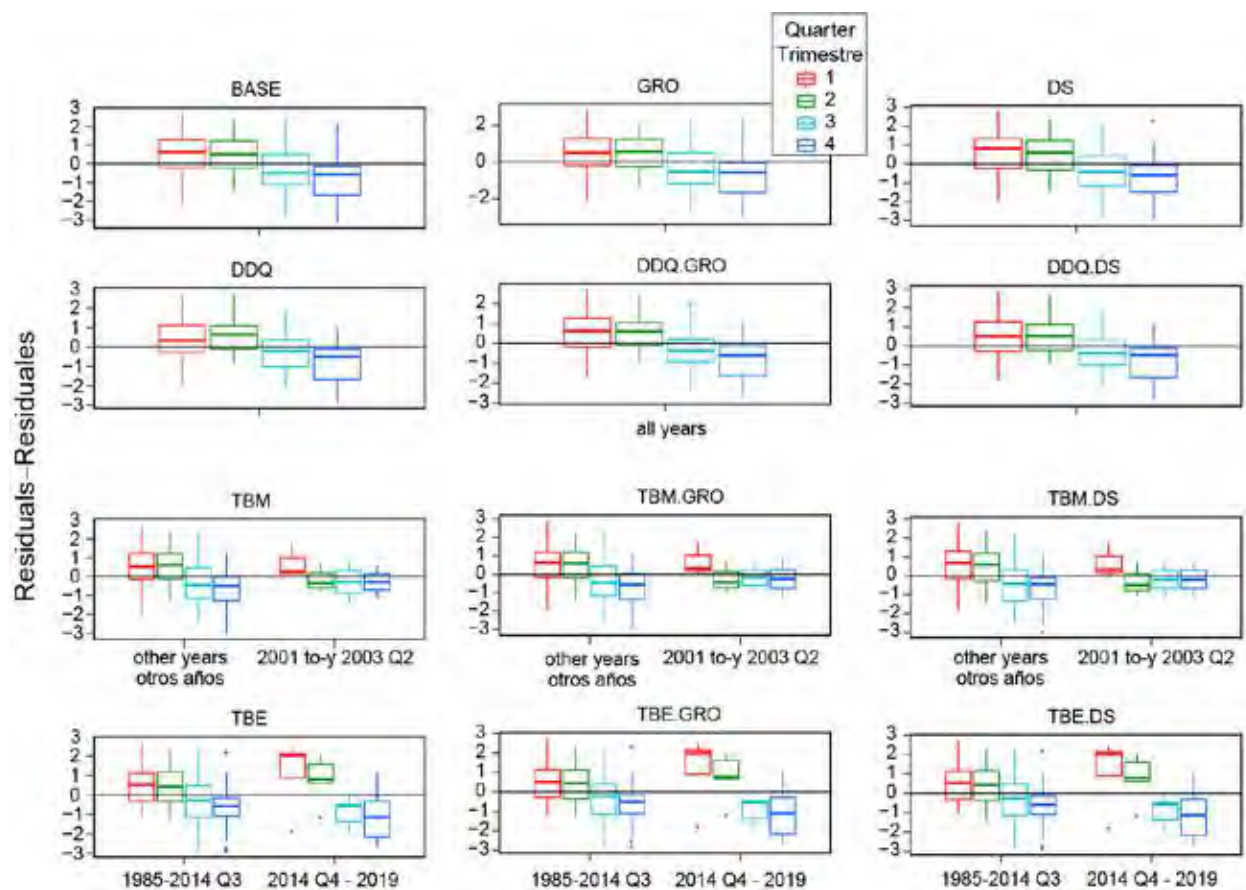


FIGURE A4. Residual (log (observed index)-log(expected index)) plots for the twelve model configurations with steepness = 1.

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

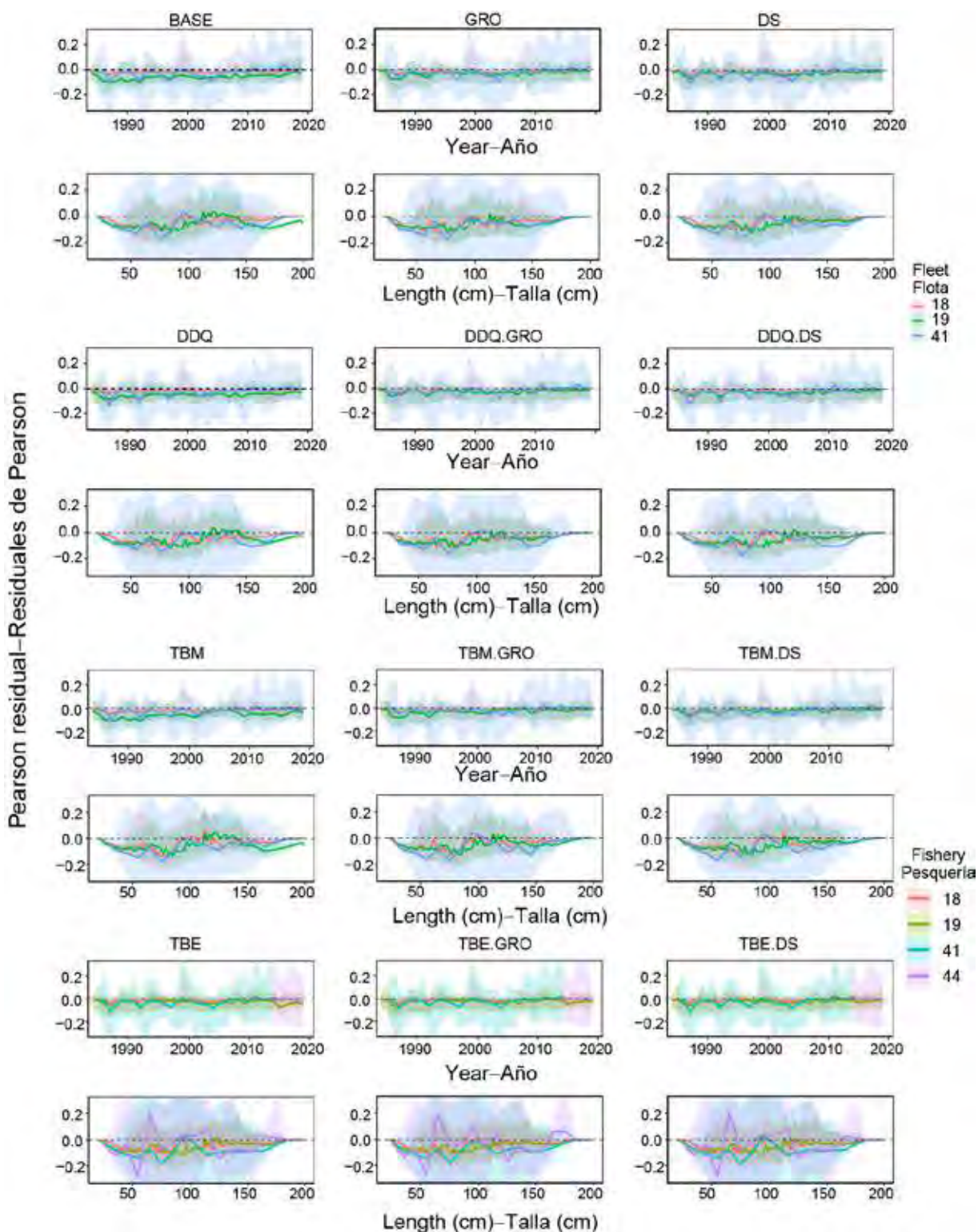


FIGURE A5. Residual plots for the survey (41 – baseline period and 44 - block) and fisheries F18 and F19. The lines are the median residuals and the shaded area are the 25th and 75th percentiles.

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

Anexo 2.

DIAGNÓSTICOS DE MODELOS INTEGRADOS

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

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

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

del modelo.

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

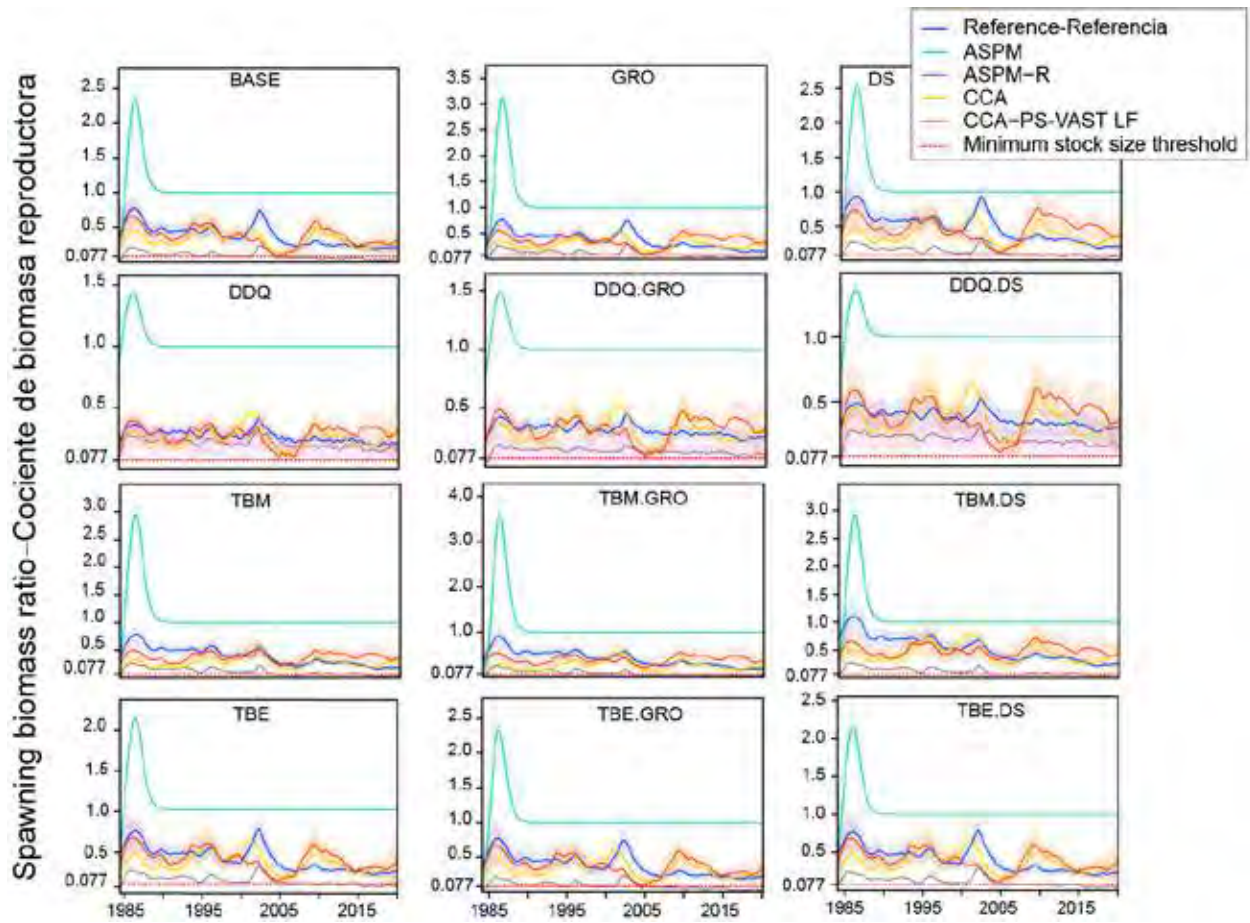


FIGURE A6. Spawning biomass ratios of yellowfin tuna in the EPO, 1985-2019, estimated by the 12 reference models and the corresponding diagnostic models (ASPM, ASPM-R, CCA, CCA-PS-VAST LF). The red dotted line at 0.077 indicates $S = S_{\text{LIMIT}}$.

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

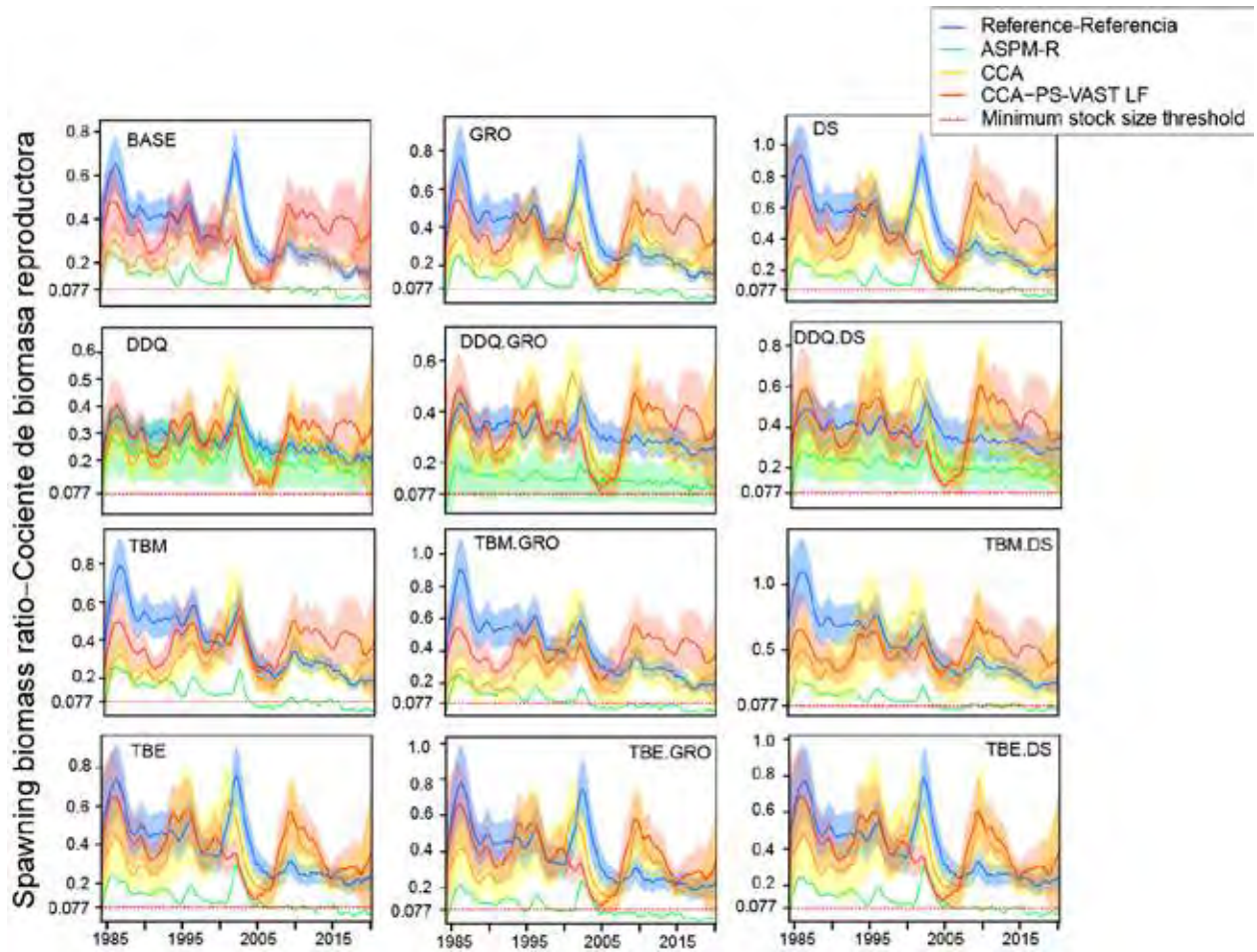


FIGURE A7. Spawning biomass ratios of yellowfin tuna in the EPO, 1985-2019, estimated by the 12 reference models and the corresponding diagnostic models (ASPM-R, CCA, CCA-PS-VAST LF). The lines represent the maximum likelihood estimate (MLE), and the shaded areas the confidence intervals (CI). Models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

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

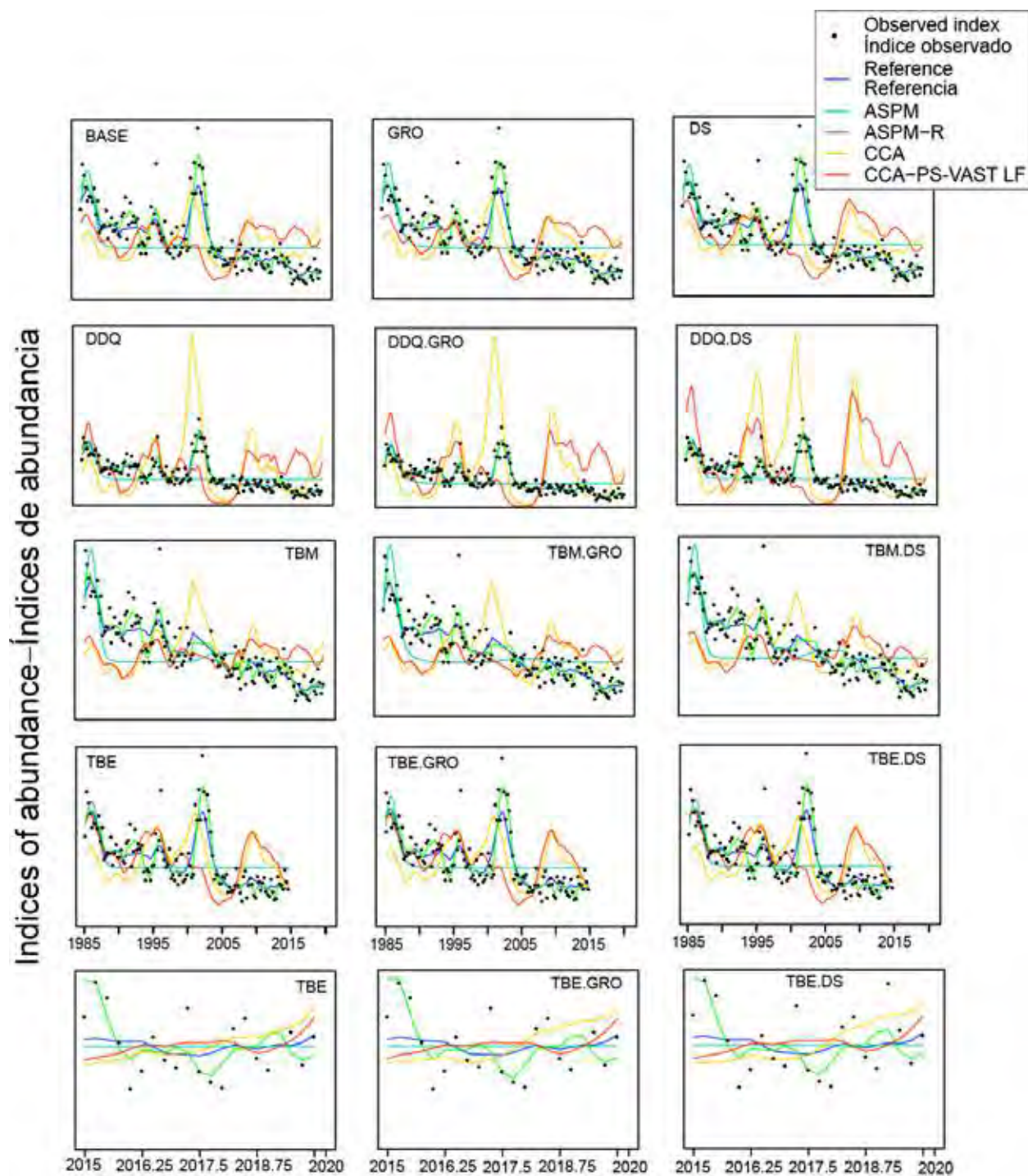


FIGURE A8. Abundance index of yellowfin tuna in the EPO, 1985-2019, estimated by each reference model and the corresponding diagnostic models. The lines represent the maximum likelihood estimates (MLE) or the predictions (for CCA, CCA-PS-VAST LF), the dots are the observed values .

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

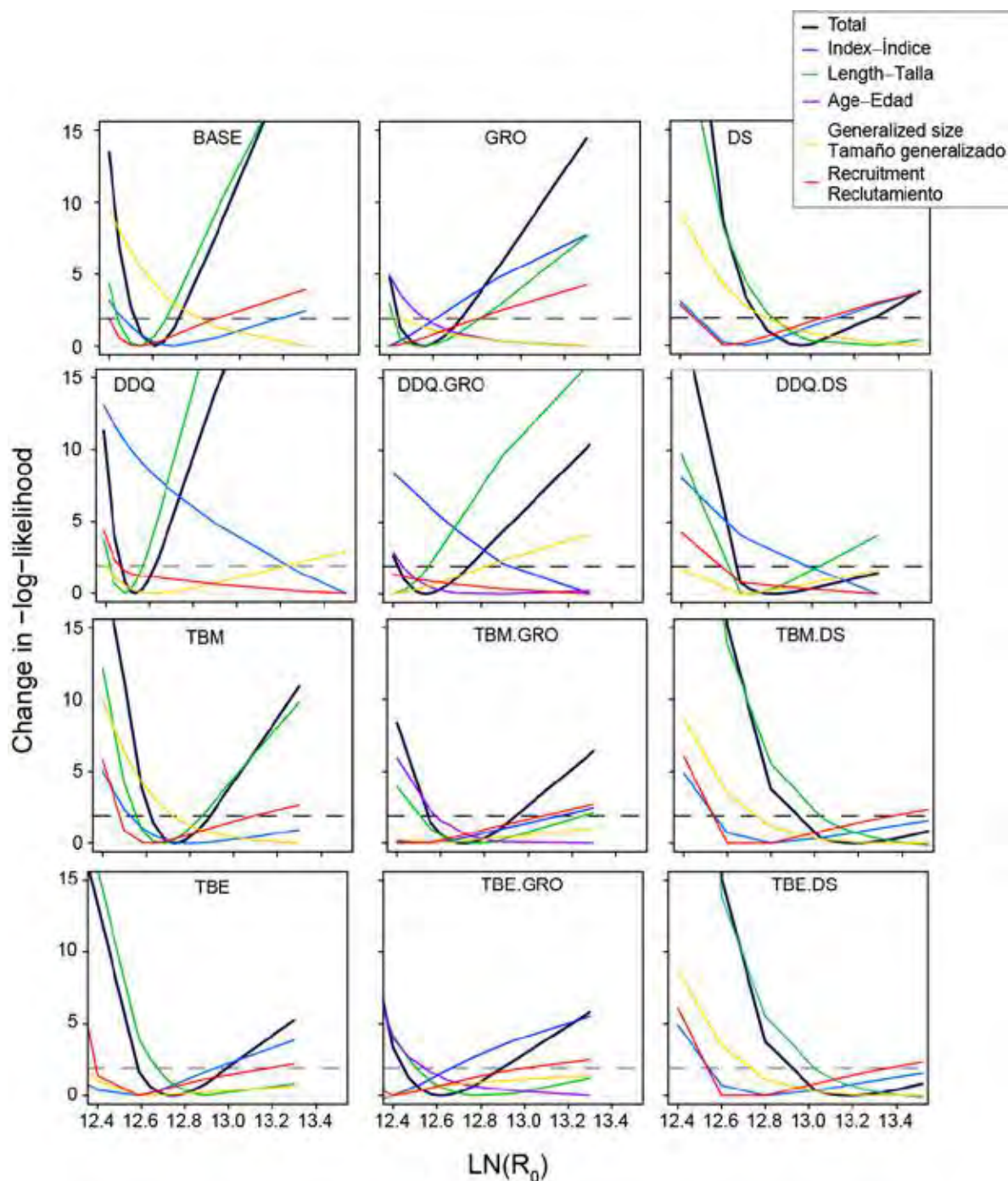


FIGURE A9. Comparison of the likelihood profile for $\ln R_0$ (scaling parameter) for the twelve reference models for yellowfin tuna in the EPO. The two points where the dotted line crossed the total likelihood line are the lower and upper values of the 95% confidence interval (obtained from the chi-square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

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

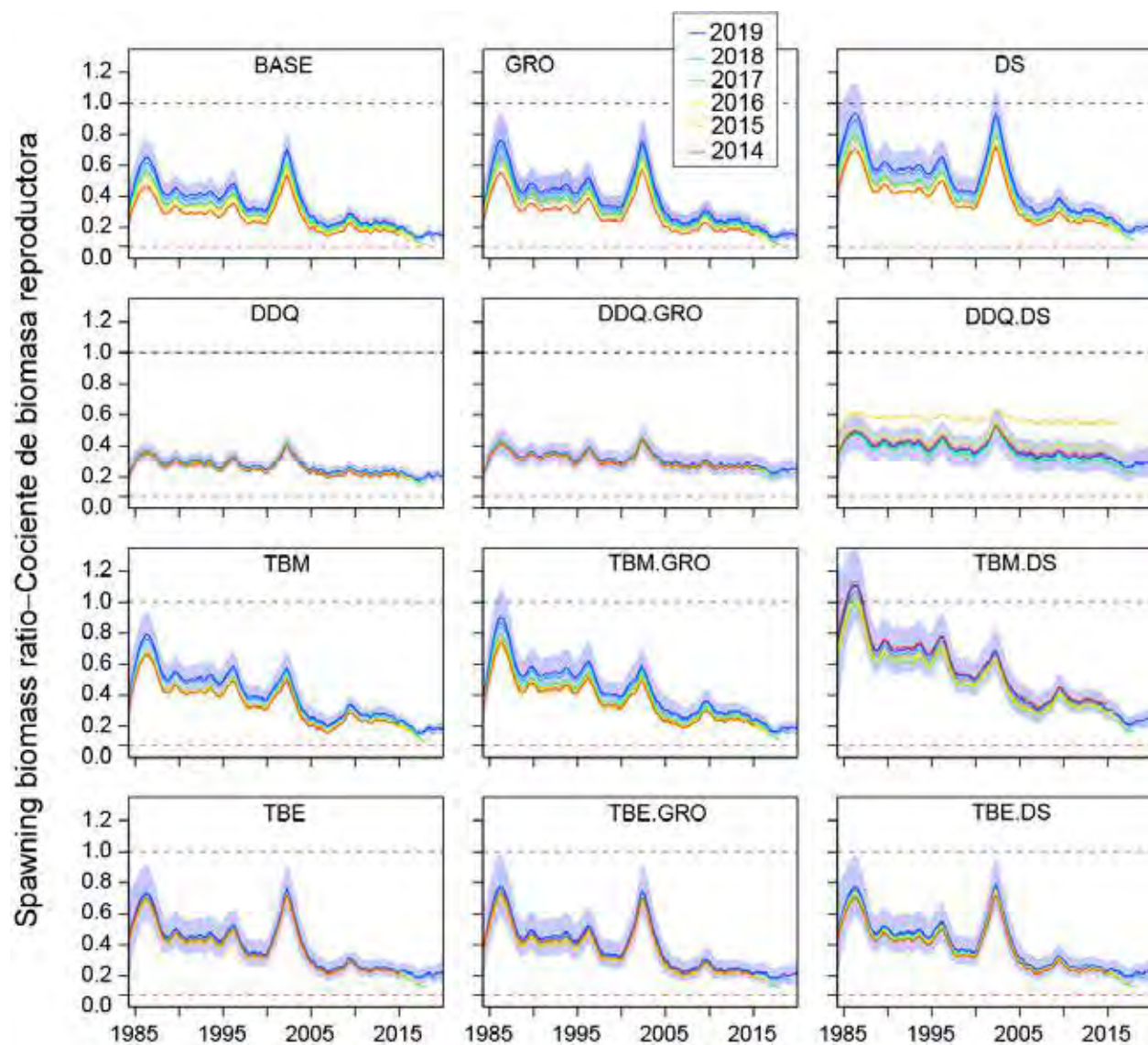


FIGURE A10. Retrospective patterns of the spawning biomass ratio (SBR) for the 12 reference models for yellowfin tuna in the EPO. The black and red dashed lines indicate $SBR = 1$ ($S=S_0$) and $SBR = 0.077$ ($S=S_{LIMIT}$), respectively.

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

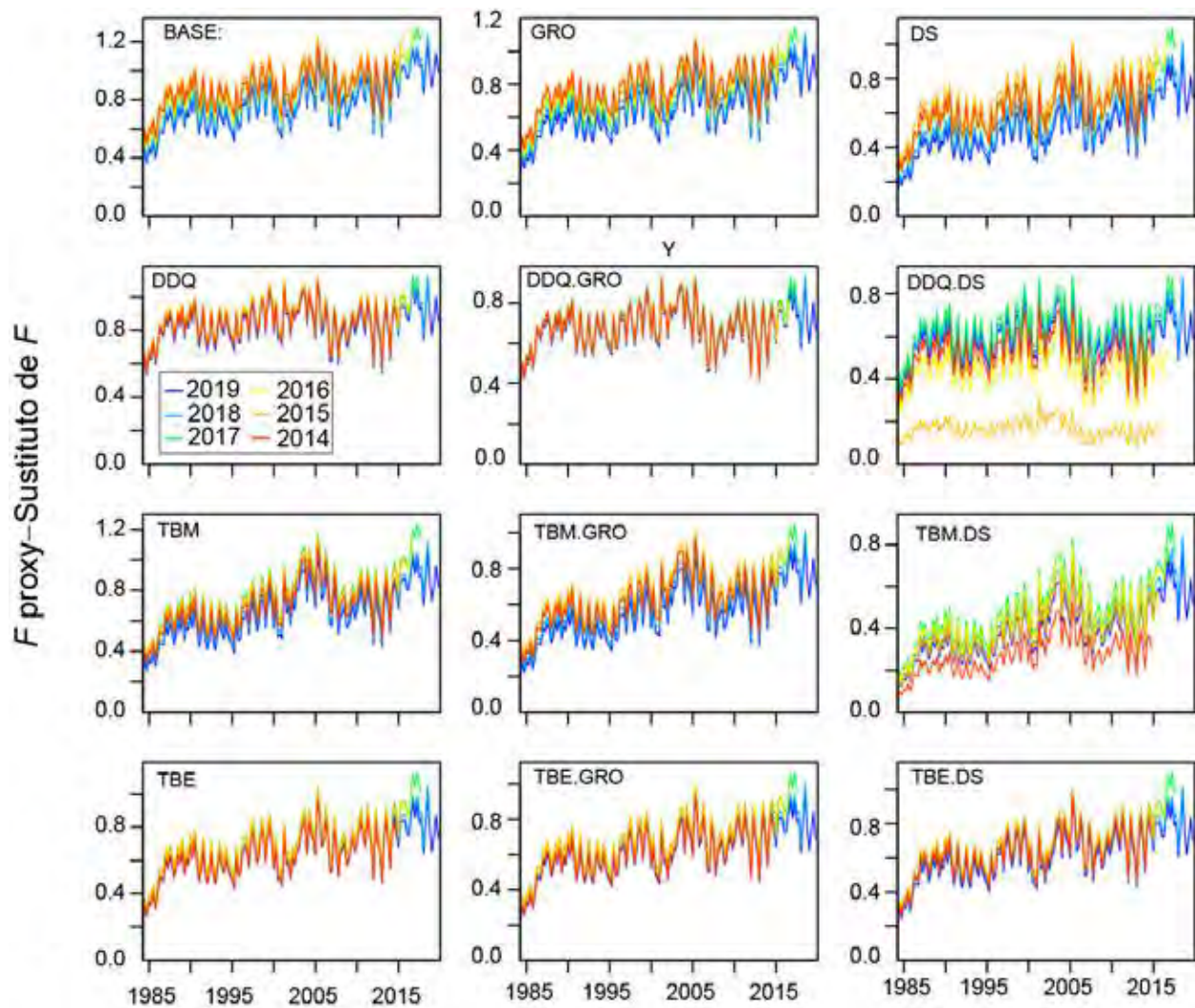


FIGURE A11. Retrospective patterns of fishing mortality proxy $[(1-SBR)/(1-SBR_{MSY})]$, 1984-2019, for the 12 reference models for yellowfin tuna in the EPO.

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

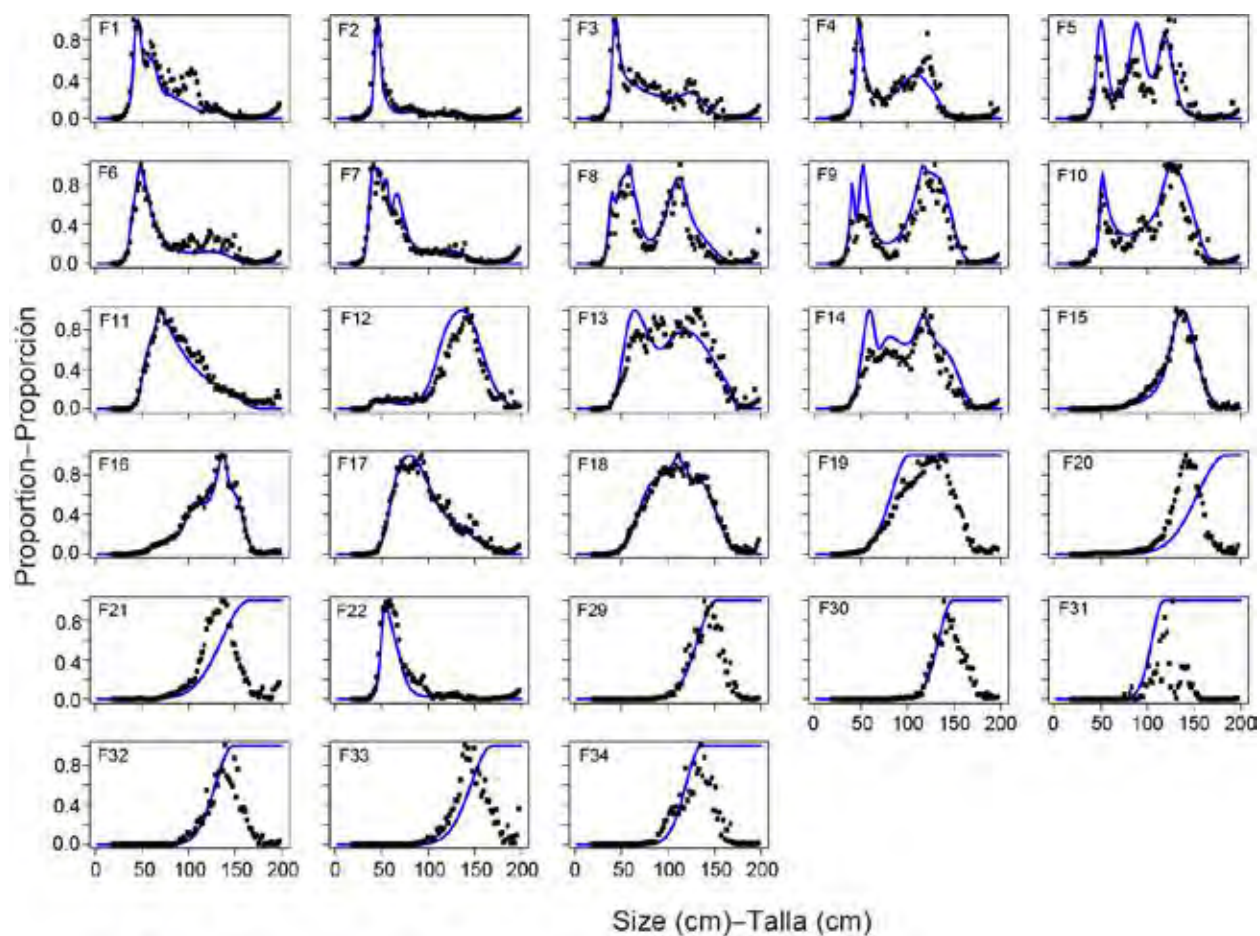


FIGURE A12. Estimated (purple line) and empirical (black dots) average selectivity, by fishery, for the BASE model with $h = 1$ (see text for details).

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

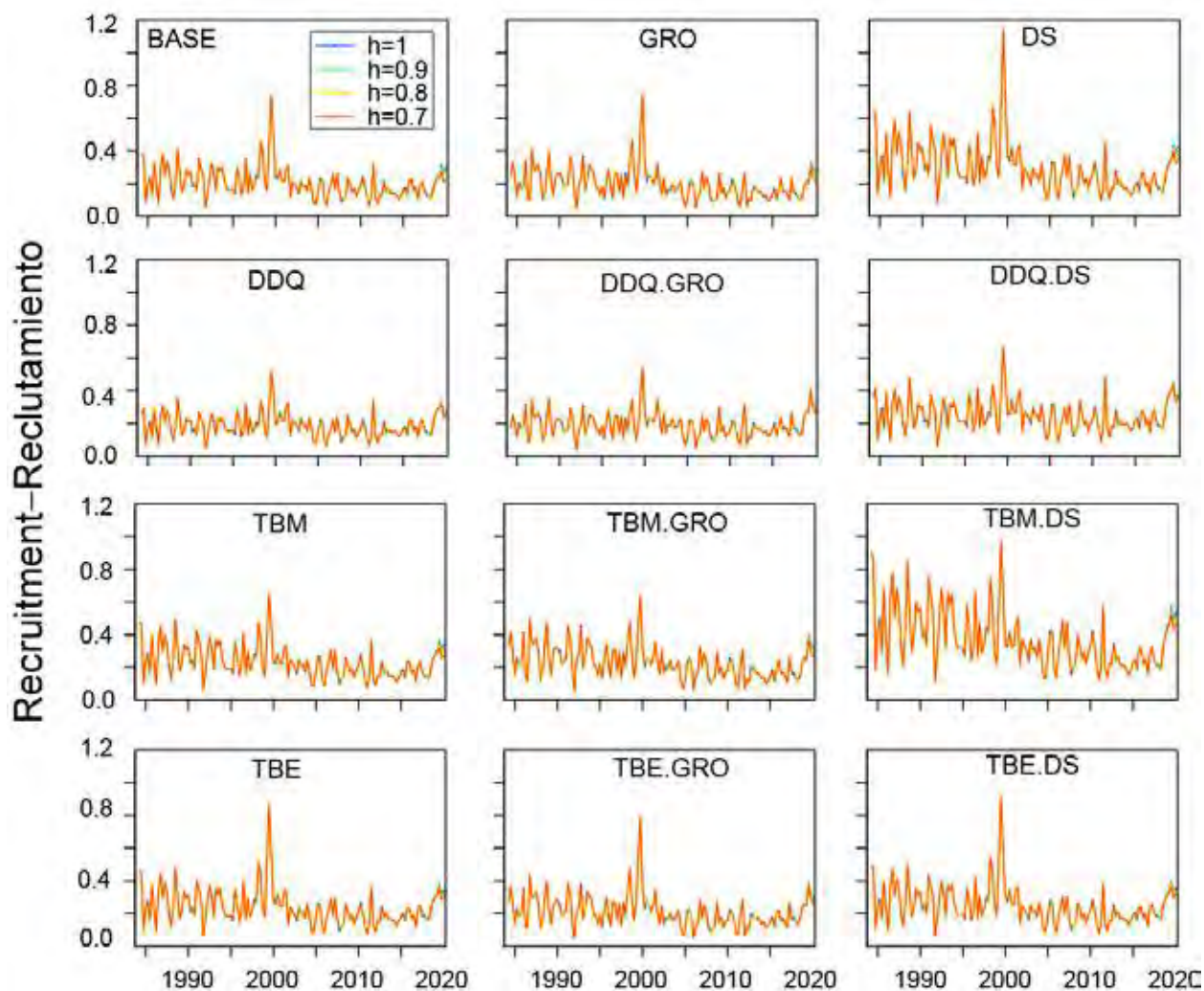


FIGURE A13. Quarterly recruitment of yellowfin tuna to the fisheries of the EPO, 1984-2019, estimated by the 48 models.

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

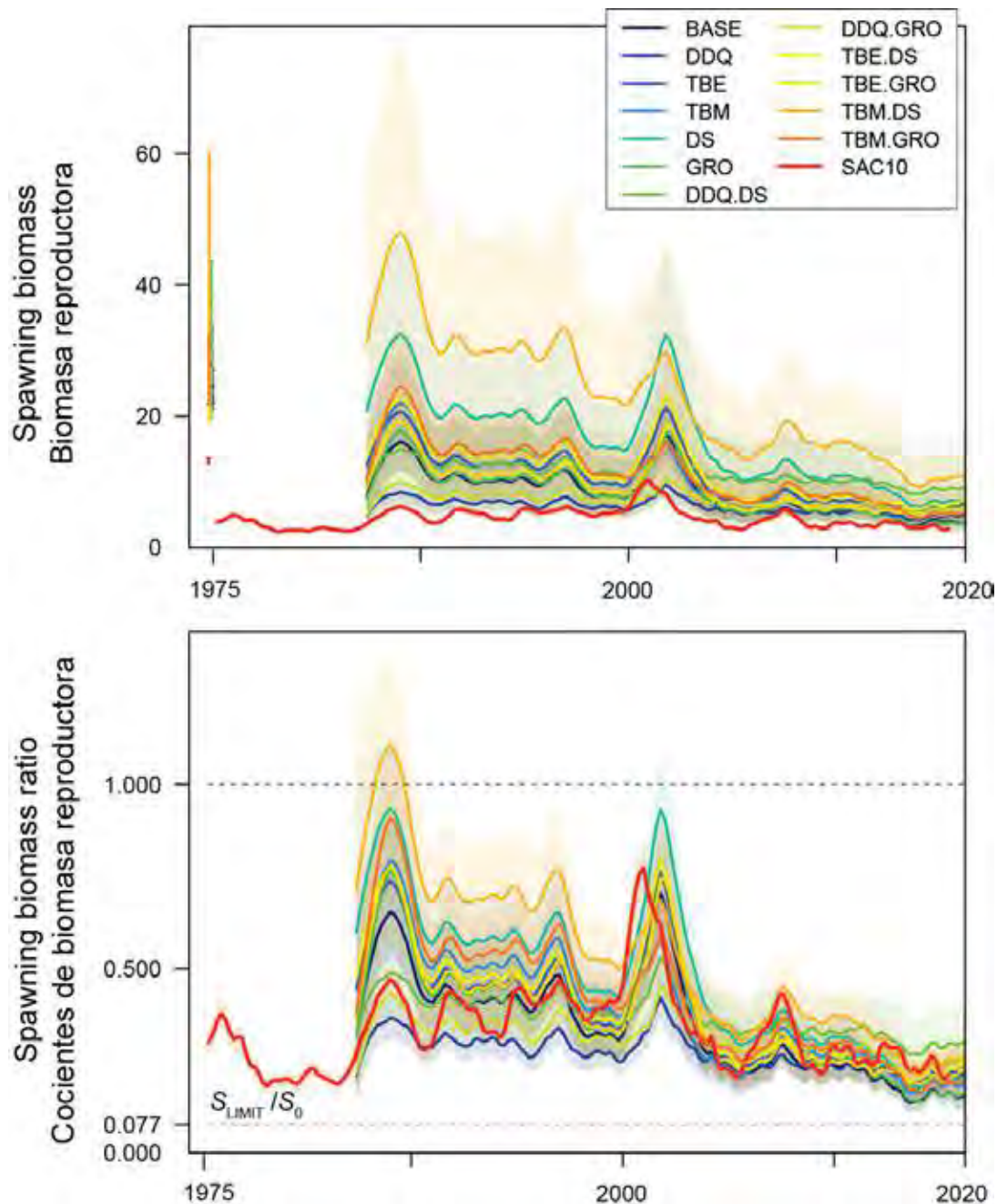


FIGURE A14. Spawning biomass (top) and spawning biomass ratios (SBRs; bottom) of yellowfin tuna in the EPO, for the 12 reference models with $h = 1.0$ (2020) and for the previous assessment (SAC-10, 2019; red line). The solid lines represent the maximum likelihood estimates, and the shaded areas their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

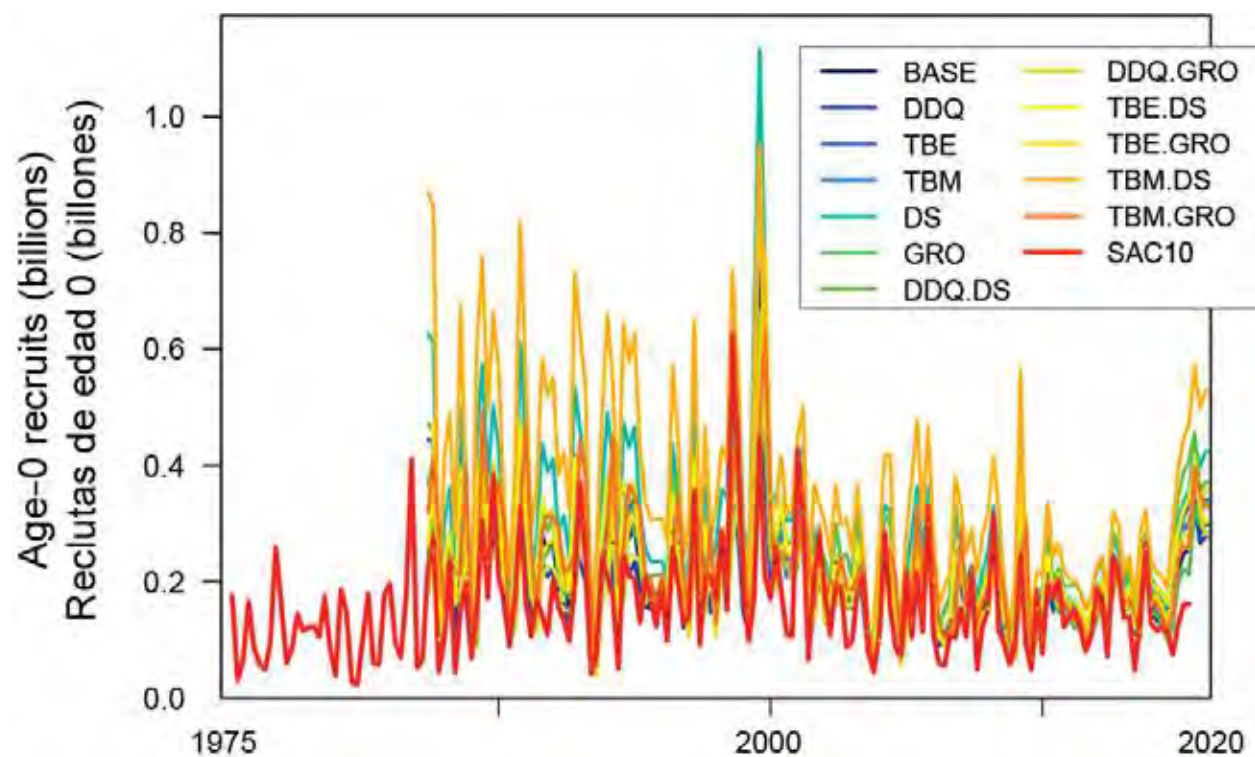


FIGURE A15. Quarterly recruitment of yellowfin tuna to the fisheries of the EPO, by the 12 reference models with $h = 1.0$ (1984- 2020) and by the previous assessment model (SAC-10,1975-2019).

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

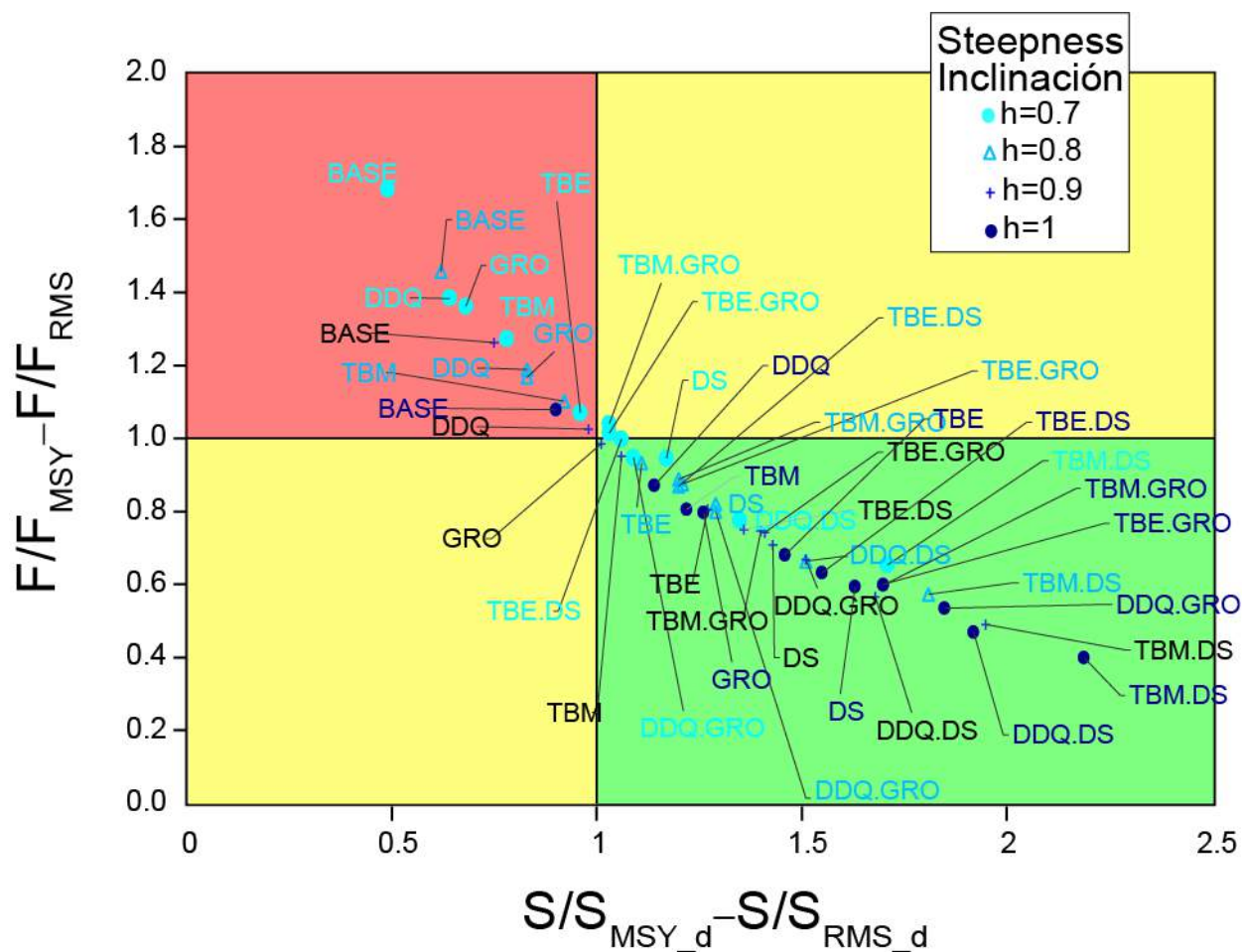


FIGURE A16. Kobe (phase) plot of the point estimate by models of most recent spawning biomass (S) and current (2017-2019) fishing mortality (F) of yellowfin tuna in the EPO relative to their MSY-based reference points (S_{MSY_d} and F_{MSY}), from the 12 reference models (see Table 3 and Figure 2) with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

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

ANEXO 3

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

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

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

RISK ANALYSIS FOR MANAGEMENT OF THE TROPICAL TUNA FISHERY IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN, 2020

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

CONTENTS

Executive summary	236
1. Introduction	237
1.1. Background	237
1.2. Uncertainty	238
1.3. Risk analysis: a new approach to stock assessment and management advice at IATTC	239
2. Methods	240
2.1. Objectives of risk analysis for EPO tropical tunas	240
2.2. A pragmatic risk analysis approach	241
2.3. Evaluation of current stock status and decision analysis	241
3. Results and discussion	242
3.1. Current stock status	242
3.1.1. Yellowfin	242
3.1.2. Bigeye	245
3.2. Decision analysis on alternative management measures	249
4. Conclusions	251
4.1. Improving the stock assessments	252
4.2. MSE	252
References	252
Figures	254

EXECUTIVE SUMMARY

The management advice for tropical tunas in the eastern Pacific Ocean (EPO) provided to the Commission by the IATTC scientific staff has traditionally been based on a 'best assessment' approach. In 2018 the staff concluded that the results of its stock assessment of bigeye in the EPO were not reliable enough to be used as a basis for management advice to the Commission, and in 2019 extended this conclusion to its assessment of yellowfin ([IATTC-94-03](#)). The assessment issues ([SAC-09 INF B](#); [SAC-10 INF-F](#)) were addressed in the staff's [workplan to improve the stock assessments for tropical tunas](#), which included external reviews of the assessments for [bigeye](#) and [yellowfin](#), and has now been successfully completed.

New benchmark assessments are available for yellowfin and bigeye ([SAC-11-07](#), [SAC-11-06](#)). These assessments represent a fundamental change from the staff's previous 'best assessment' approach: they are the basis for a 'risk analysis', in which a variety of reference models are used to represent plausible alternative hypotheses about the biology of the fish, the productivity of the stocks, and/or the operation of the fisheries, thus effectively incorporating uncertainty into the management advice as it is formulated. The risk analysis for yellowfin and bigeye was used to evaluate several management quantities related to the IATTC's [harvest control rule](#) (HCR) for tropical tunas. In this document, the results are presented separately for each species for the two components of the analysis, *Current stock status* and *Decision analysis*, the latter evaluating the risk of exceeding the target and limit reference points resulting from different durations of the temporal closure of the purse-seine fishery.

This transition to risk analysis significantly advances stock assessment science and the formulation of

management advice for tropical tunas at IATTC. First, the process resulted in the identification of a set of reference models (alternative hypotheses, or ‘states of nature’) which describe the population dynamics of yellowfin ([SAC-11-07](#)) and bigeye [SAC-11-06](#), as well as the main axes of uncertainty in the stock assessments for both species. Second, the approach provides a methodology for assigning relative weights to the plausibility of these alternative hypotheses that takes into consideration a range of factors (e.g. expert opinion, model fit, plausibility of results and parameter estimates, and diagnostics) ([SAC-11 INF-F](#)). Finally, the final product of the risk analysis is a set of probability statements for exceeding the reference points established in the HCR.

For **yellowfin**, the overall results of the risk analysis, which include all 48 reference models, indicate only a 9% probability that the fishing mortality corresponding to the maximum sustainable yield (F_{MSY}) has been exceeded. There is a 12% probability that the spawning stock biomass corresponding to the maximum sustainable yield (S_{MSY}) has been breached. The probability that the F and S limit reference points have been exceeded is zero.

For **bigeye**, the overall results of the risk analysis, which include 44¹ reference models, indicate a 50% probability that F_{MSY} has been exceeded and a 53% probability that S_{cur} is below S_{MSY} . The probabilities that the F and S limit reference points have been exceeded are not negligible ($P(F_{cur} > F_{LIMIT}) = 5\%$; $P(S_{cur} < S_{LIMIT}) = 6\%$).

The risk analysis unambiguously shows that the yellowfin stock in the EPO is healthy, but the results are less clear for bigeye. The bimodal nature of the probability distributions from the bigeye risk analysis for the management quantities of interest indicates that the stock is either well below or well above the levels corresponding to MSY (S_{MSY}). Clearly, optimal management, or even whether the bigeye stock size should be increased or decreased, cannot be determined from the risk analysis. However, the combined probability distribution for the pessimistic models shows only a 10% probability of exceeding F_{LIMIT} for the current closure duration (72 days), indicating that it is unlikely that this limit has been exceeded. Therefore, a *status quo* harvest strategy should be appropriate in the short term.

The bimodality of the bigeye probability distributions complicates the evaluation of the status of the bigeye stock and the evaluation of the potential outcomes of management actions. This issue needs to be addressed in the future to improve management advice. There are two avenues towards this goal: 1) continue to improve the stock assessment models, which also involves their data inputs, and 2) develop and evaluate management strategies that are shown to be robust to the main uncertainties, including the bimodality, using Management Strategy Evaluation (MSE), a process that is already ongoing at IATTC ([MSE Workplan](#) and recent [Workshops](#)). Improving the stock assessment models and their input data should focus on investigating the time spans of the models, assumptions about stock structure, and estimation of growth. Improving estimates of natural mortality and of selectivity for fisheries assumed to have asymptotic selectivity should also be considered. MSE provides a framework for developing management strategies that incorporate, and are robust to, the different forms of unavoidable uncertainties involved in fishery management, thereby providing a formal approach to evaluate management actions designed to achieve fisheries objectives.

1. INTRODUCTION

1.1. Background

The management advice for tropical tunas in the eastern Pacific Ocean (EPO) provided to the IATTC by its scientific staff has traditionally been based on a ‘best assessment’ approach. This consists of four steps: 1) **define the ‘base case’ stock assessment model**, with the most plausible assumptions about biology

¹ Four of the 48 models did not converge for bigeye.

(e.g. natural mortality, growth, stock-recruitment relationship) and fisheries (e.g. catchability, selectivity); 2) **fit the base case model** to the best available data (e.g. standardized catch-per-unit-effort (CPUE) indices of abundance and length-composition data); 3) **estimate the base case model parameters** (e.g. recruitment in unfished conditions, selectivity parameters) and **quantities of interest** (e.g. depletion of the stock, F multiplier²), and 4) **formulate management advice** based on the quantities of interest.

The F multipliers estimated in the base case assessments of bigeye and yellowfin have been used as a basis for the staff's recommendations for management measures; specifically, to determine the duration of the seasonal closures of the purse-seine fishery, taking into consideration recent increases in fishing capacity.

In 2018 the staff concluded that the results of its stock assessment of bigeye in the EPO were not reliable enough to be used as a basis for management advice to the Commission, and in 2019 extended this conclusion to its assessment of yellowfin ([IATTC-94-03](#)). The main problem with both assessments was that their results became overly sensitive to the inclusion of new data, in particular recent observations for the indices of relative abundance from the longline fishery ([SAC-09 INF B](#); [SAC-10 INF-F](#)). These and other issues were addressed in the staff's [workplan to improve the stock assessments for tropical tunas](#), which included external reviews of the assessments for [bigeye](#) and [yellowfin](#), and has now been completed.

For bigeye, a major issue was the apparent 'recruitment shift' (' R shift') in the mid-1990s, when the assessment estimated that the average recruitment doubled at the same time as the purse-seine catches of bigeye, mostly smaller fish, increased from [10,000 to nearly 50,000 metric tons \(t\) in three years](#) with the rapid expansion of the fishery on fish-aggregating devices (FADs) in the equatorial EPO, and longline catches of large bigeye halved. Although it is possible that recruitment did in fact increase, this result appears anomalous, and [various hypotheses](#) have been proposed to explain it (see Aires-da-Silva *et al.* (2010), [Valero *et al.* \(2019\)](#) and [Punt *et al.* \(2019\)](#) for details). The [external panel](#) that reviewed the bigeye assessment in 2019 concluded that: "... while it cannot be definitively rejected that an actual recruitment regime shift has occurred, the balance of evidence is that it is an artefact of some aspect of the model and/or the way it has been parameterized." Another issue with the bigeye assessment that needed to be addressed, which may be related to the cause of the R shift, was the misfit to the length-composition data for the longline fishery with assumed asymptotic selectivity. Although the panel did not identify a particular replacement for the current base case model, it suggested a range of alternatives for the staff to consider, including different natural mortality schedules, growth models, and estimation procedures.

For the yellowfin stock assessment, the problems were inconsistencies between the indices of relative abundance based on longline data and those based on purse-seine data, the recent increase in the average size of fish in some fisheries, a systematic lack of fit to length-composition data for the fishery with asymptotic selectivity, and the possibility of spatial structure of yellowfin in the EPO. As with bigeye, the yellowfin [review panel](#) did not single out a particular model configuration as a replacement for the current base case model, but suggested a variety of alternatives for the staff to consider.

1.2. Uncertainty

The IATTC's **harvest control rule** (HCR) for tropical tunas establishes that "*if the probability that fishing mortality (F) will exceed the limit reference point (F_{LIMIT}) is greater than 10%, as soon as is practical management measures shall be established that have a probability of at least 50% of reducing F to the*

² F multiplier = F_{MSY} (the fishing mortality that will produce the maximum sustainable yield) divided by F_{cur} (the average fishing mortality for the three most recent years). An F multiplier of less than 1 indicates that fishing mortality is above the MSY level.

target level (F_{MSY}) or less, and a probability of less than 10% that F will exceed F_{LIMIT} " ([Resolution C-16-02](#)). This requires, firstly, an estimate of fishing mortality, but also a way of quantifying the probability that a management action will have the desired effect. This uncertainty is addressed in the base case assessment with confidence intervals for the quantities of interest and sensitivity analyses which compare the results with those from other models, but these analyses are typically used only to give context to the point estimates and associated management advice.

Two categories of uncertainty are addressed here: *parameter uncertainty* and *structural (model) uncertainty*, and these are described below.

Parameter uncertainty estimates are used to quantify the precision of the stock assessment parameters (e.g. virgin recruitment) and derived quantities (e.g. recruitment and biomass). In the EPO tropical tuna stock assessments, the staff has relied on a simple normal approximation method to obtain confidence intervals for model parameters, derived quantities, and projections. These are plotted on a [Kobe plot](#) to portray the uncertainty of the stock status in terms of the fishing mortality and spawning biomass relative to the target and limit reference points for the base case and a more conservative model that assumes a moderate stock-recruitment relationship³. The confidence intervals have also been used to evaluate if the limit reference points for these two models have been exceeded by the designated probability (10%).

Structural (model) uncertainty reflects the possibility that there may be alternative models that provide a reasonable representation of the processes under study (e.g. different shapes of the growth curve or stock-recruitment relationship; asymptotic versus dome-shaped selectivity). Sensitivity analyses have been used in the EPO tropical tuna assessments in an attempt to capture model uncertainty, to show the impact of alternative model assumptions on model fit and management quantities (by reporting the management quantities of interest for both the base case and sensitivity analyses, and by [plotting each model on the Kobe plot](#)). Although the sensitivity analyses help to put the base case results and associated management advice in context, the staff's management advice has relied exclusively on the base case results and has not explicitly accounted for model uncertainty and its implications for the potential outcomes of alternative management decisions.

The staff is using two related approaches to address these shortcomings: risk analysis, discussed here, and management strategy evaluation (MSE), discussed in the proposed [MSE Workplan](#) and recent Workshops (see for example [Valero and Aires-da-Silva 2020](#)). The staff is putting forward a proposal to fund the continuation of its MSE workplan during 2021-2023.

1.3. Risk analysis: a new approach to stock assessment and management advice at IATTC

Risk analysis, of which there are many types, takes uncertainty into account quantitatively in its management advice. It has a long history in fisheries: for example, decision tables that predict the outcomes of a range of management actions under different sets of assumptions (called '*states of nature*'), and their associated probabilities, have been used for decision-making in several fisheries (Punt and Hilborn 1997). More recently, probability statements have been integrated directly into **harvest control rules** (HCRs), under which specified combinations of stock and fisheries status and trends trigger predefined management actions, and explicit estimates of uncertainty are used to evaluate the probability statements. HCRs are often based on target, limit, and/or threshold reference points, as for example the IATTC's HCR for tropical tunas cited above.

³ Expressed as steepness (h ; see Maunder and Deriso 2014), a measure of the degree to which the biomass of a spawning stock and recruitment to that stock are interdependent. A steepness of 1 ($h = 1$) means recruitment is independent of stock biomass; the lower the value of h , the closer the relationship. For most tropical tunas there is little or no evidence of such a relationship, so a conservative value of $h = 0.75$ is used.

The staff has successfully completed the [workplan to improve the tropical tuna stock assessments](#), and new benchmark assessments are available for bigeye and yellowfin ([SAC-11-06](#), [SAC-11-07](#)). These assessments represent a fundamental change from the staff's previous 'best assessment' approach: they are the basis for a 'risk analysis', in which a variety of reference models are used to represent plausible alternative assumptions about the biology of the fish, the productivity of the stocks, and/or the operation of the fisheries, thus effectively incorporating uncertainty into the management advice as it is formulated.

This change represents a paradigm shift at IATTC, both for the staff's work and for the Commission's decision-making regarding the conservation of tropical tunas. The new assessment framework offers the following advantages: 1) it explicitly incorporates the results of all reference models (*model uncertainty*) and the precision of each model's parameter estimates (*parameter uncertainty*); 2) it allows a probabilistic evaluation of whether the target and limit reference points specified in the IATTC harvest control rule for tropical tunas ([C-16-02](#)) have been exceeded; 3) it can be integrated into the Management Strategy Evaluation (MSE) framework under development at IATTC as a basis for developing operating models.

This new approach to formulating management advice for tropical tunas includes:

- Two **stock assessment reports**, for bigeye ([SAC-11-06](#)) and yellowfin ([SAC-11-07](#)), presenting the results from all reference models for each species (model fits, diagnostics, derived quantities and estimated parameters that define stock status);
- A **risk analysis** (results summarized in this document) using the methods described in [SAC-11 INF-E](#), specific for tropical tunas, which assesses current stock status and the probability (risk) of exceeding target and limit reference points specified in the [IATTC harvest control rule](#), as well as the expected consequences of alternative management measures in terms of closure days;
- **Stock status indicators** ([SAC-11-05](#)) for all three tropical tuna species (bigeye, skipjack, yellowfin); and
- The **staff's recommendations** ([SAC-11-15](#)) for the conservation of tropical tunas, based on the above.

2. METHODS

2.1. Objectives of risk analysis for EPO tropical tunas

Following FAO (1995b), the staff defines risk as “*the probability of something undesirable happening*”. In this case, the undesirable event is exceeding the target and limit reference points specified in the [IATTC harvest control rule](#).

The broad goal of risk analysis for the management of tropical tunas in the EPO is to use information from all available sources (stock assessment model results, population dynamics theory, auxiliary information, and expert knowledge) to estimate the current status of the stocks of yellowfin and bigeye tunas in terms of fishing mortality (F), spawning biomass (S), and the associated target (F_{MSY} , S_{MSY}) and limit (F_{LIMIT} , S_{LIMIT}) reference points established in Resolution [C-16-02](#). Unlike in the 'best assessment' approach, which uses point estimates, in the risk analysis the uncertainty in quantities of interest for management is represented as a probability distribution.

The specific objectives of the risk analysis are:

1. At current levels of F , estimate the probability (P) (risk) of exceeding the target and limit reference points for F and S specified in the harvest control rule in [C-16-02](#), thus:
 - a. $P(F > F_{MSY})$, $P(F > F_{LIMIT})$
 - b. $P(S < S_{MSY})$, $P(S < S_{LIMIT})$

2. Under alternative levels of input control management measures (duration of the purse-seine closure), estimate the probability of exceeding the target and limit reference points for F and S specified in the harvest control rule in [C-16-02](#), thus:
 - a. $P(F(\text{closure days}) > F_{\text{MSY}})$, $P(F(\text{closure days}) > F_{\text{LIMIT}})$
 - b. $P(S(\text{closure days}) < S_{\text{MSY}})$, $P(S(\text{closure days}) < S_{\text{LIMIT}})$

where $F(\text{closure days})$ and $S(\text{closure days})$ are the fishing mortality and spawning biomass corresponding to the closure days, respectively.

2.2. A pragmatic risk analysis approach

The pragmatic risk analysis approach taken by the IATTC staff to implement harvest control rules, which considers multiple models and uses EPO bigeye as a case study, is described in detail in Maunder *et al.* 2020 ([SAC-11 INF-F](#)). This approach is a compromise between computational demands, complexity, and statistical rigor. It acknowledges the need to weight models based on information in the available data, but does so in a context where the complexity of fisheries stock assessment models prevents strict adherence to statistical rigor.

The approach consists of four main steps:

1. **Identify alternative hypotheses** ('states of nature') about the population dynamics of the stock that address the main issues in the stock assessments. The complete collection of hypotheses is arranged in a flow chart that shows dependencies among hypotheses and facilitates model development. For further information on the hypotheses, see [SAC-11 INF-J](#) for yellowfin and [SAC-11 INF-F](#) for bigeye.
2. **Translate the alternative hypotheses into stock assessment models.** For EPO yellowfin, 12 models were required to represent the various states of nature ([SAC-11-07](#); [SAC-11 INF-J](#)), and for bigeye, 14 models ([SAC-11-06](#); [SAC-11 INF-F](#)). Each model was run with four values for the steepness (h) of the stock-recruitment relationship.
3. **Determine the relative weight of the supporting evidence for each hypothesis (model),** expressed as *relative probability*, to avoid potential biases caused by giving all hypotheses equal weight in the risk analysis. The weight represents the reliability of the model, and is determined using a mix of metrics based on several factors (expert opinion, model fit, plausibility of parameter estimates and results, model diagnostics, etc.). The weights are rescaled to obtain a relative probability for each model. For further information on the relative weights assigned to different models, see [SAC-11 INF-J](#) for yellowfin and [SAC-11 INF-F](#) for bigeye.
4. **Combine the model relative probabilities with probability distributions of the quantities of interest estimated for each model.** The probability distributions represent the **uncertainty** in the estimates of the current status of the stock relative to the reference points, and are used to calculate the **probability** that the target and limit reference points specified in [C-16-02](#) will be exceeded.

2.3. Evaluation of current stock status and decision analysis

The risk analysis, carried out separately for yellowfin and bigeye, is divided into: (1) an assessment of the current status of the stock; and, (2) an evaluation of the consequences of alternative management actions, specifically modifying the duration of the temporal closure of the purse-seine fishery, currently 72 days ([Resolution C-17-02](#)).

Current status relative to a reference point was calculated as a weighted average of the point estimates of the ratio from each of the alternative stock assessment models, with weights equal to the relative

model probabilities (equal to the expected value under the normal distribution assumption made for each model). The probability of exceeding a reference point was calculated using the cumulative distribution functions (CDFs) for the ratios of F_{cur} and S_{cur} relative to the reference points for each of the alternative models, which are then combined using the model probabilities.

To evaluate the consequences of modifying the duration of the purse-seine closure, the risk analysis was used to determine the probability of exceeding the fishing mortality reference points for yellowfin and bigeye under six different closures:

BET	Days	
1	0	No closure
2	36	50% of current closure
3	70	Closure required for 50% probability that F is below the MSY level ($P(F_{cur} < F_{MSY}) = 0.5$)
4	72	Current closure
5	88	Closure required to achieve F_{MSY} based on the expected value ($E(x)$) of F_{cur}/F_{MSY} for bigeye
6	100	≈150% of current closure

For these calculations, the fishing mortality is assumed to be proportional to the number of days the fishery is open, adjusted by the spatial closure in October (the ‘*corralito*’) and changes in the carrying capacity of the purse-seine fleet. No projections were conducted, so the spawning biomass reference points (S_{MSY} , S_{LIMIT}) could not be evaluated at this stage; this will be done in future developments of the risk analysis.

3. RESULTS AND DISCUSSION

The risk analysis for yellowfin and bigeye was used to evaluate several management quantities related to the IATTC HCR. The results are presented separately below for each species for the two components of the analysis, *Current stock status* and *Decision analysis*, which evaluates the risk of exceeding the reference points resulting from different durations of the temporal closure of the purse-seine fishery.

3.1. Current stock status

3.1.1. Yellowfin

There were 12 final model configurations considered for yellowfin in the risk analysis (see [SAC-11 INF-J](#) for all model configurations initially considered). The 12 configurations, which correspond to 48 models because there are four steepness (h) values associated with each configuration, are summarized in **Table A** to facilitate interpretation of the results of the risk analysis. The *Density dependence*, *Time block middle*, and *Time block end* models were developed to address issues with the index of abundance, and the *Estimate growth* and *Dome-shape selectivity* models were developed to address the misfit to the composition data for the fishery with asymptotic selectivity.

TABLE A. Model configurations (hypotheses) used for yellowfin tuna in the EPO.	
Model	Description
A. Prop: Proportional	
Base-A	Index of abundance proportional to abundance. Growth fixed; selectivity of all fleets and survey time-invariant; F19 selectivity asymptotic; index catchability (q , the proportionality constant between the index and biomass) time-invariant.
EstGro-A	As Base-A, but fitted to otolith data, growth estimated.
EstSel-A	As Base-A, but assumes dome-shaped F19 selectivity, with parameters estimated.
B. DDQ: Density dependence	
Base-B	As Base-A, but assumes non-linear relationship between index of abundance and biomass, with parameters estimated.
EstGro-B	As Base-B, but growth estimated.
EstSel-B	As Base-B, but assumes dome-shaped F19 selectivity, with parameters estimated.
C. TBM: Time block middle	
Base-C	As Base-A, but assumes a time block during 2001-2003 for the index catchability (q) (to accommodate a large increase in the index) and a time block for selectivity during 2002-2007 for the index, and F18 and F19 fisheries. F19 selectivity assumed dome-shaped during 2002-2007, otherwise asymptotic.
EstGro-C	As Base-C, but growth estimated.
EstSel-C	As Base-C, but assumes dome-shaped F19 selectivity, with parameters estimated.
D. TBE: Time block end	
Base-D	As Base-A, but assumes a time block beginning in 2015 for the index (both catchability and selectivity) and for F19 selectivity (to accommodate increase in size in the index and fishery with asymptotic selectivity).
EstGro-D	As Base-D, but growth estimated.
EstSel-D	As Base-D, but assumes dome-shaped F19 selectivity, with parameters estimated.

The yellowfin management quantities are shown in **Table 1**. The estimates of fishing mortality (F) and spawning stock (S) relative to levels corresponding to the MSY-related target and limit reference points are described below. For an explanation of the model configurations referred to in the column headings, see **Table A**.

TABLE 1. Management quantities for yellowfin tuna in the EPO. See explanation of codes in Table A. E(x) is the expected value. P=0.5: median of the distributions of $P(S_{cur}/S_{MSY})$ and $P(F_{cur}/F_{MSY})$.													
	A. Proportional			B. Density dependence			C. Time block middle			D. Time block end			Combined E(x) P=0.5
	Base-A	EstGro-A	EstSel-A	Base-B	EstGro-B	EstSel-B	Base-C	EstGro-C	EstSel-C	Base-D	EstGro-D	EstSel-D	
P (Model)	0.01	0.05	0.06	0.03	0.13	0.09	0.05	0.10	0.24	0.03	0.06	0.14	1.00
Fishing mortality (F)													
F_{cur}/F_{MSY}	1.24	0.95	0.69	1.01	0.65	0.55	0.93	0.72	0.47	0.79	0.72	0.73	0.67 0.65
$P(F_{cur}>F_{MSY})$	0.88	0.37	0.05	0.46	0.03	0.01	0.32	0.07	0.00	0.13	0.08	0.09	0.09
F_{cur}/F_{LIMIT}	0.46	0.45	0.31	0.38	0.32	0.25	0.38	0.35	0.22	0.33	0.33	0.31	0.30
$P(F_{cur}>F_{LIMIT})$	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
Spawning biomass (S)													
S_{cur}/S_{MSY_d}	0.78	1.07	1.48	1.01	1.60	1.74	1.09	1.48	2.02	1.31	1.48	1.40	1.57 1.58
$P(S_{cur}<S_{MSY})$	0.93	0.41	0.07	0.48	0.04	0.08	0.34	0.06	0.03	0.15	0.09	0.11	0.12
S_{cur}/S_{LIMIT}	1.87	1.96	2.60	2.62	3.24	3.70	2.33	2.53	3.25	2.99	2.94	3.08	2.98
$P(S_{cur}<S_{LIMIT})$	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

a. Fishing mortality (F)

F_{cur}/F_{MSY}

The combined distribution of F_{cur}/F_{MSY} is unimodal (**Figure 1a**), and only a small amount of the combined distribution is above 1, indicating a low probability of F_{cur} being above F_{MSY} (9%, **Table 1; Figure 5a**). The models used for dealing with the issues related to the index of abundance had an impact on the distribution of F_{cur}/F_{MSY} . The EstSel-C models are most optimistic ($F_{cur} < F_{MSY}$) and also received the highest weights, while those that assume the index is proportional to abundance are the most pessimistic and were assigned the lowest weights (**Figure 1b**). The hypotheses to explain the misfit to the composition data also have a large impact on the probability distribution of F_{cur}/F_{MSY} . The EstGro and EstSel models are more optimistic, and also were assigned the highest weights (**Figure 1c**). The h parameter also influences the distributions of F_{cur}/F_{MSY} , with higher steepness being more optimistic, as expected.

F_{cur}/F_{LIMIT}

The combined distribution of F_{cur}/F_{LIMIT} is also unimodal and similar to the distribution for F_{cur}/F_{MSY} , but shifted to the left (**Figure 2a**). There is no probability above 1, indicating that the probability of F_{cur} being above F_{LIMIT} is zero (**Table 1; Figure 5b**). The composition of the model distributions is similar to the distributions for F_{cur}/F_{MSY} , as expected (**Figure 2b-d**).

b. Spawning biomass (S)

S_{cur}/S_{MSY_d}

The combined distribution of S_{cur}/S_{MSY_d} is unimodal (**Figure 3**). The composition of the distribution is similar to that for F , but reversed on the x-axis. Only a small amount of the distribution is below 1, indicating that the probability of the spawning biomass being below S_{MSY} is low (12%, **Table 1; Figure 6a**).

S_{cur}/S_{LIMIT}

The probability distribution for S_{cur}/S_{LIMIT} is unimodal and similar to the distribution for S_{cur}/S_{MSY_d} , but shifted to the right (**Figure 4**). The composition of the distribution is similar to that for S_{cur}/S_{MSY_d} . There is no probability below 1, indicating that the probability of exceeding S_{LIMIT} is zero (**Table 1; Figure 6b**).

c. Kobe plot

To capture the uncertainty about the population dynamics of yellowfin in the EPO, the 48 **reference models** (12 models x 4 steepness values), each reflecting a different hypothesis, are considered when evaluating the status of the stock. The results of each model is shown on a Kobe plot in **Figure A**. The majority of the results are optimistic ($F < F_{MSY}$, $S_{cur} > S_{MSY_d}$), but some are pessimistic ($F > F_{MSY}$, $S_{cur} < S_{MSY_d}$).

Historically, the status of the stocks was determined by the best estimate of the ratio of the current status to the reference point. This approach could be updated to include the alternative models by using the expected value or a weighted average of the best estimates from each model, weighted by the model probabilities. However, the uncertainty estimated in the risk analysis should also be explicitly presented in the status determinations.

For **yellowfin**, considering the relative weights of the different models and their combined distributions for the management parameters, there is only a 9% probability that the fishing mortality corresponding to the maximum sustainable yield (F_{MSY}) has been exceeded⁴ ($P(F_{cur} > F_{MSY}) = 9\%$, **Table 1**). There is a 12% probability that the spawning stock biomass corresponding to the maximum sustainable yield (S_{MSY}) has been breached ($P(S_{cur} < S_{MSY}) = 12\%$, **Table 1**). The probability that the F and S limit reference points have been exceeded is zero ($P(S_{cur} < S_{LIMIT}) = 0\%$; $P(F_{cur} > F_{LIMIT}) = 0\%$; **Table 1**). To be consistent with the

⁴ In this report, the terms “overfished” and “overfishing” are not used, because the Commission has not defined the threshold probabilities associated with those terms.

probabilistic nature of the risk analysis and the HCR, the black dot on the Kobe plot representing the combined models is based on $P(S_{cur}/S_{MSY} < x) = 0.5$ and $P(F_{cur}/F_{MSY} > x) = 0.5$ (**Figure A**).

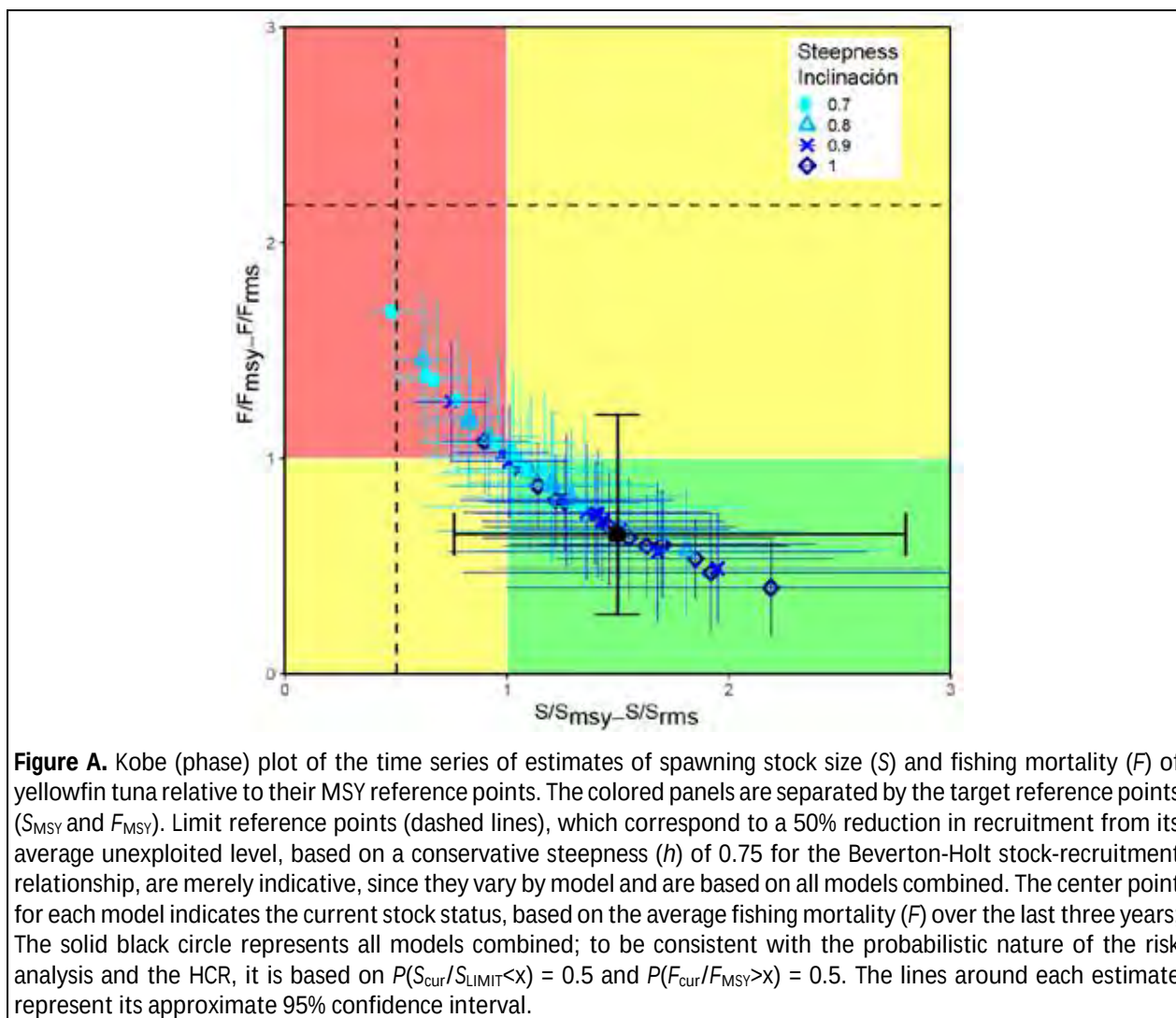


Figure A. Kobe (phase) plot of the time series of estimates of spawning stock size (S) and fishing mortality (F) of yellowfin tuna relative to their MSY reference points. The colored panels are separated by the target reference points (S_{MSY} and F_{MSY}). Limit reference points (dashed lines), which correspond to a 50% reduction in recruitment from its average unexploited level, based on a conservative steepness (h) of 0.75 for the Beverton-Holt stock-recruitment relationship, are merely indicative, since they vary by model and are based on all models combined. The center point for each model indicates the current stock status, based on the average fishing mortality (F) over the last three years; The solid black circle represents all models combined; to be consistent with the probabilistic nature of the risk analysis and the HCR, it is based on $P(S_{cur}/S_{LIMIT} < x) = 0.5$ and $P(F_{cur}/F_{MSY} > x) = 0.5$. The lines around each estimate represent its approximate 95% confidence interval.

3.1.2. Bigeye

After model weighting, which eliminated several models due to lack of convergence (see [SAC-11 INF F](#) for details), 12 model configurations were retained, corresponding to only 44 models since four models did not converge, with which current status and effects of management decisions were evaluated.

In the following, these model configurations, combined with specific modifications, are referred to by the acronyms in **Table B**. Models B-F (*Short-term, Pre-adult movement, Estimate growth, Dome-selectivity, and Adult mortality*) were developed to address the R shift, and D-F (*Estimate growth, Dome-selectivity, and Adult mortality*) were also developed to address the misfit to the composition data for the fishery with asymptotic selectivity.

TABLE B. Model configurations (hypotheses) used for bigeye tuna in the EPO.	
Model	Description
BASE	Not used in the risk analysis, but is the basis for all other models. Similar to 'base case' model used in previous assessments, except uses Francis method to weight composition data. Growth and natural mortality (M) fixed; asymptotic selectivity for one longline fishery (F2).
A. Environment	
Env	R shift is real, caused by a change in the environment. Asymptotic selectivity for one longline fishery (F2). Similar to 'base case' model used in previous assessments, except (1) uses Francis method to weight composition data and (2) estimates a parameter representing change in recruitment.
Env-Fix	Environment, fixed (growth, M not estimated; asymptotic selectivity)
Env-Gro	Environment, growth estimated
Env-Sel	Environment, dome-shape selectivity
Env-Mrt	Environment, adult M estimated
B. Short-term	
Srt	Evaluated using 2000-2019 data only (1975-2019 for other models). R shift due to some unknown model misspecification prior to 2000 that cannot be identified/resolved with available data; thus, is not addressed by the other models.
Srt-Fix	Short-term, fixed (growth, M not estimated; asymptotic selectivity)
Srt-Gro	Short-term, growth estimated
Srt-Sel	Short-term, dome-shape selectivity
Srt-Mrt	Short-term, adult M estimated
C. Pre-adult movement	
Mov	Approximates movement of fish to and from the CPO, by applying M starting between ages selected by the PS-OBJ fishery and the longline fishery. Higher/lower M represents fish leaving/entering EPO, respectively. This modified mortality schedule also could capture actual differences in age-specific M driven by a variety of processes.
D. Estimate growth	
Gro	Estimating growth: (1) allows a larger biomass, thus reducing R shift (length-composition data for the fishery with asymptotic selectivity contain few fish around the asymptotic length, so model estimates high F , and corresponding low S , to reduce the number of large fish and fit those data); (2) produces low asymptotic length (reducing predicted number of large fish, and fits the length-composition data without increasing F , allowing a larger S). All four parameters of the Richards growth curve and the two parameters representing the variation of length at age are estimated. The model is fitted to the otolith age data conditioned on length. Can also address the misfit to the length-composition data.
E. Dome-shaped selectivity	
Sel	Dome-shape selectivity for longline fishery F2: (1) allows a larger biomass, thus reducing R shift (length-composition data for the fishery with asymptotic selectivity contain few fish around the asymptotic length, so model estimates high F , and corresponding low S , to reduce the number of large fish and fit those data); (2) reduces the predicted number of large fish caught, allowing the model to fit the observed length-composition data, but also produces a 'cryptic biomass', increasing the biomass estimate. A double normal selectivity curve is used. This model can also address the misfit to the length composition data.
F. Adult mortality	

TABLE B. Model configurations (hypotheses) used for bigeye tuna in the EPO.	
Model	Description
Mrt	Estimating adult M allows a larger biomass, thus reducing R shift. An increased value of M reduces the F required to fit the length-composition data, thus increasing the biomass for a given level of catch. Can also address the misfit to the length-composition data.

The bigeye stock management quantities are shown in **Table 2**. The results of fishing mortality (F) and spawning stock (S) relative to the MSY related target and limit reference points are described below. For an explanation of the model configurations referred to in the column headings, see **Table B**.

TABLE 2. Management quantities for bigeye tuna in the EPO. See explanation of codes in Table B. $E(x)$ is the expected value. $P=0.5$: median of the distributions of $P(S_{cur}/S_{MSY})$ and $P(F_{cur}/F_{MSY})$.													
	Env-Fix	Env-Gro	Env-Sel	Env-Mrt	Srt-Fix	Srt-Gro	Srt-Sel	Srt-Mrt	Mov	Gro	Sel	Mrt	Combined
$P(\text{Model})$	0.01	0.13	0.05	0.02	0.04	0.22	0.11	0.07	0.01	0.24	0.09	0.02	$E(x) \ P=0.5$
Fishing mortality (F)													
F_{cur}/F_{MSY}	1.82	0.82	0.99	1.25	1.84	1.42	1.36	1.57	0.81	0.59	0.73	0.89	1.07 1.00
$P(F_{cur}>F_{MSY})$	1.00	0.18	0.44	0.84	1.00	0.97	0.92	0.99	0.15	0.01	0.07	0.25	0.50
F_{cur}/F_{LIMIT}	0.96	0.47	0.58	0.69	0.97	0.78	0.77	0.84	0.47	0.34	0.43	0.50	0.60
$P(F_{cur}>F_{LIMIT})$	0.33	0.00	0.00	0.01	0.38	0.07	0.06	0.14	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05
Spawning biomass (S)													
S_{cur}/S_{MSY_d}	0.34	1.32	1.02	0.69	0.32	0.56	0.59	0.45	1.31	1.85	1.53	1.16	1.09 0.92
$P(S_{cur}<S_{MSY})$	1.00	0.19	0.49	0.96	1.00	1.00	1.00	1.00	0.16	0.03	0.07	0.27	0.53
S_{cur}/S_{LIMIT}	0.97	3.61	2.67	2.04	0.97	1.65	1.65	1.38	3.84	5.24	4.21	3.63	3.07
$P(S_{cur}<S_{LIMIT})$	0.59	0.00	0.00	0.02	0.50	0.06	0.09	0.19	0.00	0.00	0.00	0.00	0.06

a. Fishing mortality (F)

F_{cur}/F_{MSY}

For the combined distribution, F_{cur} is 7% above F_{MSY} (**Table 2**). This distribution is bimodal (**Figure 7a**), due to the substantial differences in the estimates between the *Short-term* models, which are more pessimistic (F_{cur}/F_{MSY} mostly above 1; **Figure 7b**), and the “medium-term” models (**Figure 7b**) that do not assume the R shift is real (*Gro*, *Sel*, *Mrt*, *Mov*), which are more optimistic (F_{cur}/F_{MSY} mostly below 1). The remaining model, *Environment*, which assumes that the R shift is real, falls between these two groups, but with most of its probability density on the optimistic side (F_{cur}/F_{MSY} mostly below 1; **Figure 7b**); it was assigned a lower weight. The hypotheses to explain the misfit to the longline composition data (*Gro*, *Sel*, *Mrt*) also have a large impact on the probability distribution, with *Gro* and *Sel* being more optimistic and also were assigned the greatest weights (**Figure 1c**). The h parameter also influences the distributions of F_{cur}/F_{MSY} , with greater steepness being more optimistic, as expected (**Figure 7d**). A substantial amount of the combined distribution is above 1, indicating that the probability of $F_{cur} > F_{MSY}$ is not negligible.

The probability of exceeding the reference points are calculated using cumulative distribution functions (CDFs) (**Figure 11a**). The CDF for F_{cur}/F_{MSY} generally reflects two groups of models (with high and low probabilities, respectively, of being below F_{MSY}) corresponding to the modes in the probability distribution and their composition, as noted above (**Figure 7**). The combined distribution has a 50% probability of exceeding F_{MSY} (**Table 2**).

F_{cur}/F_{LIMIT}

F_{cur} is below F_{LIMIT} for all reference models ($F_{cur}/F_{LIMIT} < 1$; **Table 2**). For the combined distribution, F_{cur} is at about 60% of F_{LIMIT} . The combined distribution of F_{cur}/F_{LIMIT} is also bimodal and similar to the distribution of F_{cur}/F_{MSY} , but shifted to the left (**Figure 8a**). The composition of the model distributions is similar to the distributions for F_{cur}/F_{MSY} (**Figure 7**), as expected. There is little probability above 1, indicating that the

probability of exceeding F_{LIMIT} is low (5%; **Table 2** and **Figure 11b**).

b. Spawning biomass (S)

S_{cur}/S_{MSY_d}

For all models combined, S_{cur} is 9% above S_{MSY_d} (**Table 2**). The probability distribution for S_{cur}/S_{MSY_d} is generally bimodal, but also has some smaller modes (**Figure 9**). The composition of the distribution is similar to that for F , but reversed on the X axis. A substantial amount of the combined distribution is <1 , indicating that the probability of being below the S_{MSY_d} is not negligible (53%; **Figure 12a**).

S_{cur}/S_{LIMIT}

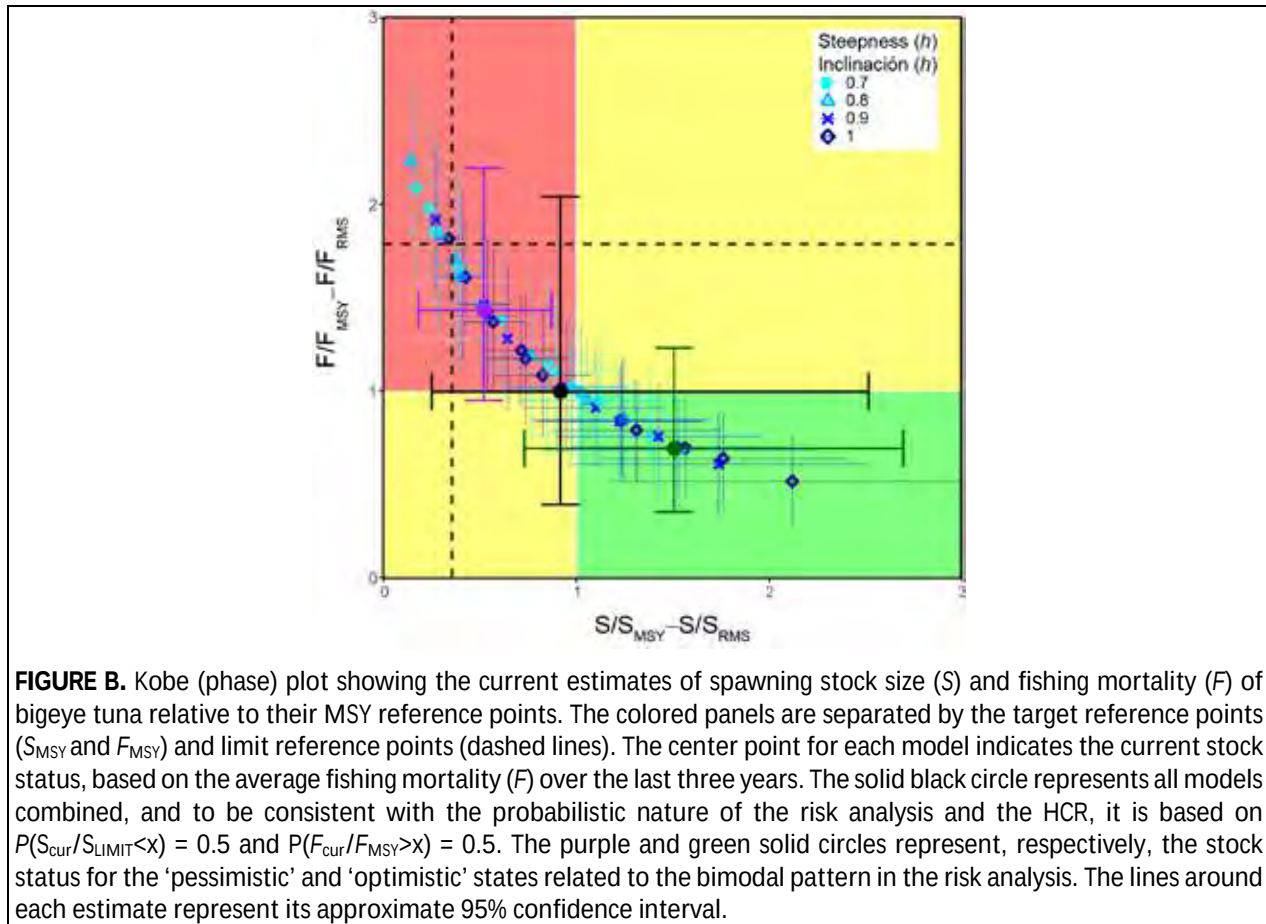
S_{cur} is well above S_{LIMIT} ($S_{cur}/S_{LIMIT}>1$; **Table 2**). The probability distribution for S_{cur}/S_{LIMIT} is bimodal and similar to the distribution for S_{cur}/S_{MSY_d} , but without the smaller modes and shifted to the right (**Figure 10**). The composition of the distribution is similar to that for S_{cur}/S_{MSY_d} . There is little of the overall probability distribution below 1, indicating that the probability of exceeding S_{LIMIT} is low (6%; **Figure 12b**).

c. Kobe plot

To capture the uncertainty about the population dynamics of bigeye in the EPO, 44 **reference models** (12 models x 4 steepness values; 4 did not converge), each reflecting a different hypothesis, are considered when evaluating the status of the stock. The results of each model are shown on a Kobe plot in **Figure B**. The numbers of models producing optimistic ($F<F_{MSY}$, $S_{cur}>S_{MSY_d}$) and pessimistic ($F>F_{MSY}$, $S_{cur}<S_{MSY_d}$) results are about the same.

Historically, the status of the stock was determined by the best estimates of the ratio of the current status to the reference point. This approach could be updated to include the alternative models by using the expected value or a weighted average of the best estimates from each model, weighted by the model probabilities. For bigeye, the overall results of the risk analysis, which include 44 reference models, indicate a 50% probability that F_{MSY} has been exceeded and a 53% probability that S_{cur} is below S_{MSY} (**Table 2**). The probabilities that the F and S limit reference points have been exceeded are not negligible ($P(F_{cur}>F_{LIMIT}) = 5\%$; $P(S_{cur}<S_{LIMIT}) = 6\%$).

As noted above in section 3.1.2 a and b, the distribution of F_{cur}/F_{MSY} (along with other quantities of interest) is bimodal for bigeye, not unimodal. This is due to the substantial differences in estimates between two groups of models and states of nature, one more pessimistic and the other more optimistic (**Figures 7 to 10**). To evaluate management implications, two arbitrary groups of models were considered: pessimistic ($F_{cur}/F_{MSY} \geq 1$) and optimistic ($F_{cur}/F_{MSY} < 1$) (**Table 2**). The stock status associated with each of these groups is shown on the Kobe plot in addition to that corresponding to the overall results of the risk analysis (**Figure B**).



3.2. Decision analysis on alternative management measures

The decision analysis evaluates the consequences, in terms of exceeding the reference points specified in the [harvest control rule](#), of alternative management actions: specifically, six different durations of the temporal closure of the purse-seine fishery (Section 2.3). The results of the decision analysis for the two species (**Tables 3** and **4**) are presented, in the decision table format specified in Punt and Hilborn (1997), for the F -based reference points only.

The decision table has four elements: in the two header rows, the 12 alternative hypotheses (*states of nature*) about the population dynamics, and the relative weight of each (expressed as a probability, P); in the 'Closure days' column, six alternative management actions (days of closure; see section 2.6) including the current closure; and in the remaining columns, the consequences of each action if a particular hypothesis is true, expressed as a performance measure: the probability (risk; P) of F exceeding the target ($P(F > F_{MSY})$) and limit ($P(F > F_{LIMIT})$) reference points. The final column gives the weighted average across all models.

3.2.1. Yellowfin

For yellowfin, the combined expected risk of F exceeding F_{MSY} is below 50% for all six closure durations (**Table 3; Figure 13a**), varying from 26% (no closure) to 5% (100 days), with a low risk (9%) for the current closure (72 days). One model (Base-A) produced a pessimistic result (a risk above 50% of exceeding F_{MSY} for all scenarios (**Table 3**)), but this model has a very low relative weight (0.01).

Across all models, there is no risk (0%) of F exceeding F_{LIMIT} for all closures (**Table 3; Figure 13a**), regardless of which model is chosen to be true.

TABLE 3. Decision table for yellowfin tuna in the EPO. See explanations of model codes in Table A.													
Closure days	A. Prop			B. DDQ			C. TB			D. TBE			Comb
	Base-A	EstGro-A	EstSel-A	Base-B	EstGro-B	EstSel-B	Base-C	EstGro-C	EstSel-C	Base-D	EstGro-D	EstSel-D	
$P(F > F_{MSY})$	Probability												
													≤50% >50%
0	0.99	0.74	0.23	0.88	0.17	0.09	0.74	0.29	0.02	0.43	0.30	0.32	0.26
36	0.97	0.56	0.12	0.70	0.08	0.04	0.53	0.17	0.01	0.27	0.17	0.19	0.17
70	0.88	0.37	0.05	0.46	0.03	0.01	0.32	0.07	0.00	0.13	0.08	0.09	0.09
72	0.87	0.36	0.05	0.44	0.03	0.01	0.31	0.07	0.00	0.13	0.08	0.08	0.09
88	0.77	0.28	0.03	0.33	0.01	0.01	0.22	0.04	0.00	0.08	0.05	0.05	0.06
100	0.68	0.22	0.01	0.26	0.01	0.00	0.16	0.02	0.00	0.06	0.03	0.03	0.05
$P(F > F_{LIMIT})$	Probability												
													≤10% >10%
0	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
36	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
70	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
72	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
88	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
100	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

3.2.2. Bigeye

For bigeye, the combined expected risk of F exceeding F_{MSY} ranges between 62% and 43% (**Table 4; Figure 13b**). A 50% risk of F exceeding F_{MSY} is reached at 70 days of closure, two days less than the current closure, which has a 49% risk.

The expected risk values describe the combined distribution of F_{cur}/F_{MSY} across models. However, as described in section 3.1.2.a, the distribution of F_{cur}/F_{MSY} (along with other quantities of interest) is bimodal for bigeye, due to the substantial differences in estimates between two groups of models and states of nature. Two groups of models are considered for a discussion on management implications, one more pessimistic ($F_{cur}/F_{MSY} \geq 1$) and the other more optimistic ($F_{cur}/F_{MSY} < 1$) (**Figures 7 to 10**). The combined values (overall results of the risk analysis) fall between these two states, and it is important to understand the risks of relying solely on the combined value or on one group of models over another when the latter is closer to the true state of nature.

Relying only on results of the pessimistic models to formulate management advice implies high risks of exceeding F_{MSY} within the range of closure days analyzed (0-100 days) (**Figure 14**). A longer closure would be necessary to reduce this risk to an acceptable level, but there is no specification on what that acceptable level is in [C-16-02](#). Instead, the harvest control rule is only specific about the probability level to exceed the limit reference points (10%). If the pessimistic models are assumed to be closer to the *true state of nature*, the risk of exceeding F_{LIMIT} under the current closure at 72 days is 10% (weighted average of the combined pessimistic models; **Figure 15b**). Therefore, any reduction of the 72-day closure will exceed the limit under the combined pessimistic models.

If, instead, management is driven by the results of the optimistic models, reducing the current temporal closure has a probability of less than 50% and 10% of exceeding F_{MSY} and F_{LIMIT} , respectively (**Figures 14 and 15**). Obviously, if the optimistic models are used, but the pessimistic models are closer to the *true state of nature*, the risk of exceeding F_{LIMIT} will be substantially higher than 10% (**Figure 15**).

In summary, results from the bigeye risk analysis essentially fall in between two possible states (optimistic and pessimistic, relative to reference points) that cannot be discerned based on data, model valuation, or other criteria currently available. The resulting bimodality of the combined distributions of management quantities limits the utility of the risk analysis to evaluate probability statements about the status of the

stock relative to reference points. Caution should be taken when interpreting these probability distributions for management purposes, and averages or the use of simple probability statements such as $P(F_{cur} > F_{MSY})$ should be avoided. Instead, the whole probability distributions should be considered. The consequences of making management actions (closure duration) should neither focus on the average nor solely assuming a state of nature is correct (either optimistic or pessimistic) without consideration of the risks associated to the assumed state of nature being wrong.

TABLE 4. Decision table for bigeye tuna in the EPO. See explanation of codes in Table B.													
Closure days	Env-Fix	Env-Gro	Env-Sel	Env-Mrt	Srt-Fix	Srt-Gro	Srt-Sel	Srt-Mrt	Mov	Gro	Sel	Mrt	Comb
P(model)	0.01	0.13	0.05	0.02	0.04	0.22	0.11	0.07	0.01	0.24	0.09	0.02	
$P(F > F_{MSY})$	Probability $\leq 50\%$ $> 50\%$												
0	1.00	0.48	0.78	0.98	1.00	1.00	0.99	1.00	0.47	0.09	0.31	0.65	0.62
36	1.00	0.32	0.63	0.93	1.00	0.99	0.97	1.00	0.30	0.03	0.17	0.45	0.56
70	1.00	0.19	0.44	0.84	1.00	0.97	0.92	0.99	0.15	0.01	0.07	0.25	0.50
72	1.00	0.18	0.43	0.83	1.00	0.96	0.91	0.98	0.14	0.01	0.06	0.24	0.49
88	1.00	0.13	0.35	0.75	1.00	0.93	0.87	0.97	0.09	0.00	0.04	0.17	0.46
100	1.00	0.09	0.28	0.67	1.00	0.88	0.81	0.95	0.06	0.00	0.02	0.11	0.43
	Probability $\leq 10\%$ $> 10\%$												
0	0.97	0.00	0.04	0.17	0.89	0.39	0.37	0.57	0.00	0.00	0.00	0.00	0.21
36	0.79	0.00	0.01	0.06	0.67	0.19	0.18	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.12
70	0.33	0.00	0.00	0.01	0.38	0.07	0.06	0.14	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05
72	0.30	0.00	0.00	0.01	0.36	0.06	0.06	0.13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05
88	0.11	0.00	0.00	0.00	0.25	0.03	0.03	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03
100	0.04	0.00	0.00	0.00	0.17	0.02	0.02	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02

4. CONCLUSIONS

This transition to risk analysis significantly advances stock assessment science and the formulation of management advice for tropical tunas at IATTC. First, the process resulted in the identification of a set of reference models (alternative hypotheses, or ‘states of nature’) which describe the population dynamics of yellowfin and bigeye, as well as the main axes of uncertainty in the stock assessments for both species. Second, the approach provides a methodology for assigning relative weights to the plausibility of these alternative hypotheses that takes into consideration a range of factors (e.g. expert opinion, model fit, plausibility of results and parameter estimates, and diagnostics). Finally, the final product of the risk analysis are probability statements for exceeding the reference points established in the HCR.

The risk analysis unambiguously shows that the yellowfin stock in the EPO is healthy, but the results are less clear for bigeye. The bimodal nature of the probability distributions from the bigeye risk analysis for the management quantities of interest indicates that the stock is either well below or well above the levels corresponding to MSY (S_{MSY}). Clearly, optimal management, or even whether the bigeye stock size should be increased or decreased, cannot be determined from the risk analysis. However, the combined probability distribution for the pessimistic models shows only a 10% probability of exceeding F_{LIMIT} for the current closure duration (72 days), indicating that it is unlikely that this limit has been exceeded. Therefore, a *status quo* harvest strategy should be appropriate in the short term.

The bimodality of the bigeye probability distributions complicates the evaluation of the status of the bigeye stock and the evaluation of the potential outcomes of management actions. This issue needs to be addressed in the future to improve management advice. There are two avenues towards this goal: 1) continue to improve the stock assessment models, which also involves their data inputs, and 2) develop and evaluate management strategies that are shown to be robust to the main uncertainties, including the bimodality, using MSE.

4.1. Improving the stock assessments

The risk analysis can be used to identify areas of research to improve the assessment by looking at the hypotheses that caused the bimodality and by focusing on hypotheses that received high weights. The bimodality for bigeye tuna is mainly caused by differences in the time span of the model, and further work investigating these differences should be conducted. The hypotheses that estimated growth received 58% of the weight, indicating that improving the estimates of growth should be a priority. Improving estimates of natural mortality and of selectivity for the fishery that assumes asymptotic selectivity should also be considered.

The risk analysis for yellowfin tuna was limited to assessments that assume a single stock in the EPO because evaluating all possible models initially considered would not be practical. Preliminary models suggest that stock structure might be present within the EPO, and these models should be further investigated.

4.2. MSE

While work on resolving issues related to model misspecification should be continued, the staff acknowledges that there may always be unresolved issues in knowledge, their impact on taking appropriate management action, and the inherent limits of modelling complex and changing natural systems and their fisheries. The risk analysis work is a first step towards the explicit incorporation of uncertainty in the stock assessment and formulation of management advice for the tropical tunas in the EPO. The risk analysis focused on two sources of uncertainty: uncertainty related to which models were used to assess the stock (*model uncertainty*) and the uncertainty associated with the estimation properties of each model (*parameter uncertainty*). There are other sources of uncertainty (implementation, etc.) and elements of the current strategy, along with alternatives (types and estimation of reference points, specificity of the current HCR, performance metrics, etc.), that are important for evaluating the robustness of the management advice and what strategies are more likely to achieve desired management objectives. The models and their weighting developed in the risk analysis could be used to inform the development of operating (simulation) models for MSE. The MSE process could be used to evaluate setting management actions based on simpler models or empirical HCRs that rely on trends in data (rather than complex models). This process could be either an alternative or complementary approach to the recent (best-assessment) or current (risk analysis) approaches, while both data and stock assessments are improved. An [MSE Workplan](#) is already ongoing at IATTC, and should be continued (see recent [Workshops](#)).

Given the substantial uncertainty in stock assessments in general, and in those for tropical tunas in particular, management decisions should not be based on point estimates from a single base-case model or even point estimates derived from an average from multiple models. Management should take into consideration the uncertainty in the estimates, in the model structure and in other components of the system (imperfect implementation of strategies, interplay between scientific advice and management action, etc.). MSE provides a framework for developing management strategies that incorporate, and are robust to, the different forms of unavoidable uncertainties involved in fishery management, thereby providing a formal approach to evaluate management actions designed to achieve fisheries objectives.

REFERENCES-REFERENCIA

Aires-da-Silva, A., M. N. Maunder, and P. K. Tomlinson. 2010. An investigation of the trend in the estimated recruitment for bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. Document BET-01-06. Inter. Amer. Trop. Tuna Comm. Document BET-01-02b. External review of IATTC bigeye tuna assessment. La Jolla, California, USA. 3-7 May 2010.

- Carolina Minte-Vera, Mark N. Maunder, Alexandre Aires-da-Silva, and Haikun Xu. 2019. Evaluating inconsistencies in the yellowfin abundance indices. DOCUMENT SAC-10 INF-F. 10th meeting of SAC.
- FAO (1995b). Precautionary approach to fisheries. Part 1: Guidelines on the precautionary approach to capture fisheries and species introduction. FAO Fish. Tech. Pap. No. 350/1.
- IATTC. 2016. Harvest Control Rules for tropical tunas (yellowfin, bigeye, and skipjack). Resolution C-16-02. 4pp.
- Mark N. Maunder, Haikun Xu, Carolina Minte-Vera, and Alexandre Aires-da-Silva. 2018. Investigation of the substantial change in the estimated F multiplier for bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. SAC-09-INF B. 9th SAC meeting.
- Nakatsuka, S. 2017. Management strategy evaluation in regional fisheries management organizations – How to promote robust fisheries management in international settings. Fisheries Research 187: 127–138.
- Punt, A.E., Hilborn, R. 1997. Fisheries stock assessment and decision analysis: the Bayesian approach. Reviews in Fish Biology and Fisheries 7, 35–63
- Punt, A. E., Butterworth, D. S., de Moor, C. L., De Oliveira, J. A. A., Haddon, M. 2016. Management strategy evaluation: best practices. Fish and Fish. 17: 303-334.
- Valero, J. L., Maunder, M., Xu, H., Minte-Vera, C. V., Lennert-Cody, C., Aires-da-Silva, A. 2019. Summary of modeling work on evaluating bigeye tuna recruitment shift hypotheses. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., 10th Scient. Adv. Com. Meeting. SAC-10 INF-G.
- Valero, J. L. and Aires-da-Silva, A. 2020. 1st Workshop On Management Strategy Evaluation (MSE) for Tropical Tunas: Overview, objectives and performance metrics. La Jolla, California (USA), 9-10 December 2019

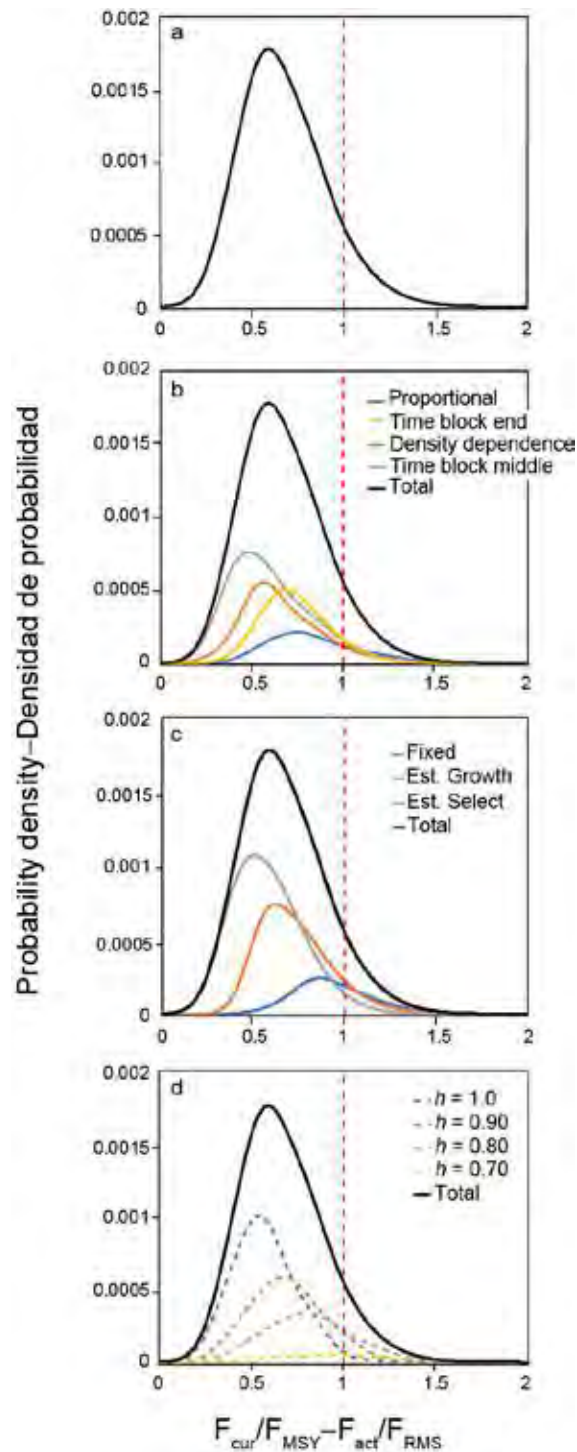


FIGURE 1. Yellowfin probability density functions for F_{cur}/F_{MSY} broken down into different components for models developed to address: a) combined; b) issues with the index of abundance; c) misfit to the composition data for the fishery with asymptotic selectivity; and d) different assumptions on steepness (h).

FIGURA 1. Funciones de densidad de probabilidad para F_{act}/F_{RMS} de aleta amarilla divididas en diferentes componente para modelos implementados para resolver: a) combinada; b) problemas con el índice de abundancia; c) problemas en los ajustes a los datos de composiciones de talla de la pesquería con selectividad asintótica; y d) distintos supuestos sobre la inclinación (h).

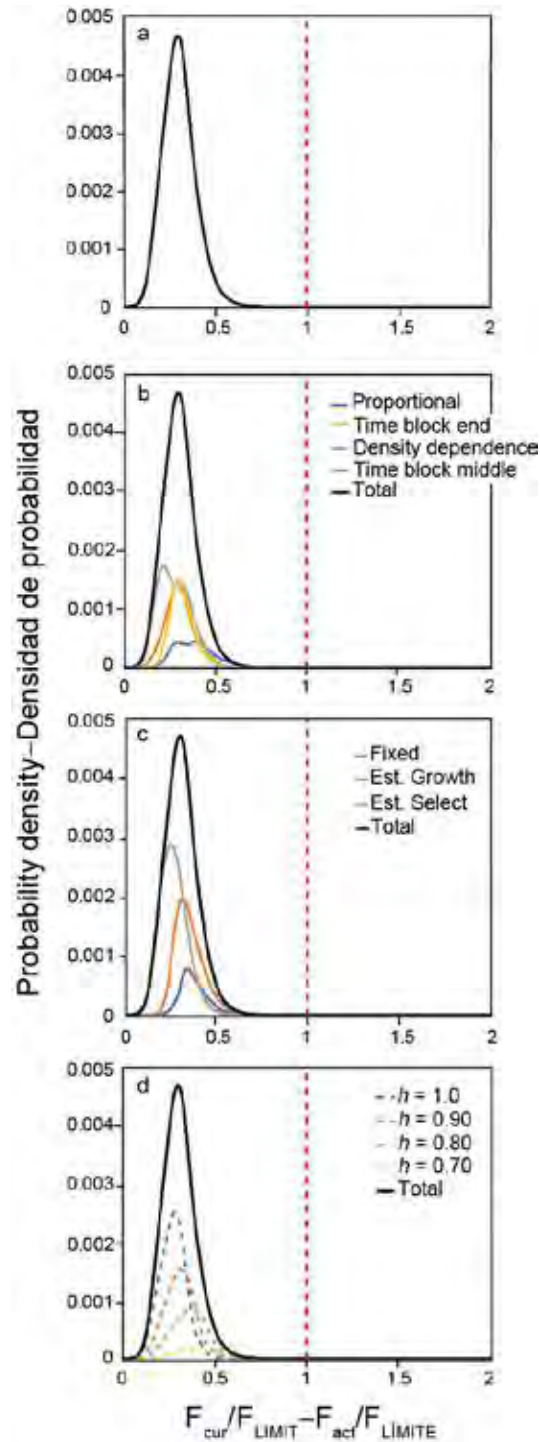


FIGURE 2. Yellowfin probability density functions for F_{cur}/F_{LIMIT} broken down into different components for models developed to address: a) combined; b) issues with the index of abundance; c) misfit to the composition data for the fishery with asymptotic selectivity; and d) different assumptions on steepness (h).

FIGURA 2. Funciones de densidad de probabilidad para F_{act}/F_{LIMITE} de aleta amarilla divididas en diferentes componentes para modelos implementados para resolver: a) combinada; b) problemas con el índice de abundancia; c) problemas en los ajustes a los datos de composiciones de talla de la pesquería con selectividad asintótica; y d) distintos supuestos sobre la inclinación (h).

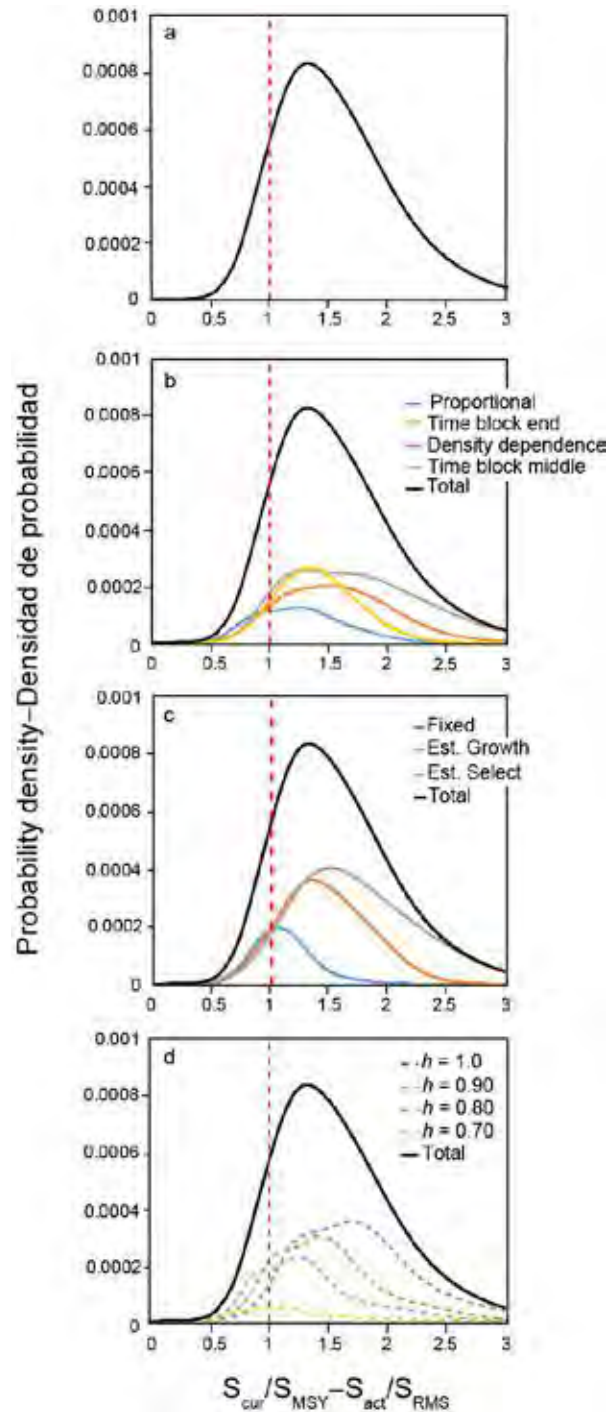


FIGURE 3. Yellowfin probability density functions for S_{cur}/S_{MSY} broken down into different components for models developed to address: a) combined; b) issues with the index of abundance; c) misfit to the composition data for the fishery with asymptotic selectivity; and d) different assumptions on steepness (h).
FIGURA 3. Funciones de densidad de probabilidad para S_{act}/S_{RMS} de aleta amarilla divididas en diferentes componentes para modelos implementados para resolver: a) combinada; b) problemas con el índice de abundancia; c) problemas en los ajustes a los datos de composiciones de talla de la pesquería con selectividad asintótica; y d) distintos supuestos sobre la inclinación (h).

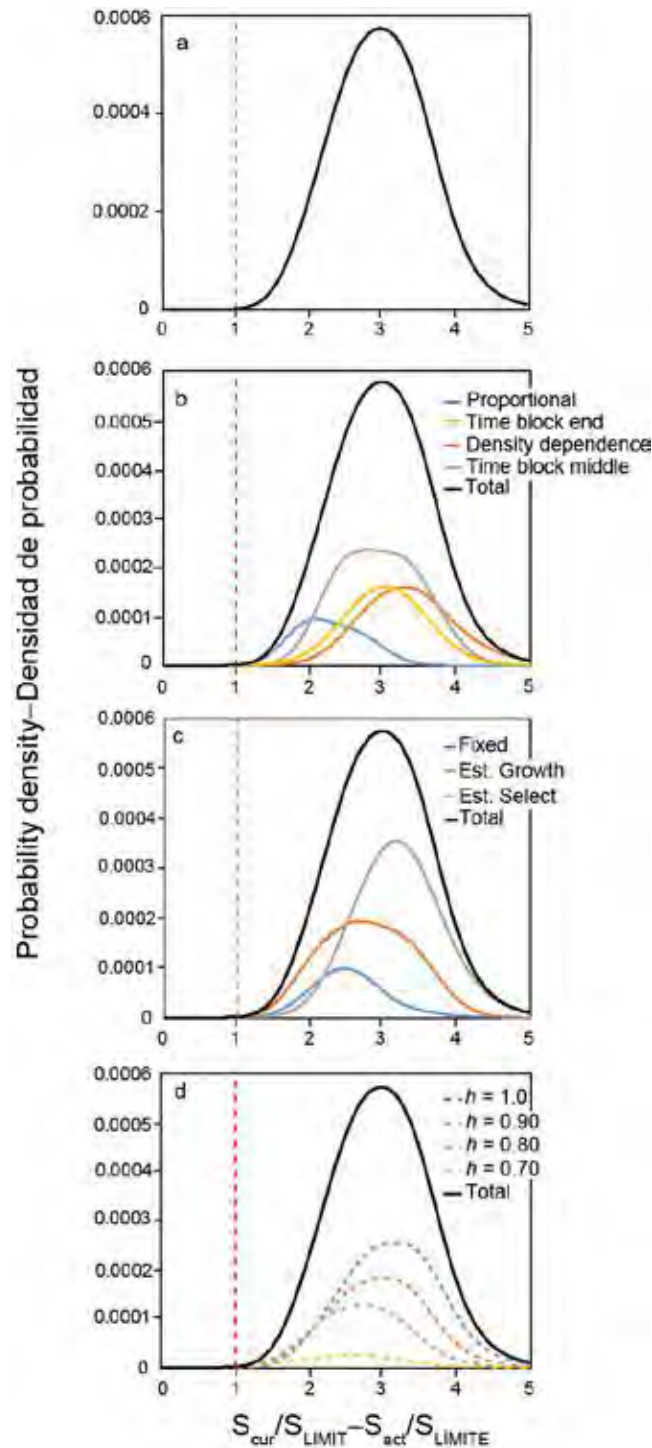


FIGURE 4. Yellowfin probability density functions for S_{cur}/S_{LIMIT} broken down into different components for models developed to address: a) combined; b) issues with the index of abundance; c) misfit to the composition data for the fishery with asymptotic selectivity; and d) different assumptions on steepness (h).
FIGURA 4. Funciones de densidad de probabilidad para S_{act}/S_{LIMITE} de aleta amarilla divididas en diferentes componentes para modelos implementados para resolver: a) combinada; b) problemas con el índice de abundancia; c) problemas en los ajustes a los datos de composiciones de talla de la pesquería con selectividad asintótica; y d) distintos supuestos sobre la inclinación (h).

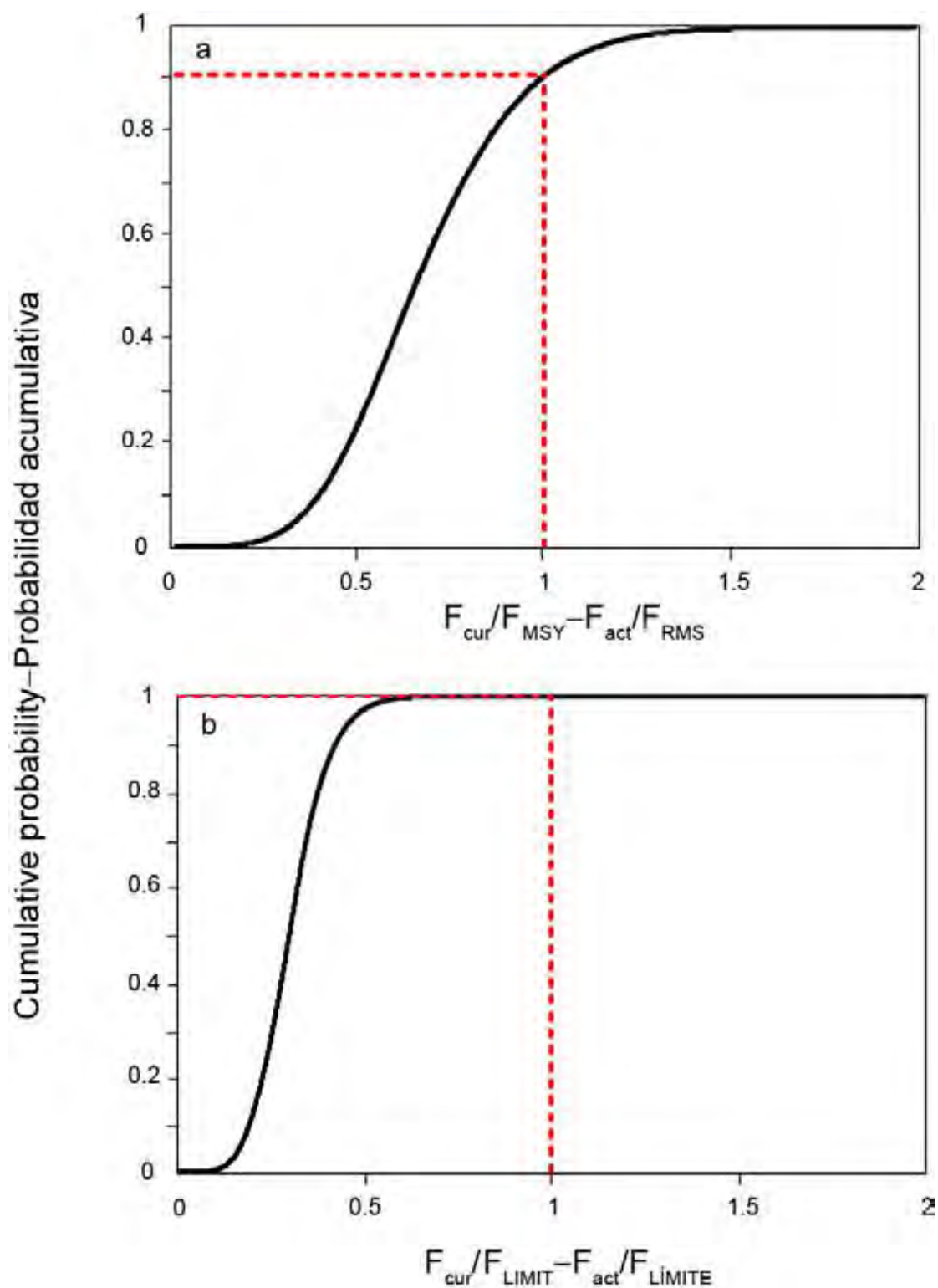


FIGURE 5. Yellowfin cumulative distribution functions (CDFs) for: a) F_{cur}/F_{MSY} ; b) F_{cur}/F_{LIMIT} .

FIGURA 5. Funciones de distribución acumulativa (FDA) de aleta amarilla para: a) F_{act}/F_{RMS} ; b) F_{act}/F_{LIMIT} .

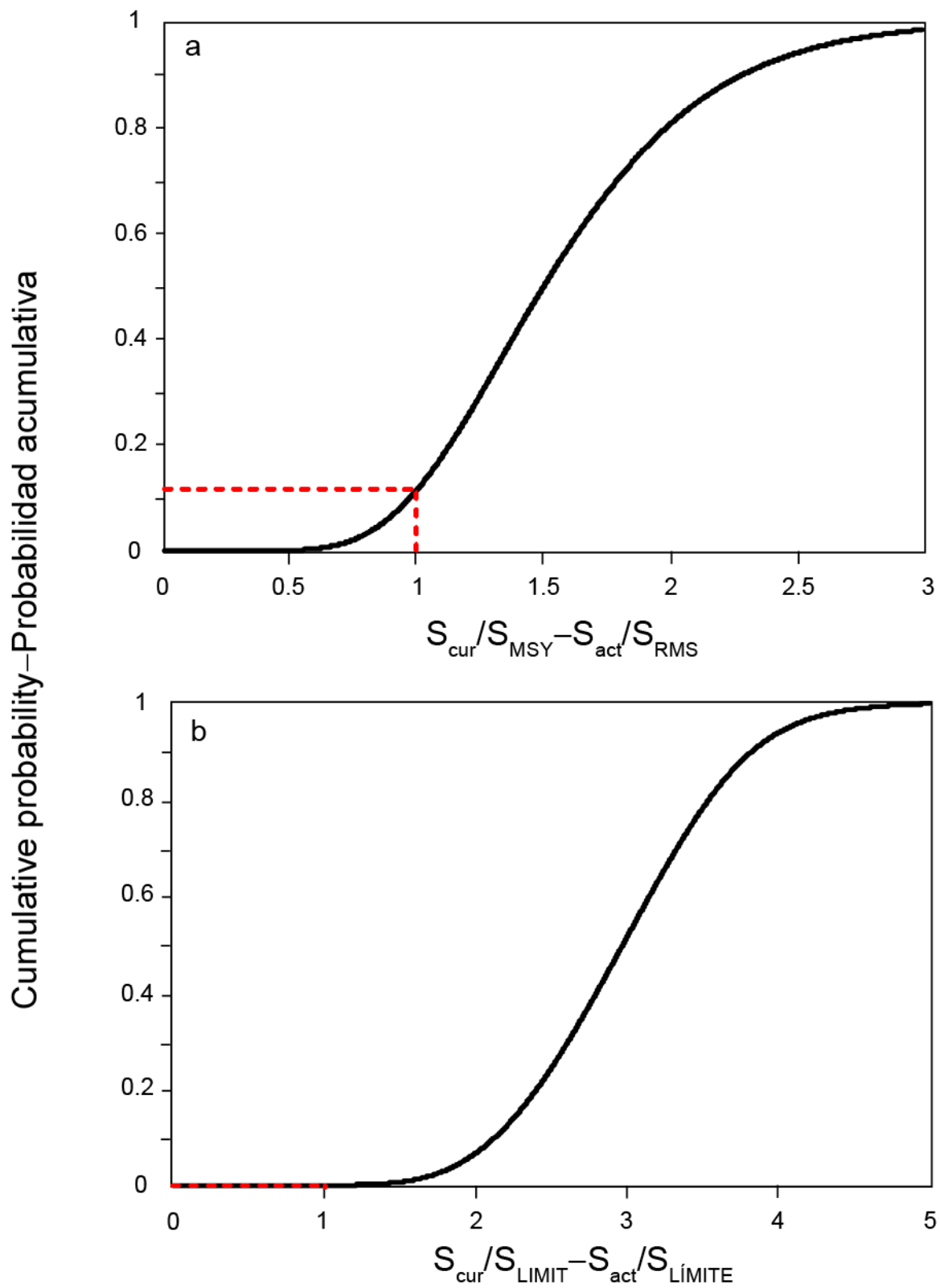


FIGURE 6. Yellowfin cumulative distribution functions (CDFs) for: a) S_{cur}/S_{MSY} ; b) $S_{cur}/S_{LÍMITE}$.

FIGURA 6. Funciones de distribución acumulativa (FDA) de aleta amarilla para: a) S_{act}/S_{RMS} ; b) $S_{act}/S_{LÍMITE}$.

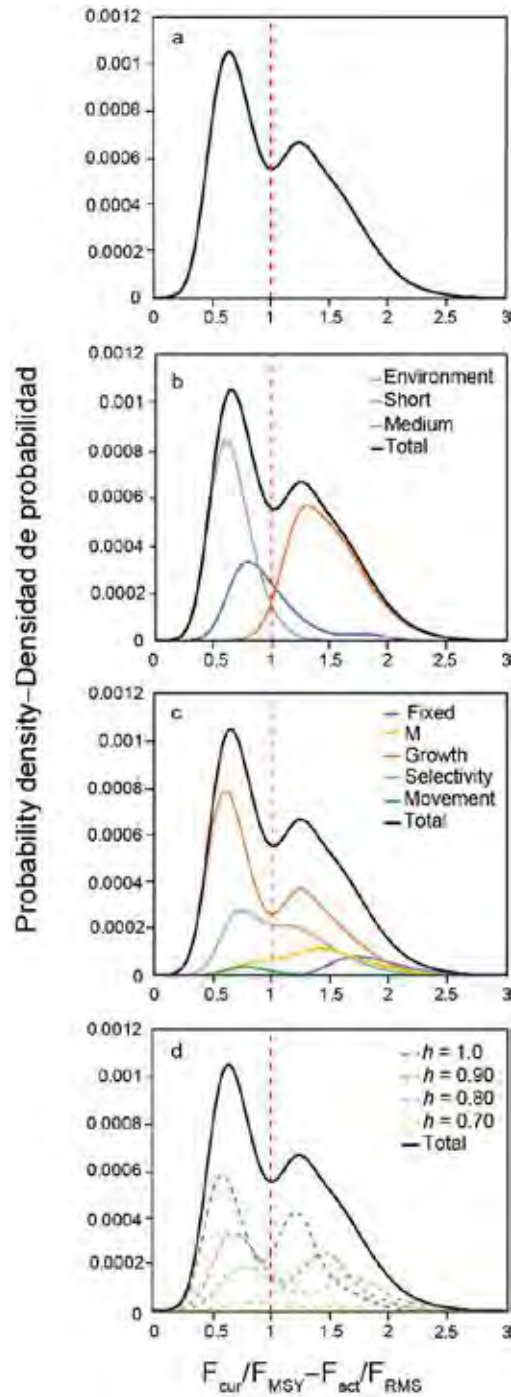


FIGURE 7. Bigeye probability density functions for F_{cur}/F_{MSY} for broken down into different components: a) combined; b) issues with the R_{shift} ; c) misfit to the composition data for the fishery with asymptotic selectivity; and d) different assumptions on steepness (h).

FIGURA 7. Funciones de densidad de probabilidad para F_{act}/F_{RMS} de patudo divididas en diferentes componentes: a) combinada, b) problemas con el R_{shift} ; c) problemas en los ajustes a los datos de composiciones de talla de la pesquería con selectividad asintótica; y d) diferentes supuestos sobre la inclinación (h).

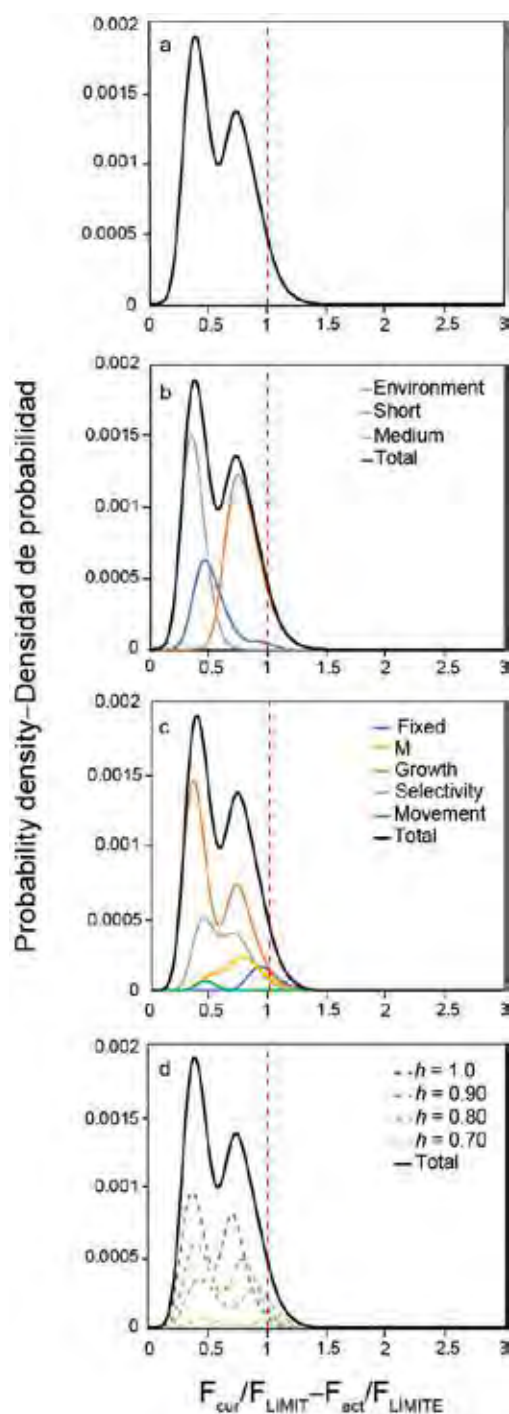


FIGURE 8. Bigeye probability density functions for F_{cur}/F_{limit} broken down into different components: a) combined; b) issues with the R_{shift} ; c) misfit to the composition data for the fishery with asymptotic selectivity; and d) different assumptions on steepness (h).

FIGURA 8. Funciones de densidad de probabilidad para $F_{act}/F_{LÍMITE}$ de patudo divididas en diferentes componentes: a) combinada, b) problemas con el R_{shift} ; c) problemas en los ajustes a los datos de composiciones de talla de la pesquería con selectividad asintótica; y d) diferentes supuestos sobre la inclinación (h).

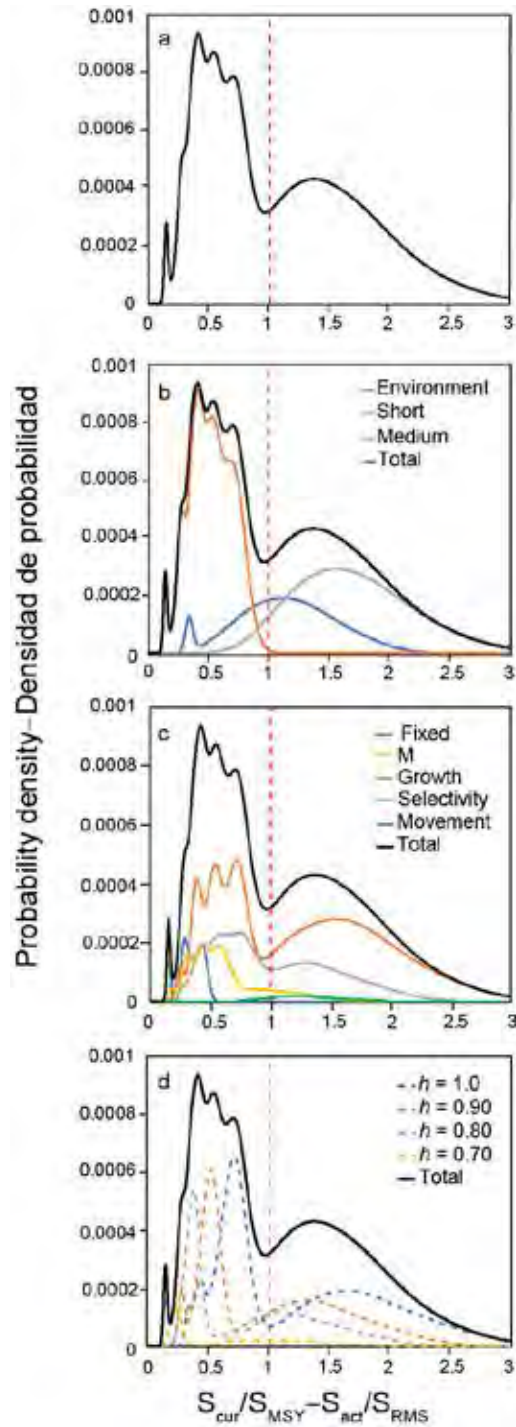


FIGURE 9. Bigeye probability density functions for S_{cur}/S_{MSY} broken down into different components: a) combined; b) issues with the R_{shift} ; c) misfit to the composition data for the fishery with asymptotic selectivity; and d) different assumptions on steepness (h).

FIGURA 9. Funciones de densidad de probabilidad para S_{act}/S_{RMS} de patudo divididas en diferentes componentes: a) combinada, b) problemas con el R_{shift} ; c) problemas en los ajustes a los datos de composiciones de talla de la pesquería con selectividad asintótica; y d) diferentes supuestos sobre la inclinación (h).

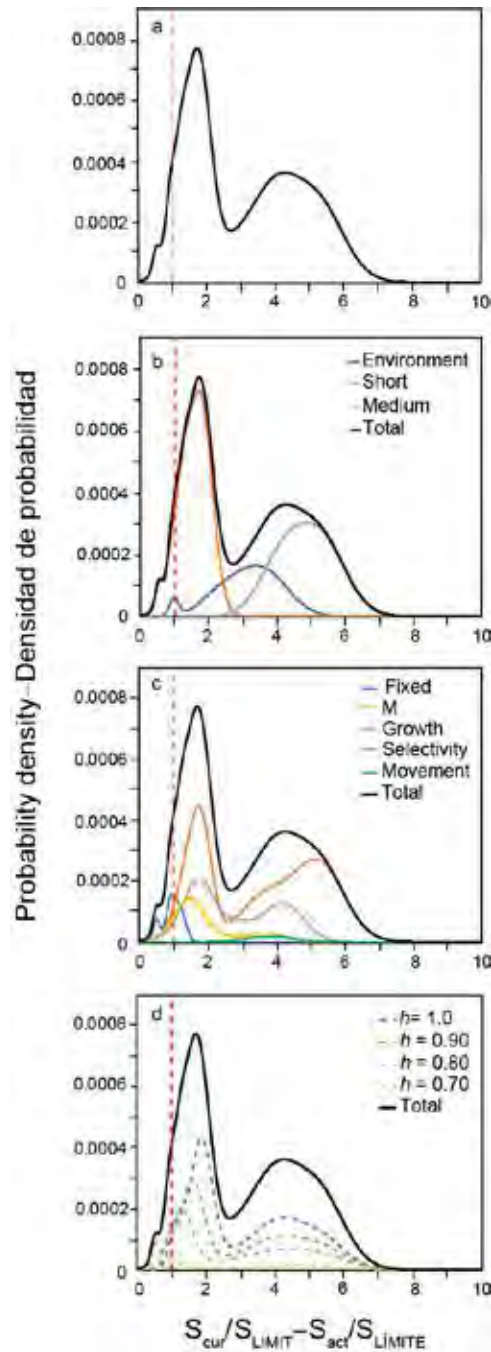


FIGURE 10. Bigeye probability density functions for S_{cur}/S_{limit} broken down into different components: a) combined; b) issues with the R_{shift} ; c) misfit to the composition data for the fishery with asymptotic selectivity; and d) different assumptions on steepness (h).

FIGURA 10. Funciones de densidad de probabilidad para S_{act}/S_{LIMITE} de patudo divididas en diferentes componentes: a) combinada, b) problemas con el R_{shift} ; c) problemas en los ajustes a los datos de composiciones de talla de la pesquería con selectividad asintótica; y d) diferentes supuestos sobre la inclinación (h).

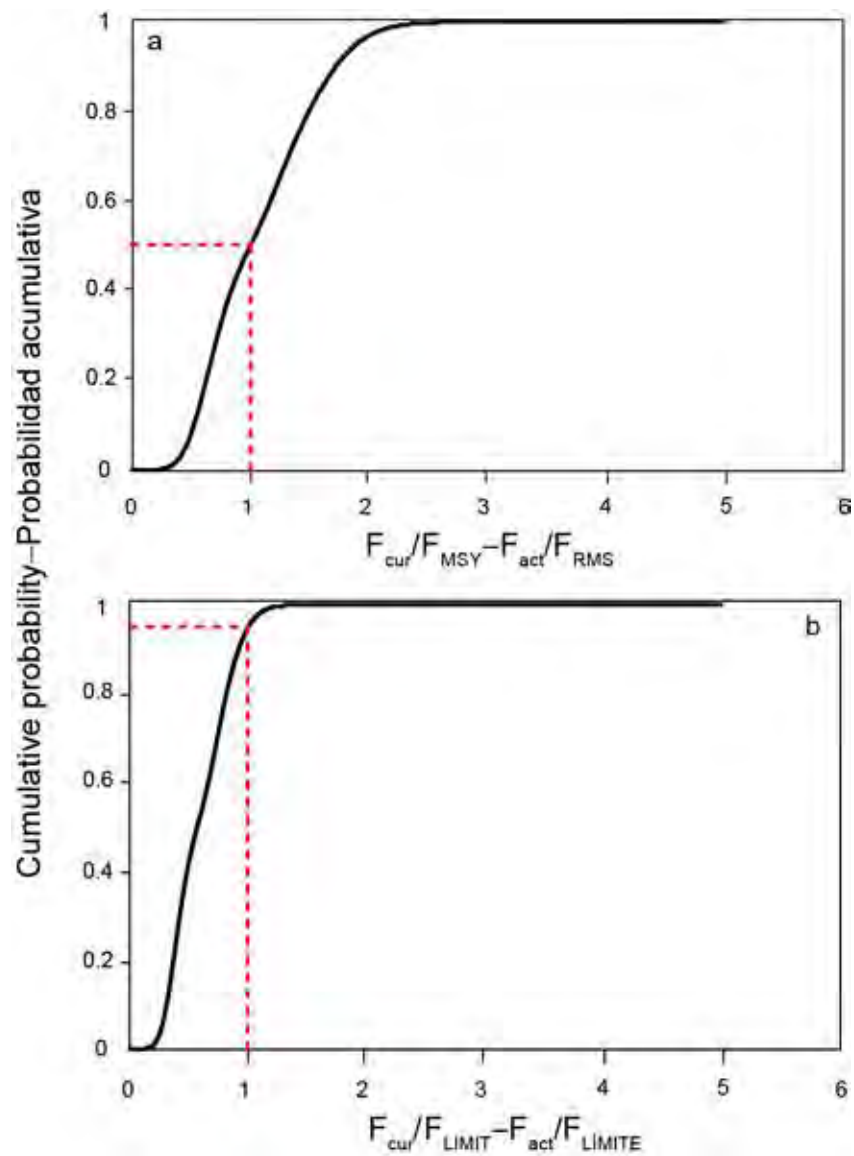


FIGURE 11. Bigeye cumulative distribution functions (CDFs) for: a) F_{cur}/F_{MSY} ; b) F_{cu}/F_{LIMIT} .

FIGURA 11. Funciones de distribución acumulativa (FDA) de patudo para: a) F_{act}/F_{RMS} ; b) $F_{act}/F_{LÍMITE}$.

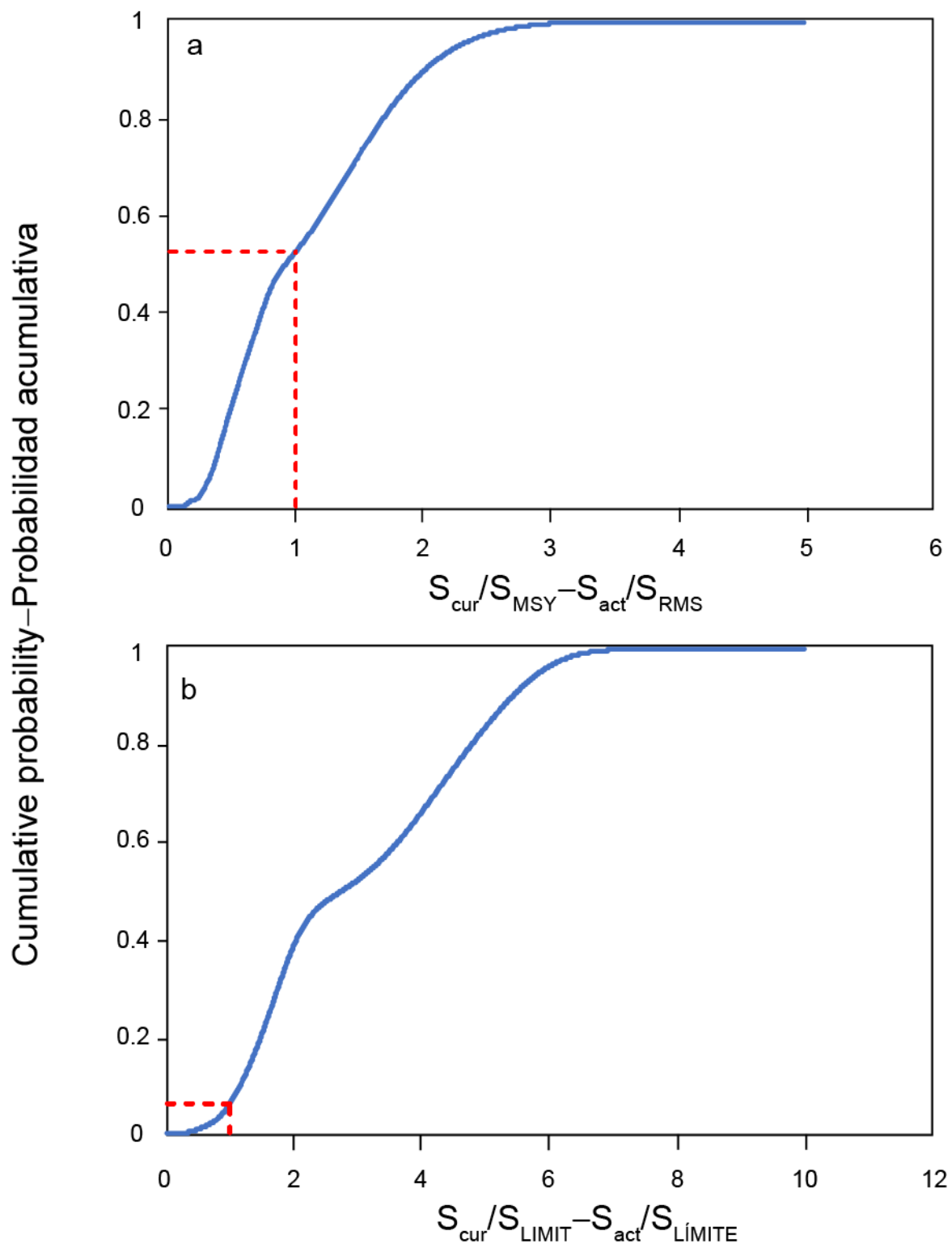


FIGURE 12. Bigeye cumulative distribution functions (CDFs) for: a) S_{cur}/S_{MSY} ; b) S_{cur}/S_{LIMIT}

FIGURA 12. Funciones de distribución acumulativa (FDA) de patudo para: a) S_{act}/S_{RMS} ; b) $S_{act}/S_{LÍMITE}$.

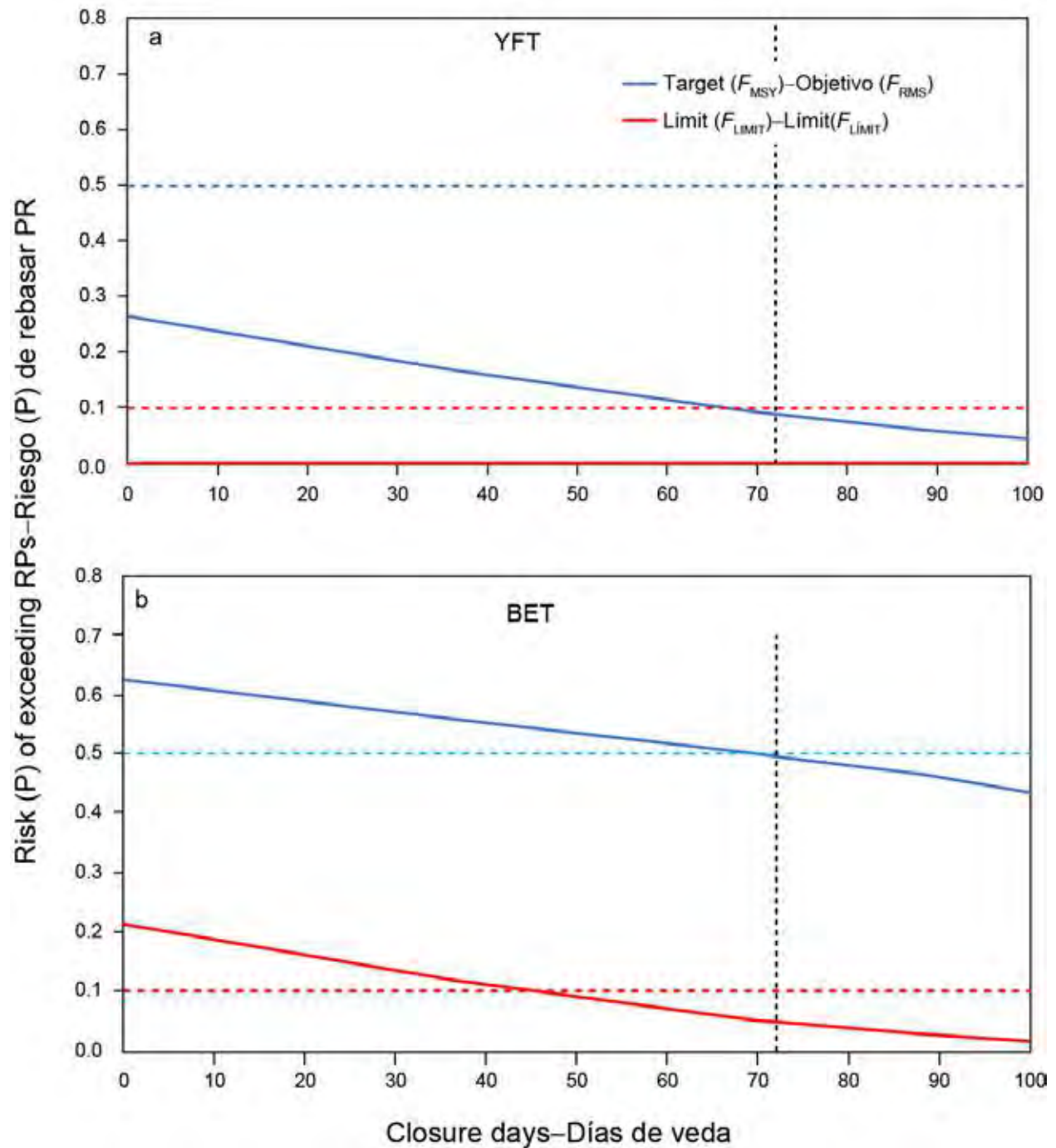


FIGURE 13. Risk curves showing the probability of exceeding the target and limit reference points (RPs) for different durations of the temporal closure. a) yellowfin and b) bigeye.

FIGURA 13. Curvas de riesgo que señalan la probabilidad de rebasar los puntos de referencia (PR) objetivo y límite con diferentes duraciones de la veda temporal. a) aleta amarilla; b) patudo.

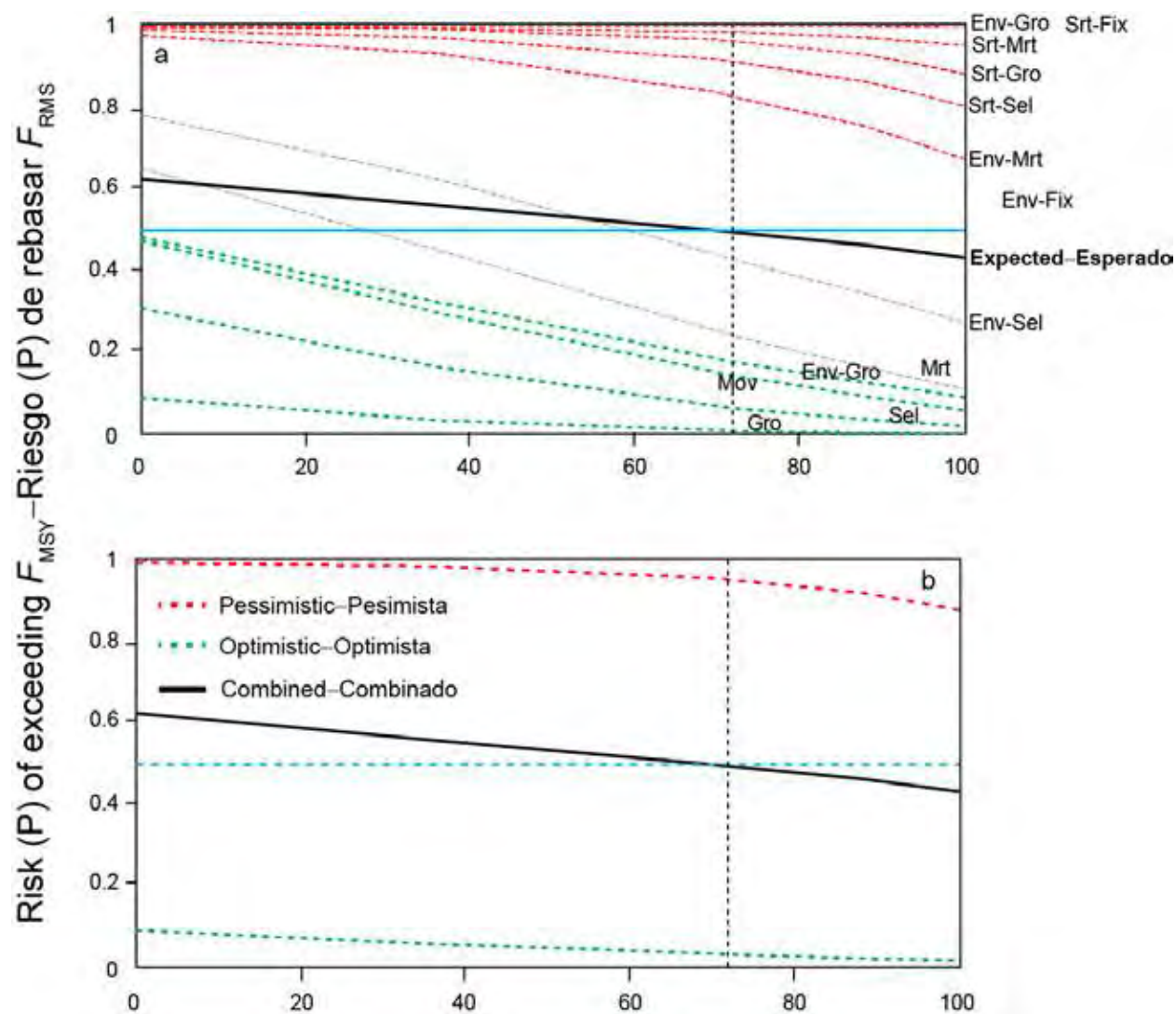


FIGURE 14. Risk curves showing the probability of exceeding the target RP for bigeye with different durations of the temporal closure. a) individual models and b) combined by pessimistic and optimistic models resulting from the bimodal combined distribution for all models.

FIGURA 14. Curvas de riesgo que señalan la probabilidad de rebasar el punto de referencia objetivo para el patudo con diferentes duraciones de la veda temporal. a) modelos individuales; b) combinados por modelos pesimistas y optimistas que resultan de la distribución combinada bimodal de todos los modelos.

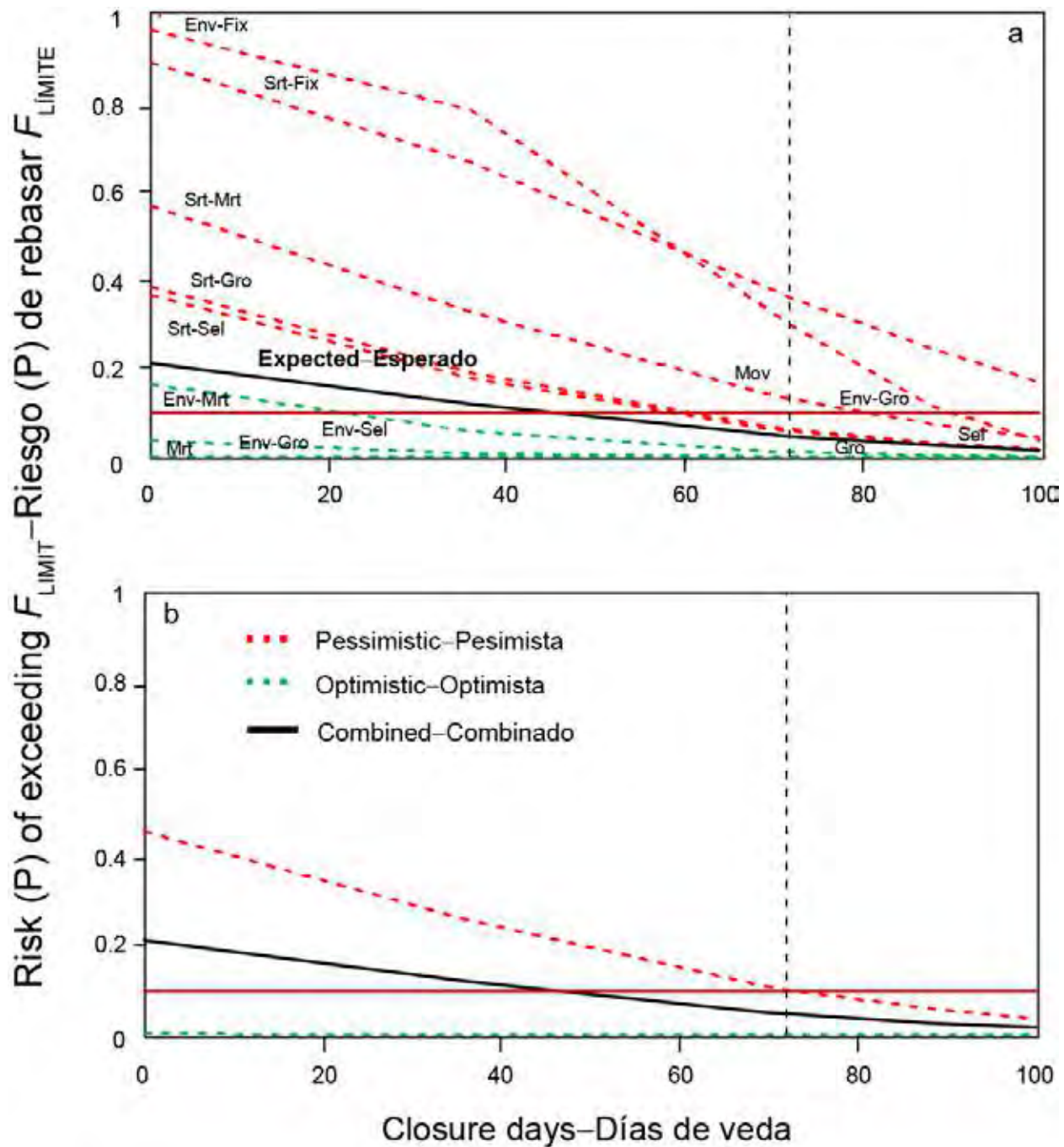


FIGURE 15. Risk curves showing the probability of exceeding the limit reference point (RP) for bigeye with different durations of the temporal closure. a) individual models and b) combined by pessimistic and optimistic models resulting from the bimodal combined distribution for all models.

FIGURA 15. Curvas de riesgo para el patudo que señalan la probabilidad de rebasar el punto de referencia límite con diferentes duraciones de la veda temporal. a) modelos individuales; b) combinados por modelos pesimistas y optimistas que resultan de la distribución combinada bimodal de todos los modelos.

ANÁLISIS DE RIESGOS PARA LA ORDENACIÓN DE LA PESCA DE ATUNES TROPICALES EN EL OCEANO PACÍFICO ORIENTAL, 2020

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

ÍNDICE

Resumen ejecutivo.....	269
1. Introducción.....	271
1.1. Antecedentes.....	271
1.2. Incertidumbre.....	272
1.3. Análisis de riesgos: un nuevo enfoque para la evaluación de poblaciones y el asesoramiento de ordenación en la CIAT.....	273
2. Métodos.....	274
2.1. Objetivos del análisis de riesgos para los atunes tropicales del OPO.....	274
2.2. Un enfoque pragmático del análisis de riesgos.....	274
2.3. Evaluación de la condición actual de la población y análisis de decisiones.....	275
3. Resultados y discusión.....	276
3.1. Condición actual de la población.....	276
3.1.1. Aleta amarilla.....	276
3.1.2. Patudo.....	279
3.2. Análisis de decisiones sobre medidas de ordenación alternativas.....	283
4. Conclusiones.....	285
4.1. Mejora de las evaluaciones de poblaciones.....	286
4.2. La EEO.....	286
Referencias.....	252
Figuras.....	254

RESUMEN EJECUTIVO

El asesoramiento de ordenación para los atunes tropicales en el Océano Pacífico oriental (OPO) provisto a la Comisión por el personal científico de la CIAT se ha basado tradicionalmente en un enfoque de 'evaluación óptima'. En 2018 el personal concluyó que los resultados de sus evaluaciones de la población de patudo en el OPO no eran suficientemente fiables para usar como base para su asesoramiento de ordenación a la Comisión, y en 2019 extendió esta conclusión a su evaluación del aleta amarilla ([IATTC-94-03](#)). Los problemas de evaluación ([SAC-09 INF B](#); [SAC-10 INF-F](#)) fueron abordados en el [plan de trabajo del personal para mejorar las evaluaciones de los atunes tropicales](#), que incluyó revisiones externas de las evaluaciones del [patudo](#) y [aleta amarilla](#), y que ahora ha sido llevado a cabo con éxito.

Se dispone de nuevas evaluaciones de referencia para el aleta amarilla y patudo ([SAC-11-07](#), [SAC-11-06](#)). Las evaluaciones representan un cambio fundamental del enfoque previo de 'evaluación óptima': forman la base para un análisis de riesgos, en el cual se usa una variedad de modelos de referencia para representar hipótesis alternativas plausibles sobre la biología de los peces, la productividad de las poblaciones, y la operación en las pesquerías, incorporando así en efecto la incertidumbre en el asesoramiento de ordenación a medida que se formula. El análisis de riesgos para el aleta amarilla y patudo fue usado para evaluar varias cantidades de ordenación relacionadas con la [regla de control de extracción](#) (RCE) de la CIAT para los atunes tropicales. En este documento se presentan los resultados para cada especie por separado para los dos componentes del análisis, *Condición actual de la población* y *Análisis de decisiones*, el segundo evalúa el riesgo de rebasar los puntos de referencia objetivo y límite

como consecuencia de diferentes duraciones de la veda temporal de la pesquería de cerco.

Esta transición a análisis de riesgos avanza significativamente la ciencia de evaluación de poblaciones y la formulación de asesoramiento de ordenación para los atunes tropicales en la CIAT. En primer lugar, el proceso resultó en la identificación de un conjunto de modelos de referencia (hipótesis alternativas, o 'estados de naturaleza') que describen la dinámica poblacional del aleta amarilla ([SAC-11-07](#)) y el patudo ([SAC-11-06](#)), así como los principales ejes de incertidumbre en las evaluaciones de ambas especies. En segundo lugar, el enfoque brinda una metodología para asignar ponderaciones relativas a la plausibilidad de estas hipótesis alternativas que toma en consideración una variedad de factores (por ejemplo, opinión experta, ajuste del modelo, plausibilidad de resultados y estimaciones de parámetros, y diagnósticos) ([SAC-11 INF-F](#)). Por último, el producto final del análisis de riesgo son declaraciones de probabilidad relativas a rebasar los puntos de referencia establecidos en el RCE.

En el caso del **aleta amarilla**, los resultados generales el análisis de riesgos, que incluye todos los 48 modelos de referencia, indican una probabilidad de solamente 9% de que haya sido rebasada la mortalidad por pesca correspondiente al rendimiento máximo sostenible (F_{RMS}). La probabilidad de que la biomasa de la población reproductora correspondiente al rendimiento máximo sostenible (S_{RMS}) haya sido traspasada es de 12%. La probabilidad de que los puntos de referencia límite de F y S hayan sido traspasados es cero.

En el caso del **patudo**, los resultados generales del análisis de riesgos, que incluye 44⁵ modelos, indican una probabilidad de 50% de que haya sido rebasado F_{RMS} y una probabilidad de 53% de que esté por debajo de S_{RMS} . Las probabilidades de que los puntos de referencia límite de F y S hayan sido superados no son insignificantes ($P(F_{act} > F_{LÍMITE}) = 5\%$; $P(S_{act} < S_{LÍMITE}) = 6\%$).

El análisis de riesgos señala inconfundiblemente que la población de aleta amarilla en el OPO está sana, pero los resultados son menos claros para el patudo. La naturaleza bimodal de las distribuciones de probabilidad del análisis de riesgos del patudo para las cantidades de ordenación de interés indica que la población está o muy por debajo o muy por encima de los niveles correspondientes al RMS (S_{RMS}). Queda claro que la ordenación óptima no puede ser determinada con análisis de riesgos, ni siquiera si el tamaño de la población de patudo debería ser incrementado o reducido. Sin embargo, la distribución de probabilidades combinada de los modelos pesimistas señala una probabilidad de solamente 10% de rebasar $F_{LÍMITE}$ con la duración actual de la veda (72 días), lo cual indica que es poco probable que este límite haya sido rebasado. Por lo tanto, una estrategia de captura de *statu quo* debería ser apropiada a corto plazo.

La bimodalidad de las distribuciones de probabilidad del patudo complica la evaluación de la condición de la población de patudo y la evaluación de las consecuencias potenciales de acciones de ordenación. Este tema debería ser abordado en el futuro para mejorar el asesoramiento de ordenación. Existen dos caminos hacia esta meta: 1) seguir mejorando los modelos de evaluación de poblaciones, lo que también implica sus datos de entrada, y 2) desarrollar y evaluar estrategias de ordenación que hayan demostrado ser robustas a la principales incertidumbres, incluyendo la bimodalidad, usando Evaluaciones de Estrategias de Ordenación (EEO), proceso que ya está en marcha en la CIAT ([Plan de trabajo EEO](#) y [Talleres recientes](#)). La mejora de los modelos de evaluación de poblaciones y sus datos de entrada debería enfocar la investigación del periodo de los modelos, supuestos sobre la estructura poblacional, y estimación del crecimiento. Se debería considerar también mejorar las estimaciones de mortalidad natural y de la selectividad de pesquerías con selectividad asintótica supuesta. La EEO brinda un marco para el desarrollo de estrategias de ordenación que incorporan, y son robustas a, las distintas formas de incertidumbres inevitables en la ordenación pesquera, formando así un enfoque formal para la evaluación de acciones de

⁵ Cuatro de los 48 modelos no convergieron para el patudo.

ordenación diseñadas para lograr objetivos pesqueros.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Antecedentes

El asesoramiento de ordenación sobre los atunes tropicales en el Océano Pacífico oriental (OPO) provisto a la CIAT por su personal científico se ha basado tradicionalmente en un enfoque de 'evaluación óptima'. Consiste en cuatro pasos: 1) **definir el modelo de evaluación de 'caso base'**, con los supuestos más plausibles sobre la biología (por ejemplo, mortalidad natural, crecimiento, relación población-reclutamiento) y la pesca (por ejemplo, capturabilidad, selectividad); 2) **ajustar el modelo de caso base** a los mejores datos disponibles (por ejemplo, índices de abundancia estandarizados basados en captura por unidad de esfuerzo (CPUE) y datos de composición por talla); 3) **estimar los parámetros del modelo de caso base** (por ejemplo, reclutamiento sin pesca, parámetros de selectividad) y **cantidades de interés** (por ejemplo, reducción de la población, multiplicador de F^6), y 4) **formular asesoramiento de ordenación** basado en las cantidades de interés.

Los multiplicadores de F estimados en las evaluaciones de caso base el patudo y aleta amarilla han sido usados como base para las recomendaciones del personal sobre medidas de ordenación; concretamente, para determinar la duración de las vedas estacionales para la pesquería de cerco, tomando en consideración aumentos recientes de la capacidad de pesca.

En 2018 el personal concluyó que los resultados de su evaluación del patudo en el OPO no eran suficientemente fiables para usar como base para el asesoramiento de ordenación a la Comisión, y en 2019 extendió esta conclusión a su evaluación del aleta amarilla ([IATTC-94-03](#)). El problema principal con ambas evaluaciones era que sus resultados se volvieron demasiado sensibles a la inclusión de datos nuevos, en particular observaciones recientes para los índices de abundancia relativa de la pesquería palangrera ([SAC-09 INF B](#); [SAC-10 INF-F](#)). Se abordaron este problema y otros en el [plan de trabajo para mejorar las evaluaciones de los atunes tropicales](#) del personal, el cual incluye revisiones externas de las evaluaciones del [patudo](#) y [aleta amarilla](#), y que ahora ha terminado.

En el caso del patudo, un problema importante fue el aparente cambio de reclutamiento ('*R shift*') a mediados de la década de 1990, cuando la evaluación estimó que el reclutamiento promedio se duplicó al mismo tiempo que las capturas cerqueras de patudo, principalmente peces pequeños, aumentó de [10,000 t a casi 50,000 t en tres años](#) con la expansión rápida de la pesquería sobre dispositivos agregadores de peces (plantados) en el OPO ecuatorial, y las capturas palangreras de patudo grande disminuyeron un 50%. Aunque es posible que el reclutamiento realmente ascendió, este resultado parece anómalo, y se han propuesto [varias hipótesis](#) para explicarlo (ver detalles en Aires-da-Silva *et al.* (2010), [Valero *et al.* \(2019\)](#) y [Punt *et al.* \(2019\)](#)). El [panel externo](#) que revisó la evaluación del patudo en 2019 concluyó que: *"... mientras que no se puede rechazar definitivamente que haya ocurrido un cambio de régimen de reclutamiento real, el balance de las pruebas es que el cambio aparente es un artefacto de algún aspecto del modelo o la forma en que fue parametrizado"*.

El otro problema con la evaluación del patudo que necesitaba ser abordado, que podría estar relacionado con la causa del *R shift*, fue la falta de ajuste a los datos de composición por talla de la pesquería palangrera con selectividad asintótica supuesta. Aunque el panel no identificó ningún sustituto particular para el modelo de caso base actual, sugirió una gama alternativas para la consideración del personal, incluyendo

⁶ Multiplicador de $F = F_{RMS}$ (la mortalidad por pesca que producirá el rendimiento máximo sostenible) dividida por F_{act} (la mortalidad por pesca promedio de los tres años más recientes). Un multiplicador de F de menos de 1 indica que la mortalidad por pesca está por encima del nivel de RMS.

diferentes calendarios de mortalidad, modelos de crecimiento, y procedimientos de estimación.

En el caso de la evaluación del aleta amarilla, los problemas fueron inconsistencias entre los índices de abundancia relativa basados en datos de palangre y aquellos basados en datos de cerco, el aumento reciente del tamaño promedio del pescado en algunas pesquerías, una falta sistemática de ajuste a los datos de composición por talla de la pesquería con selectividad asintótica, y la posibilidad de estructura espacial del aleta amarilla en el OPO. Al igual que con el patudo, el [panel de revisión](#) del aleta amarilla no recomendó una configuración particular del modelo para reemplazar el modelo de caso base actual, sino que sugirió varias alternativas para la consideración del personal.

1.2. Incertidumbre

La **regla de control de extracción** (RCE) de la CIAT para los atunes tropicales establece que “*si la probabilidad de que F rebase el punto de referencia límite ($F_{LÍMITE}$) es mayor que el 10%, se establecerán en cuanto sea práctico medidas de ordenación que tengan una probabilidad de al menos 50% de reducir F al nivel objetivo (F_{RMS}) o menos, y una probabilidad de menos de 10% de que F rebase $F_{LÍMITE}$ ”* (Resolución [C-16-02](#)). Esto precisa, en primer lugar, una estimación de la mortalidad por pesca, pero también una forma de cuantificar la probabilidad de que una acción de ordenación tenga el efecto deseado. Esta incertidumbre es abordada en la evaluación de caso base con intervalos de confianza para las cantidades de interés y análisis de sensibilidad que comparan los resultados con aquellos de otros modelos, pero estos análisis son usados típicamente sólo para dar contexto de las estimaciones puntuales y el asesoramiento de ordenación asociado.

En el presente documento se tratan dos categorías de incertidumbre: *incertidumbre de parámetro* e *incertidumbre estructural (de modelo)*, y se describen a continuación.

Se usan las estimaciones de **incertidumbre de parámetro** para cuantificar la precisión de los parámetros de evaluación de poblaciones (por ejemplo, reclutamiento virgen) y cantidades derivadas (por ejemplo, reclutamiento y biomasa). En las evaluaciones de los atunes tropicales del OPO, el personal ha usado un método sencillo de aproximación normal para obtener los intervalos de confianza para los parámetros del modelo, las cantidades derivadas, y las proyecciones. Se grafican estos en una [gráfica de Kobe](#) para representar la incertidumbre en la condición de la población en términos de la mortalidad por pesca y la biomasa reproductora relativa a los puntos de referencia objetivo y límite para el caso base y para un modelo más cauteloso que supone una relación población-reclutamiento⁷ moderada. Dos intervalos de confianza han sido también usados para evaluar si la probabilidad de rebasar los puntos de referencia límite para estos dos modelos es mayor a la probabilidad designada de 10%.

La **incertidumbre estructural (de modelo)** refleja la posibilidad que puedan existir modelos alternativos que ofrecen una representación razonable de los procesos estudiados (por ejemplo, diferentes formas de la curva de crecimiento o relación población-reclutamiento; selectividad asintótica y en forma de domo). Los análisis de sensibilidad que han sido usados en las evaluaciones de los atunes tropicales en el OPO con la intención de capturar la incertidumbre de modelo, para demostrar el impacto de supuestos alternativos sobre el ajuste del modelo y las cantidades de ordenación (mediante la inclusión de cantidades de ordenación de interés para ambos análisis (caso base y sensibilidad), y de cada modelo en la [gráfica de Kobe](#)). Aunque los análisis de sensibilidad ayudan a poner los resultados del caso base y el asesoramiento de ordenación asociado en contexto, el asesoramiento de ordenación del personal se basa exclusivamente

⁷ Expresada como inclinación (h ; ver Maunder y Deriso 2014), una medida del grado de la interdependencia entre la biomasa de una población reproductora y el reclutamiento de esa población. Una inclinación de 1 ($h = 1$) significa que el reclutamiento es independiente de la biomasa de la población; cuanto menor sea el valor de h , más estrecha será la relación. Para la mayoría de los atunes tropicales hay poca o ninguna evidencia de dicha relación, por lo que se usa un valor conservador de $h = 0.75$.

en los resultados del caso base y no ha explicado explícitamente la incertidumbre de modelo y sus implicaciones para las consecuencias potenciales de decisiones de ordenación alternativas.

El personal está usando dos metodologías relacionadas para tratar estos defectos: análisis de riesgos, discutido en la presente, y evaluación de estrategias de ordenación (EEO), discutida en el plan de trabajo de [EEO](#) propuesto y talleres recientes (ver por ejemplo [Valero y Aires-da-Silva 2020](#)). El personal piensa presentar una propuesta para financiar la continuación de su plan de trabajo de EEO durante 2021-2023.

1.3. Análisis de riesgos: un nuevo enfoque para la evaluación de poblaciones y el asesoramiento de ordenación en la CIAT

Los análisis de riesgos, de los cuales existen muchos tipos, toman incertidumbre en cuenta cuantitativamente en su asesoramiento de ordenación. Tienen un largo historial en la pesca: por ejemplo, tablas de decisión que predicen los resultados de una gama de acciones de ordenación bajo distintos conjuntos de supuestos (llamados '*estados de naturaleza*'), y sus probabilidades asociadas, han sido usadas para la toma de decisiones en varias pesquerías (Punt y Hilborn 1997). Más recientemente, las declaraciones de probabilidad han sido integradas directamente en **reglas de control de extracción** (RCE), bajo las cuales combinaciones especificadas de condiciones y tendencias poblacionales y de pesca activan acciones de ordenación predefinidas, y se usan estimaciones explícitas de la incertidumbre para evaluar las declaraciones de probabilidad. Las RCE están típicamente basadas en puntos de referencia objetivo, límite, y umbral, como por ejemplo la RCE de la CIAT para los atunes tropicales antes citada.

El personal ha llevado a cabo con éxito el [plan de trabajo para mejorar las evaluaciones de los atunes tropicales](#), y se dispone de nuevas evaluaciones de referencia para el patudo y aleta amarilla ([SAC-11-06](#), [SAC-11-07](#)). Estas evaluaciones representan un cambio fundamental con respecto a la metodología previa del personal de 'evaluación óptima': forman la base de un 'análisis de riesgos', en el cual se usa una variedad de modelos de referencia para representar supuestos alternativos plausibles sobre la biología de los peces, la productividad de las poblaciones, y/o la operación de las pesquerías, incorporando así en efecto la incertidumbre en el asesoramiento de ordenación a medida que se formula.

Este cambio representa un cambio de paradigma en la CIAT, tanto para el trabajo del personal como para la toma de decisiones de la Comisión con respecto a la conservación de los atunes tropicales. El nuevo marco de evaluación ofrece las siguientes ventajas: 1) incorpora explícitamente los resultados de todos los modelos de referencia (*incertidumbre de modelo*) y la precisión de las estimaciones de los parámetros de cada modelo (*incertidumbre de parámetro*); 2) permite una evaluación probabilística de si se han rebasado los puntos de referencia objetivo y límite especificados en la RCE de la CIAT para los atunes tropicales ([C-16-02](#)); 3) puede ser integrado en el marco de Evaluación de Estrategias de Ordenación (EEO) en desarrollo en la CIAT como base para la elaboración de modelos operativos.

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

- Dos **informes de evaluación de población**, para el patudo ([SAC-11-06](#)) y el aleta amarilla ([SAC-11-07](#)), que presentan los resultados de todos los modelos de referencia para cada especie (ajustes del modelo, diagnósticos, cantidades derivadas y parámetros estimados que definen la condición de la población);
- Un **análisis de riesgos** (resultados resumidos en el presente documento) usando el método descrito en el Documento [SAC-11 INF-F](#), específico para los atunes tropicales, que evalúa la condición actual de la población y la probabilidad (riesgo) de rebasar los límites de referencia objetivo y límite especificados en la [regla de control de extracción de la CIAT](#), así como las consecuencias esperadas de medidas de ordenación alternativas en términos de días de veda;
- **Indicadores de condición de población** ([SAC-11-05](#)) para las tres especies de atunes tropicales (patudo, barrilete, aleta amarilla); y

- Las **recomendaciones del personal** ([SAC-11-15](#)) para la conservación de los atunes tropicales, basadas en lo anterior.

2. MÉTODOS

2.1. Objetivos del análisis de riesgos para los atunes tropicales del OPO

Siguiendo a FAO (1995b), el personal define el riesgo como “la probabilidad de que suceda algo indeseable”. En este caso, el suceso indeseable es rebasar los puntos de referencia objetivo y límite especificados en la [regla de control de extracción](#) de la CIAT.

La meta amplia del análisis de riesgos para la ordenación de los atunes tropicales en el OPO es usar información de todas las fuentes disponibles (resultados de modelos de evaluación de poblaciones, teoría de dinámica poblacional, información auxiliar, y conocimientos expertos) para estimar la condición actual de las poblaciones de atunes aleta amarilla y patudo en términos de mortalidad por pesca (F), biomasa reproductora (S), y los puntos de referencia objetivo (F_{RMS} , S_{RMS}) y límite ($F_{LÍMITE}$, $S_{LÍMITE}$) asociados establecidos en la resolución [C-16-02](#). A diferencia del enfoque de ‘evaluación óptima’, que usa estimaciones puntuales, en el análisis de riesgos la incertidumbre en las cantidades de interés para la ordenación es representada como una distribución de probabilidades.

Los objetivos específicos del análisis de riesgos son:

1. Con los niveles actuales de F , estimar la probabilidad (P) (riesgo) de rebasar los puntos de referencia objetivo y límite para F y S especificados en la regla de control de extracción en la resolución [C-16-02](#), así:
 - c. $P(F > F_{RMS})$, $P(F > F_{LÍMITE})$
 - d. $P(S < S_{RMS})$, $P(S < S_{LÍMITE})$
2. Con niveles alternativos de medidas de ordenación de control de entrada (duración de la veda de cerco), estimar la probabilidad de rebasar los puntos de referencia objetivo y límite para F y S especificados en la regla de control de extracción en la resolución [C-16-02](#), así:
 - a. $P(F(\text{días de veda}) > F_{RMS})$, $P(F(\text{días de veda}) > F_{LÍMITE})$
 - b. $P(S(\text{días de veda}) < S_{RMS})$, $P(S(\text{días de veda}) < S_{LÍMITE})$

donde $F(\text{días de veda})$ y $S(\text{días de veda})$ son la mortalidad por pesca y biomasa reproductora correspondiente a los días de veda, respectivamente.

2.2. Un enfoque pragmático del análisis de riesgos

En Maunders *et al.* 2020 ([SAC-11 INF-F](#)) se describe en detalle el enfoque pragmático de análisis de riesgos adoptado por el personal de la CIAT para implementar las reglas de control de extracción, que considera múltiples modelos y usa el patudo del OPO como caso de estudio. Representa un balance entre demanda computacional, complejidad, y rigor estadístico. Reconoce la necesidad de ponderar los modelos con base en información en los datos disponibles, pero lo hace en un contexto en el que la complejidad de los modelos de evaluación de poblaciones pesqueras impide una adherencia estricta al rigor estadístico.

El enfoque consiste en cuatro pasos principales:

1. **Identificar hipótesis alternativas** (*‘estados de naturaleza’*) sobre la dinámica poblacional de la población que abordan los problemas principales en la evaluación de la población. Se arregla la colección completa de hipótesis en un diagrama de flujo que señala dependencias entre hipótesis y facilita la elaboración de modelos. Para mayor información sobre las hipótesis, ver [SAC-11 INF-J](#) (aleta amarilla) y [SAC-11 INF-F](#) (patudo).
2. **Traducir las hipótesis alternativas en modelos de evaluación de población.** Para el aleta amarilla del OPO fueron necesarios 12 modelos para representar los varios estados de naturaleza ([SAC-](#)

[11-07](#); [SAC-11 INF-J](#)), y para el patudo, 14 ([SAC-11-06](#); [SAC-11 INF-F](#)). Se ejecutó cada modelo con cuatro valores de la inclinación (h) de la relación población-reclutamiento.

3. **Determinar la ponderación relativa de las pruebas de apoyo para cada hipótesis (modelo)**, expresado en “probabilidad relativa”, para evitar los sesgos que pudiera causar una ponderación igual de todas las hipótesis en el análisis de riesgos. La ponderación representa la fiabilidad del modelo y se determina usando una mezcla de métricas basadas en varios factores (opinión experta, ajuste del modelo, plausibilidad de resultados y estimaciones de parámetros, diagnóstico del modelo, etc.). Se ajusta la escala de las ponderaciones para obtener una probabilidad relativa para cada modelo. Para mayor información sobre las ponderaciones relativas asignadas a distintos modelos, ver [SAC-11 INF-J](#) para aleta amarilla y [SAC-11 INF-F](#) para patudo.
4. **Combinar las probabilidades relativas del modelo con las distribuciones de probabilidad de las cantidades de interés estimadas para cada modelo.** Las distribuciones de probabilidad representan la **incertidumbre** en las estimaciones de la condición actual de la población con respecto a los puntos de referencia, y se usan para calcular la **probabilidad** de que se rebasen los puntos de referencia objetivo y límite especificados en la resolución [C-16-02](#).

2.3. Evaluación de la condición actual de la población y análisis de decisiones

El análisis de riesgos, realizado por separado para el aleta amarilla y el patudo, se divide en: (1) una evaluación de la condición actual de la población; y, (2) una evaluación de las consecuencias de acciones de ordenación alternativas, modificando específicamente la duración de la veda temporal de la pesquería cerquera, actualmente 72 días ([Resolución C-17-02](#)).

La condición actual con respecto a un punto de referencia fue calculada como un promedio ponderado de las estimaciones puntuales de la razón de cada uno de los modelos de evaluación alternativos, con ponderaciones iguales a las probabilidades relativas del modelo (iguales al valor esperado bajo el supuesto de distribución normal formulado para cada modelo). Se calculó la probabilidad de rebasar un punto de referencia usando las funciones de distribución acumulativa (FDA) para las razones de F_{act} y S_{act} con respecto a los puntos de referencia para cada uno de los modelos alternativos, que luego se combinan usando las probabilidades del modelo.

A fin de evaluar las consecuencias de modificar la duración de la veda de la pesquería cerquera, se usó el análisis de riesgos para determinar la probabilidad de rebasar los puntos de referencia de mortalidad por pesca para el aleta amarilla y el patudo con seis vedas diferentes:

BET	Días	
1	0	Sin veda
2	36	50% de la veda actual
3	70	Veda requerida para 50% de probabilidad de que F esté por debajo del nivel de RMS ($P(F_{act} < F_{RMS}) = 0.5$)
4	72	Veda actual
5	88	Veda requerida para alcanzar F_{RMS} con base en el valor esperado ($E(x)$) de F_{act}/F_{RMS} para el patudo
6	100	≈150% de la veda actual

Para estos cálculos, se supone que la mortalidad por pesca es proporcional al número de días que la pesquería está abierta, ajustada por la veda espacial en octubre (el ‘corralito’) y los cambios en la capacidad de acarreo de la flota cerquera. No se realizaron proyecciones, por lo que los puntos de referencia de la biomasa reproductora (S_{RMS} , $S_{LÍMITE}$) no pudieron ser evaluados en esta etapa; esto se hará en desarrollos futuros del análisis de riesgos.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El análisis de riesgos para el aleta amarilla y el patudo se usó para evaluar varias cantidades de ordenación relacionadas con la RCE de la CIAT. A continuación, se presentan los resultados para cada especie por separado para los dos componentes del análisis, *Condición actual de la población* y *Análisis de decisiones*, que evalúa el riesgo de rebasar los puntos de referencia objetivo y límite como consecuencia de diferentes duraciones de la veda temporal para la pesquería de cerco.

3.1. Condición actual de la población

3.1.1. Aleta amarilla

En el análisis de riesgos se consideraron 12 configuraciones finales del modelo para el aleta amarilla (ver [SAC-11 INF-J](#) para todas las configuraciones del modelo consideradas inicialmente). En la **Tabla A** se resumen las 12 configuraciones, que corresponden a 48 modelos, pues hay cuatro valores de inclinación (h) asociados a cada configuración, para facilitar la interpretación de los resultados del análisis de riesgos. Los modelos de *Densodependencia* (DDQ), *Bloque de tiempo centro* (TBM), y *Bloque de tiempo fin* (TBE) fueron desarrollados para abordar problemas con el índice de abundancia, y los modelos de *Crecimiento estimado* (EstGro) y *Selectividad en forma de domo* (EstSel) fueron desarrollados para abordar la falta de ajuste a los datos de composición de la pesquería con selectividad asintótica.

TABLA A. Configuraciones de modelo (hipótesis) usadas para el atún aleta amarilla en el OPO	
Modelo	Descripción
E. Prop: Proporcional	
Base-A	Índice de abundancia proporcional a la abundancia. Crecimiento fijo; selectividad de todas las flotas y estudio invariable con el tiempo; selectividad F19 asintótica; índice de capturabilidad (q , constante de proporcionalidad entre índice y biomasa) invariable con el tiempo.
EstGro-A	Como Base-A, pero ajustado a datos de otolitos, crecimiento estimado.
EstSel-A	Como Base-A, pero supone selectividad F19 en forma de domo, con parámetros estimados.
F. DDQ: Densodependencia	
Base-B	Como Base-A, pero supone relación no lineal entre índice de abundancia y biomasa, con parámetros estimados.
EstGro-B	Como Base-B, pero crecimiento estimado.
EstSel-B	Como Base-B, pero supone selectividad F19 en forma de domo, con parámetros estimados.
G. TBM: Bloque de tiempo centro	
Base-C	Como Base-A, pero supone bloque de tiempo durante 2001-2003 para el índice de capturabilidad (q) (para acomodar un aumento grande en el índice) y un bloque de tiempo de selectividad durante 2002-2007 para el índice, y pesquerías F18 y F19. Selectividad F19 supuesta en forma de domo durante 2002-2007, asintótica en otros periodos.
EstGro-C	Como Base-C, pero crecimiento estimado.
EstSel-C	Como Base-C, pero supone selectividad F19 en forma de domo, con parámetros estimados.
H. TBE: Bloque de tiempo fin	
Base-D	Como Base-A, pero supone bloque de tiempo comenzando en 2015 para el índice (capturabilidad y selectividad) y para selectividad F19 (para acomodar un aumento de tamaño en el índice y pesquería con selectividad asintótica).
EstGro-D	Como Base-D, pero crecimiento estimado.
EstSel-D	Como Base-D, pero supone selectividad F19 en forma de domo, con parámetros estimados.

En la **Tabla 1** se presentan las cantidades de ordenación del aleta amarilla. A continuación, se describen

las estimaciones de la mortalidad por pesca (F) y la biomasa reproductora (S) con respecto a los niveles correspondientes a los puntos de referencia objetivo y límite relacionados con el RMS. En la **Tabla A** se explican las configuraciones del modelo a las que se hace referencia en los encabezados de las columnas.

TABLA 1. Cantidades de ordenación para el atún aleta amarilla en el OPO. Ver explicaciones de códigos en Tabla A. $E(x)$ es el valor esperado. $P=0.5$: mediana de las distribuciones de $P(S_{act}/S_{RMS})$ y $P(F_{act}/F_{RMS})$

	A. Prop			B. DDQ			C. TBM			D. TBE			Comb.
	Base-A	EstGro-A	EstSel-A	Base-B	EstGro-B	EstSel-B	Base-C	EstGro-C	EstSel-C	Base-D	EstGro-D	EstSel-D	$E(x)$ $P=0.5$
P (Modelo)	0.01	0.05	0.06	0.03	0.13	0.09	0.05	0.10	0.24	0.03	0.06	0.14	1.00
Mortalidad por pesca (F)													
F_{act}/F_{RMS}	1.24	0.95	0.69	1.01	0.65	0.55	0.93	0.72	0.47	0.79	0.72	0.73	0.67 0.65
$P(F_{act}>F_{RMS})$	0.88	0.37	0.05	0.46	0.03	0.01	0.32	0.07	0.00	0.13	0.08	0.09	0.09
$F_{act}/F_{LÍMITE}$	0.46	0.45	0.31	0.38	0.32	0.25	0.38	0.35	0.22	0.33	0.33	0.31	0.30
$P(F_{act}>F_{LÍMITE})$	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Biomasa reproductora (S)													
S_{act}/S_{RMS_d}	0.78	1.07	1.48	1.01	1.60	1.74	1.09	1.48	2.02	1.31	1.48	1.40	1.57 1.58
$P(S_{act}<S_{RMS})$	0.93	0.41	0.07	0.48	0.04	0.08	0.34	0.06	0.03	0.15	0.09	0.11	0.12
$S_{act}/S_{LÍMITE}$	1.87	1.96	2.60	2.62	3.24	3.70	2.33	2.53	3.25	2.99	2.94	3.08	2.98
$P(S_{act}<S_{LÍMITE})$	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

a. Mortalidad por pesca (F)

F_{act}/F_{RMS}

La distribución combinada de F_{act}/F_{RMS} es unimodal (**Figura 1a**), y solo una pequeña cantidad de la distribución combinada es superior a 1, lo que indica una baja probabilidad de que F_{act} esté por encima de F_{RMS} (9%, **Tabla 1; Figura 5a**). Los modelos usados para abordar los problemas relacionados con el índice de abundancia tuvieron un impacto en la distribución de F_{act}/F_{RMS} . Los modelos EstSel-C son más optimistas ($F_{act}<F_{RMS}$) y también recibieron las ponderaciones más altas, mientras que los que suponen que el índice es proporcional a la abundancia son los más pesimistas y se les asignaron las ponderaciones más bajas (**Figura 1b**). Las hipótesis para explicar la falta de ajuste a los datos de composición también tienen un gran impacto en la distribución de probabilidad de F_{act}/F_{RMS} . Los modelos EstGro y EstSel son más optimistas, y también se les asignaron las ponderaciones más elevadas (**Figura 1c**). El parámetro h también influye en las distribuciones de F_{act}/F_{RMS} , siendo las inclinaciones más elevadas más optimistas, como se esperaba.

$F_{act}/F_{LÍMITE}$

La distribución combinada de F_{act}/F_{RMS} también es unimodal y similar a la distribución de F_{act}/F_{RMS} , pero desplazada a la izquierda (**Figura 2a**). No hay ninguna probabilidad superior a 1, lo que indica que la probabilidad de que F_{act} esté por encima de $F_{LÍMITE}$ es cero (**Tabla 1; Figura 5b**). La composición de las distribuciones del modelo es similar a las distribuciones de F_{act}/F_{RMS} , como se esperaba (**Figura 2b-d**).

b. Biomasa reproductora (S)

S_{act}/S_{RMS_d}

La distribución combinada de S_{act}/S_{RMS_d} es unimodal (**Figura 3**). La composición de la distribución es similar a la de F , pero invertida en el eje x. Solo una pequeña cantidad de la distribución está por debajo de 1, lo que indica que la probabilidad de que la biomasa reproductora esté por debajo de S_{RMS} es baja (12%; **Tabla 1; Figura 6a**).

$S_{act}/S_{LÍMITE}$

La distribución de probabilidades de $S_{act}/S_{LÍMITE}$ es unimodal y similar a la distribución de S_{act}/S_{RMS_d} , pero desplazada a la derecha (**Figura 4**). La composición de la distribución es similar a la de S_{act}/S_{RMS_d} . No hay

probabilidad por debajo de 1, lo que indica que la probabilidad de rebasar $S_{LÍMITE}$ es cero (**Tabla 1; Figura 6b**).

c. Gráfica de Kobe

Para reflejar la incertidumbre sobre la dinámica poblacional del aleta amarilla en el OPO, se consideran los 48 **modelos de referencia** (12 modelos x 4 valores de inclinación), cada uno de los cuales refleja una hipótesis diferente, al evaluar la condición de la población. En la **Figura A** se presentan los resultados de cada modelo en una gráfica de Kobe. La mayoría de los resultados son optimistas ($F < F_{RMS}$, $S_{act} > S_{RMS_d}$), pero algunos son pesimistas ($F > F_{RMS}$, $S_{act} < S_{RMS_d}$).

Históricamente, la condición de las poblaciones se determinaba por la mejor estimación de la razón de la condición actual al punto de referencia. Este enfoque podría actualizarse para incluir los modelos alternativos usando el valor esperado o un promedio ponderado de las mejores estimaciones de cada modelo, ponderado por las probabilidades del modelo. Sin embargo, la incertidumbre estimada en el análisis de riesgos debería también presentarse explícitamente en las determinaciones de la condición.

En el caso del **aleta amarilla**, considerando las ponderaciones relativas de los distintos modelos y las distribuciones combinadas de las cantidades de manejo, indican una probabilidad de solamente 9% de que haya sido rebasada la mortalidad por pesca ($P(F_{act} > F_{RMS}) = 9\%$, **Tabla 1**) correspondiente al rendimiento máximo sostenible (F_{RMS})⁸. La probabilidad de que la biomasa de la población reproductora correspondiente al rendimiento máximo sostenible (S_{RMS}) haya sido traspasada es de 12% ($P(S_{act} < S_{RMS}) = 12\%$, **Tabla 1**). La probabilidad de que los puntos de referencia límite de F y S hayan sido traspasados es cero ($P(S_{act} < S_{LÍMITE}) = 0\%$; $P(F_{act} > F_{LÍMITE}) = 0\%$; **Figura A**).

⁸ En el presente informe, no se usan los términos 'sobrepescado' y 'sobrepesca', porque la Comisión no ha definido las probabilidades umbral asociadas con dichos términos.

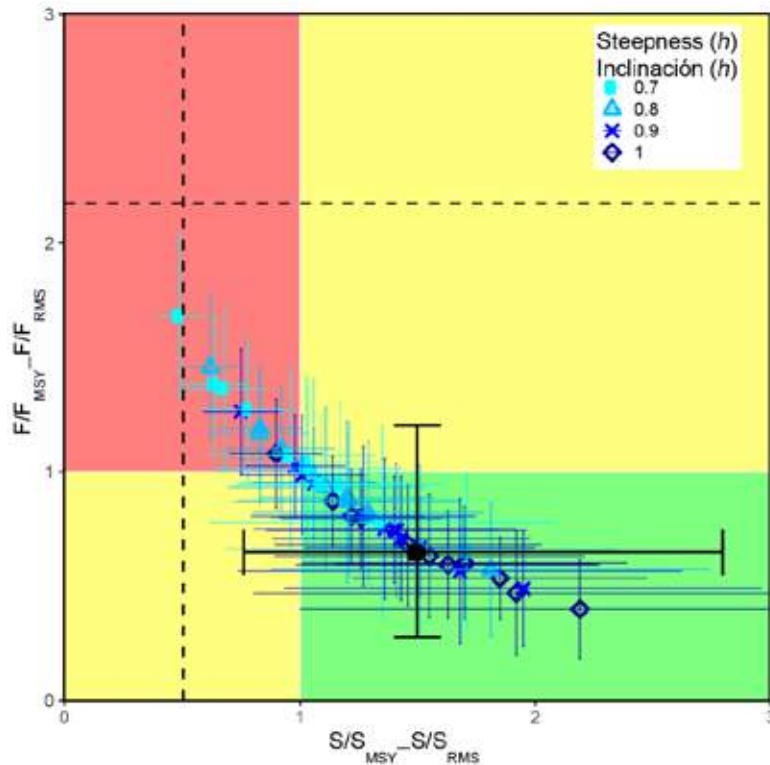


FIGURA A. Diagrama de Kobe (fase) de la serie de tiempo de las estimaciones del tamaño de la población reproductora (S) y de la mortalidad por pesca (F) del atún aleta amarilla relativas a sus puntos de referencia de RMS. Los paneles de colores están separados por los puntos de referencia objetivo (S_{RMS} y F_{RMS}). Los puntos de referencia límite (líneas de trazos), que corresponden a una reducción del 50% del reclutamiento de su nivel promedio sin explotación, basados en una inclinación (h) cautelosa de 0.75 para la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt, son meramente indicativos, ya que varían por modelo y se basan en todos los modelos combinados. El punto central para cada modelo indica la condición actual de la población, con base en la mortalidad por pesca media durante los tres últimos años. El círculo negro sólido representa todos los modelos combinados; para ser consistente con la naturaleza probabilista del análisis de riesgos y la RCE, se basa en $P(S_{act}/S_{LÍMITE} < x) = 0.5$ y $P(F_{act}/F_{RMS} > x) = 0.5$. Las líneas alrededor de cada estimación representan su intervalo de confianza aproximado de 95%.

3.1.2. Patudo

Después de la ponderación de los modelos, que eliminó varios modelos debido a falta de convergencia (ver más detalles en [SAC-11 INFF](#)), se mantuvieron 12 configuraciones de modelo, que corresponden solo a 44 modelos pues cuatro modelos no convergieron, con los que se evaluaron la condición actual y los efectos de las decisiones de ordenación.

En lo sucesivo, estas configuraciones del modelo, combinadas con modificaciones específicas, se denominan con las siglas que aparecen en la **Tabla B**. Los modelos B-F (*Corto plazo*, *Movimiento preadulto*, *Crecimiento estimado*, *Selectividad en forma de domo*, y *Mortalidad adulta*) fueron desarrollados para abordar el *R shift*, y los modelos D-F (*Crecimiento estimado*, *Selectividad en forma de domo*, y *Mortalidad adulta*) fueron desarrollados para abordar la falta de ajuste a los datos de composición de la pesquería con selectividad asintótica.

TABLA B. Configuraciones de modelo (hipótesis) usadas para el atún patudo en el OPO.	
Modelo	Descripción
BASE	No usado en el análisis de riesgos, pero forma la base de todos los otros modelos. Similar al modelo de caso base usado en evaluaciones previas excepto que usa el método de Francis para ponderar los datos de composición. Selectividad asintótica de una pesquería palangrera (F2). Crecimiento y mortalidad natural (<i>M</i>) fijos.
A. Medio ambiente	
Env	<i>R shift</i> es real, causado por un cambio en el medio ambiente. Selectividad asintótica de una pesquería palangrera (F2). Similar al modelo de caso base usado en evaluaciones previas excepto que (1) la ponderación de los datos de composición usa el método de Francis y (2) estima un parámetro que representa el cambio en el reclutamiento.
Env-Fix	Medio ambiente, fijo (crecimiento y <i>M</i> no estimados, selectividad asintótica)
Env-Gro	Medio ambiente, crecimiento estimado
Env-Sel	Medio ambiente, selectividad en forma de domo
Env-Mrt	Medio ambiente, <i>M</i> adulta estimada
B. Corto plazo	
Srt	Evaluada con datos de 2000-2019 solamente (1975-2019 en otros modelos). <i>R shift</i> se debe a un error desconocido en el modelo antes de 2000 imposible de identificar/resolver con datos disponibles; por tanto, no considerado por los otros modelos.
Srt-Fix	Corto plazo, fijo (crecimiento y <i>M</i> no estimados, selectividad asintótica)
Srt-Gro	Corto plazo, crecimiento estimado
Srt-Sel	Corto plazo, selectividad en forma de domo
Srt-Mrt	Corto plazo, <i>M</i> adulta estimada
C. Movimiento preadulto	
Mov	Aproxima movimientos de peces a y desde el Pacífico central, asignando una <i>M</i> que comienza entre las edades seleccionadas por la pesquería cerquera sobre objetos flotantes y la pesquería palangrera. <i>M</i> más alta/más baja indica peces saliendo del/entrando al OPO, respectivamente. Este cambio del cronograma de mortalidad podría capturar diferencias reales en <i>M</i> por edad impulsadas por una variedad de procesos.
D. Crecimiento estimado	
Gro	Estimar el crecimiento: (1) permite una biomasa mayor y reduce por lo tanto <i>R shift</i> (los datos de composición por talla de la pesquería con selectividad asintótica contienen pocos pescados alrededor de la talla asintótica, por lo que el modelo estima una <i>F</i> alta, y <i>S</i> baja correspondiente, para reducir el número de peces grandes y así ajustarse a esos datos); (2) produce una talla asintótica baja (reduce el número predicho de peces grandes, y se ajusta a los datos de composición por tallas sin incrementar <i>F</i> , permitiendo una <i>S</i> mayor). Todos los cuatro parámetros de la curva de crecimiento de Richards y los dos parámetros que representan la variación de la talla por edad son estimados. El modelo es ajustado a los datos de otolitos de edad condicionada en talla. Puede también tratar el malajuste a los datos de composición por talla.
E. Selectividad en forma de domo	
Sel	Una selectividad en forma de domo para la pesquería palangrera F2: (1) permite una biomasa mayor y reduce por lo tanto <i>R shift</i> (los datos de composición por talla de la pesquería con selectividad asintótica contienen pocos ejemplares alrededor de la talla asintótica, por lo que el modelo estima una <i>F</i> alta, y <i>S</i> baja correspondiente, para reducir el número de peces grandes y así ajustarse a esos datos); (2) reduce el número de pescados grandes capturados,

TABLA B. Configuraciones de modelo (hipótesis) usadas para el atún patudo en el OPO.	
Modelo	Descripción
	permitiendo al modelo ajustarse a los datos de composición por talla observados, pero produce también una 'biomasa críptica' que aumenta la estimación de la biomasa. Se usa una curva de selectividad normal doble. Puede también tratar el malajuste a los datos de composición por talla.
F. Mortalidad adulta	
Mrt	Estimar la mortalidad natural (M) adulta permite una mayor biomasa y reduce por lo tanto R shift. Un valor incrementado de M reduce la F necesaria para el ajuste a los datos de composición por talla y aumenta por lo tanto la biomasa para un nivel dado de captura. Puede también tratar el malajuste a los datos de composición por talla.

En la **Tabla 2** se presentan las cantidades de ordenación del patudo. A continuación, se describen las estimaciones de la mortalidad por pesca (F) y la biomasa reproductora (S) con respecto a los puntos de referencia objetivo y límite relacionados con el RMS. En la **Tabla B** se explican las configuraciones del modelo a las que se hace referencia en los encabezados de las columnas.

TABLA 2. Cantidades de ordenación para el atún patudo en el OPO. Ver descripción de códigos en Tabla B. $E(x)$ es el valor esperado. $P=0.5$: mediana de las distribuciones de $P(S_{act}/S_{RMS})$ y $P(F_{act}/F_{RMS})$. Ver explicaciones de códigos en la Tabla BET.													
	Env-Fix	Env-Gro	Env-Sel	Env-Mrt	Srt-Fix	Srt-Gro	Srt-Sel	Srt-Mrt	Mov	Gro	Sel	Mrt	Combinado
$P(\text{Modelo})$	0.01	0.13	0.05	0.02	0.04	0.22	0.11	0.07	0.01	0.24	0.09	0.02	$E(x) \quad P=0.5$
Mortalidad por pesca (F)													
F_{act}/F_{RMS}	1.82	0.82	0.99	1.25	1.84	1.42	1.36	1.57	0.81	0.59	0.73	0.89	1.07
$P(F_{act}>F_{RMS})$	1.00	0.18	0.44	0.84	1.00	0.97	0.92	0.99	0.15	0.01	0.07	0.25	0.50
$F_{act}/F_{LÍMITE}$	0.96	0.47	0.58	0.69	0.97	0.78	0.77	0.84	0.47	0.34	0.43	0.50	0.60
$P(F_{act}>F_{LÍMITE})$	0.33	0.00	0.00	0.01	0.38	0.07	0.06	0.14	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05
Biomasa reproductora (S)													
S_{act}/S_{RMS_d}	0.34	1.32	1.02	0.69	0.32	0.56	0.59	0.45	1.31	1.85	1.53	1.16	1.09
$P(S_{act}<S_{RMS})$	1.00	0.19	0.49	0.96	1.00	1.00	1.00	1.00	0.16	0.03	0.07	0.27	0.53
$S_{act}/S_{LÍMITE}$	0.97	3.61	2.67	2.04	0.97	1.65	1.65	1.38	3.84	5.24	4.21	3.63	3.07
$P(S_{act}<S_{LÍMITE})$	0.59	0.00	0.00	0.02	0.50	0.06	0.09	0.19	0.00	0.00	0.00	0.00	0.06

a. Mortalidad por pesca (F)

F_{act}/F_{RMS}

Para la distribución combinada, F_{act} es 7% superior a F_{RMS} (**Tabla 2**). Esta distribución es bimodal (**Figura 7a**) debido a las diferencias sustanciales en las estimaciones entre los modelos de *Corto plazo*, que son más pesimistas (F_{act}/F_{RMS} mayormente por encima de 1; **Figura 7b**), y los modelos de “mediano plazo” (**Figura 7b**) que no suponen que el R shift es real (*Gro*, *Sel*, *Mrt*, *Mov*), que son más optimistas (F_{act}/F_{RMS} mayormente por debajo de 1). El modelo restante, *Medio ambiente*, que supone que el R shift es real, se encuentra entre estos dos grupos, pero con la mayoría de su densidad de probabilidad en el lado optimista (F_{act}/F_{RMS} mayormente por debajo de 1; **Figura 7b**); se le asignó una ponderación menor. Las hipótesis para explicar la falta de ajuste a los datos de composición de palangre (*Gro*, *Sel*, *Mrt*) también tienen un gran impacto sobre la distribución de probabilidades, siendo *Gro* y *Sel* más optimistas, y también se les asignaron las ponderaciones más altas (**Figura 1c**). El parámetro h también influye en las distribuciones de F_{act}/F_{RMS} , siendo la inclinación más elevada más optimista, como se esperaba. Una cantidad considerable de la distribución está por encima de 1, lo que indica que la probabilidad de $F_{act}>F_{RMS}$ no es insignificante.

La probabilidad de rebasar los puntos de referencia se calcula usando funciones de distribución

acumulativa (FDA) (**Figura 11a**). La FDA para F_{act}/F_{RMS} generalmente refleja dos grupos de modelos (con probabilidad alta y baja, respectivamente, de estar por debajo de F_{RMS}) correspondientes a las modas en la distribución de probabilidades y su composición, como se señaló anteriormente (**Figura 7**). La combinación combinada tiene un 50% de probabilidad de rebasar F_{RMS} (**Tabla 2**).

$F_{act}/F_{LÍMITE}$

F_{act} está por debajo de $F_{LÍMITE}$ para todos los modelos de referencia ($F_{act}/F_{LÍMITE} < 1$; **Tabla 2**). Para la distribución combinada, F_{act} está a un 60% de $F_{LÍMITE}$. La distribución combinada de $F_{act}/F_{LÍMITE}$ también es bimodal y similar a la distribución de F_{act}/F_{RMS} , pero desplazada hacia la izquierda (**Figura 8a**). La composición de las distribuciones del modelo es similar a las distribuciones de F_{act}/F_{RMS} (**Figura 7**), como se esperaba. Hay poca probabilidad por encima de 1, lo que indica que la probabilidad de rebasar $F_{LÍMITE}$ es baja (5%; **Tabla 2** y **Figura 11b**).

b. Biomasa reproductora (S)

S_{act}/S_{RMS_d}

Para todos los modelos combinados, S_{act} está 9% por encima de S_{RMS_d} (**Tabla 2**). La distribución de probabilidades para S_{act}/S_{RMS_d} es generalmente bimodal, pero también tiene algunos modos más pequeños (**Figura 9**). La composición de la distribución es similar a la de F , pero invertida en el eje x. Una cantidad considerable de la distribución combinada es < 1 , lo que indica que la probabilidad de estar por debajo de S_{RMS_d} no es insignificante (53%; **Figura 12a**).

$S_{act}/S_{LÍMITE}$

S_{act} está muy por encima de $S_{LÍMITE}$ ($S_{act}/S_{LÍMITE} > 1$; **Tabla 2**). La distribución de probabilidades para $S_{act}/S_{LÍMITE}$ es bimodal y similar a la distribución para S_{act}/S_{RMS_d} , pero sin las modas más pequeñas y desplazada a la derecha (**Figura 10**). La composición de la distribución es similar a la de S_{act}/S_{RMS_d} . Hay poco de la distribución general de probabilidad por debajo de 1, lo que indica que la probabilidad de rebasar $S_{LÍMITE}$ es baja (6%; **Figura 12b**).

c. Gráfica de Kobe

Para reflejar la incertidumbre sobre la dinámica poblacional del patudo en el OPO, se consideran 44 **modelos de referencia** (12 modelos x 4 valores de inclinación; 4 no convergieron), cada uno de los cuales refleja una hipótesis diferente, al evaluar la condición de la población. En la **Figura B** se presentan los resultados de cada modelo en una gráfica de Kobe. El número de modelos que producen resultados optimistas ($F < F_{RMS}$, $S_{act} > S_{RMS_d}$) y pesimistas ($F > F_{RMS}$, $S_{act} < S_{RMS_d}$) es más o menos el mismo.

Históricamente, la condición de las poblaciones se determinaba por las mejores estimaciones de la razón de la condición actual al punto de referencia. Este enfoque podría actualizarse para incluir los modelos alternativos usando el valor esperado o un promedio ponderado de las mejores estimaciones de cada modelo, ponderado por las probabilidades del modelo. Para patudo, los resultados generales del análisis de riesgos, que incluye 44 modelos, indican una probabilidad de 50% de que haya sido rebasado F_{RMS} y una probabilidad de 53% de que esté por debajo de S_{RMS} (**Tabla 2**). Las probabilidades de que los puntos de referencia límite de F y S hayan sido superados no son insignificantes ($P(F_{act} > F_{LÍMITE}) = 5\%$; $P(S_{act} < S_{LÍMITE}) = 6\%$).

Como se señaló anteriormente en la sección 3.1.2 a y b, la distribución de las cantidades de ordenación para el patudo es bimodal, no unimodal. Esto se debe a las diferencias sustanciales en estimaciones entre dos grupos de modelos y estados de la naturaleza, uno más pesimista y otro más optimista (**Figuras 7 a 10**). Por lo tanto, se deben considerar algunas implicaciones importantes para la ordenación (ver Sección 3.2). Para evaluar las implicaciones a la ordenación, dos grupos de modelos fueron considerados: pesimistas ($F_{act}/F_{RMS} \geq 1$) y optimistas ($F_{act}/F_{RMS} < 1$) (**Tabla 2**). El estado de condición asociado a cada uno

de esos grupos se muestra en la grafica de Kobe de manera adicional a la correspondiente a los resultados del analisis de riesgos (Figura B).

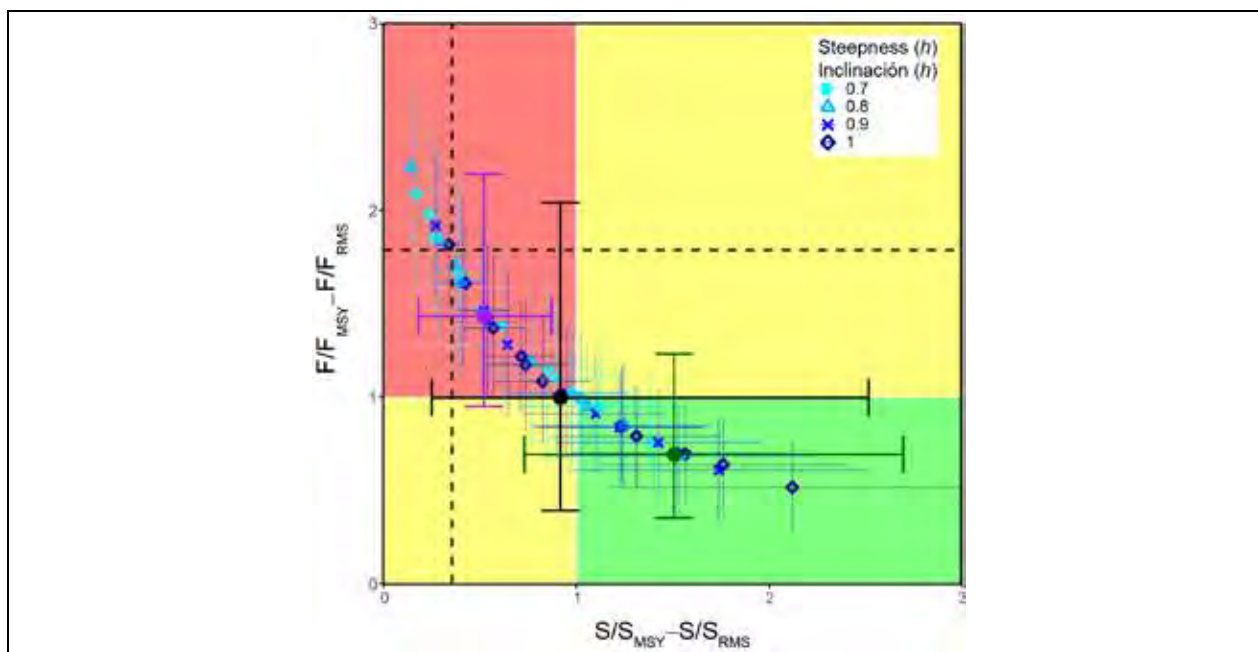


FIGURA B. Diagrama de Kobe (fase) de la serie de tiempo de las estimaciones del tamaño de la población reproductora (S) y de la mortalidad por pesca (F) del atún patudo relativas a sus puntos de referencia de RMS. Los paneles de colores están separados por los puntos de referencia objetivo ($SRMS$ y $FRMS$). El punto central para cada modelo indica la condición actual de la población, con base en la mortalidad por pesca media durante los tres últimos años. El círculo negro sólido representa todos los modelos combinados; para ser consistente con la naturaleza probabilista del análisis de riesgos y la RCE, se basa en $P(S_{act}/SLÍMITE < x) = 0.5$ y $P(F_{act}/FRMS > x) = 0.5$. Los círculos sólidos púrpura y verde representan, respectivamente, la condición de la población para los estados “pesimista” y “optimista” con relación al patrón bimodal del análisis de riesgo. Las líneas alrededor de cada estimación representan su intervalo de confianza aproximado de 95%.

3.2. Análisis de decisiones sobre medidas de ordenación alternativas

El análisis de decisiones evalúa las consecuencias, en términos de rebasar los puntos de referencia especificados en la [regla de control de extracción](#), de medidas de ordenación alternativas: específicamente, seis diferentes duraciones de la veda temporal de la pesquería cerquera (Sección 2.6). Se presentan los resultados del análisis de decisiones para las dos especies (**Tablas 3 y 4**), en el formato de tabla de decisión especificado en Punt y Hilborn (1997), únicamente para los puntos de referencia basados en F .

La tabla de decisión tiene cuatro elementos: en las dos filas del encabezado se presentan las 12 hipótesis alternativas (*estados de naturaleza*) sobre la dinámica poblacional y la ponderación relativa de cada una (expresada como una probabilidad, P); en la columna de “Días de veda”, seis acciones de ordenación alternativas (días de veda; ver Sección 2.6), incluyendo la veda actual; y en las columnas restantes, las consecuencias de cada acción si una hipótesis particular es verdadera, expresada como una medida de desempeño: la probabilidad (riesgo; P) de que F rebase los puntos de referencia objetivo ($P(F > F_{RMS})$) y límite ($P(F > F_{LÍMITE})$). La columna final tiene el promedio ponderado a través de todos los modelos.

3.2.1. Aleta amarilla

Para el aleta amarilla, el riesgo esperado combinado de que F rebase F_{RMS} es inferior a 50% para todas las duraciones de veda (**Tabla 3; Figura 13a**), variando entre 26% (sin veda) y 5% (100 días), con riesgo bajo (9%) para la veda actual (72 días). Un modelo (Base-A) produjo un resultado pesimista (un riesgo superior al 50% de rebasar F_{RMS} para todos los escenarios (Tabla 3), pero este modelo tiene una ponderación relativa muy baja (0.01).

En todos los modelos, no hay riesgo (0%) de que F rebase $F_{LÍMITE}$ para todas las vedas (**Tabla 3; Figura 13a**), independientemente de cuál modelo se escoja como verdadero.

TABLA 3. Tabla de decisión para el atún aleta amarilla en el OPO. Ver explicación de códigos en Tabla A.													
Días de veda	A. Prop			B. DDQ			C. TBM			D. TBE			Comb
	Base-A	EstGro-A	EstSel-A	Base-B	EstGro-B	EstSel-B	Base-C	EstGro-C	EstSel-C	Base-D	EstGro-D	EstSel-D	
$P(F > F_{RMS})$	Probabilidad												
0	0.99	0.74	0.23	0.88	0.17	0.09	0.74	0.29	0.02	0.43	0.30	0.32	0.26
36	0.97	0.56	0.12	0.70	0.08	0.04	0.53	0.17	0.01	0.27	0.17	0.19	0.17
70	0.88	0.37	0.05	0.46	0.03	0.01	0.32	0.07	0.00	0.13	0.08	0.09	0.09
72	0.87	0.36	0.05	0.44	0.03	0.01	0.31	0.07	0.00	0.13	0.08	0.08	0.09
88	0.77	0.28	0.03	0.33	0.01	0.01	0.22	0.04	0.00	0.08	0.05	0.05	0.06
100	0.68	0.22	0.01	0.26	0.01	0.00	0.16	0.02	0.00	0.06	0.03	0.03	0.05
$P(F > F_{LÍMITE})$	Probabilidad												
0	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
36	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
70	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
72	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
88	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
100	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

3.2.2. Patudo

Para el patudo, el riesgo esperado combinado de que F rebase F_{RMS} oscila entre 62% y 43% (**Tabla 4; Figura 13b**). Alcanza el 50% a los 70 días de veda, dos días menos que la veda actual, la cual tiene un riesgo de 49%.

Los valores de riesgo esperados describen la distribución combinada de F_{act}/F_{RMS} en los modelos. Sin embargo, como se describe en la Sección 3.1.2.a, la distribución de F_{act}/F_{RMS} (junto con otras cantidades de interés) es bimodal para el patudo debido a las diferencias considerables en las estimaciones entre dos grupos de modelos y estados de naturaleza, uno más pesimista ($F_{act}/F_{RMS} \geq 1$) y otro más optimista ($F_{act}/F_{RMS} < 1$) (**Figuras 7 a 10**). Los valores combinados se encuentran entre estos dos estados, y es importante comprender el riesgo de depender solamente del valor combinado o de un grupo de modelos más que en otros cuando este último está más cerca al estado de naturaleza verdadero.

Depender solo de los resultados de los modelos pesimistas para formular asesoramiento de ordenación conlleva un alto riesgo de rebasar F_{RMS} dentro del rango de días de veda analizado (0-100 días) (**Figura 14**). Una veda más larga sería necesaria para reducir este riesgo a un nivel aceptable, pero no existe ninguna especificación sobre cuál es ese nivel aceptable en la resolución [C-16-02](#). En cambio, la regla de control de extracción solo es específica sobre el nivel de probabilidad para rebasar los puntos de referencia límite (10%). Si se supone que los modelos pesimistas están más cerca del estado de naturaleza verdadero, el riesgo de rebasar $F_{LÍMITE}$ con la veda actual de 72 días es de 10% (promedio ponderado de los modelos pesimistas combinados; **Figura 15b**). Por lo tanto, cualquier reducción de la veda de 72 días rebasará el límite bajo los modelos pesimistas combinados.

Si, por el contrario, la ordenación se impulsa por los resultados de los modelos optimistas, reducir la veda temporal actual tiene una probabilidad de menos del 50% y 10% de rebasar F_{RMS} y $F_{LÍMITE}$, respectivamente (**Figuras 14 y 15**). Evidentemente, si se usan los modelos optimistas, pero los modelos pesimistas están más cerca del estado de naturaleza verdadero, el riesgo de rebasar $F_{LÍMITE}$ será considerablemente mayor que 10% (**Figura 15**).

En resumen, los resultados del análisis de riesgos para el patudo esencialmente se encuentran entre dos posibles estados (optimista y pesimista, con respecto a los puntos de referencia) que no pueden discernirse con base en los datos, la valoración del modelo, u otros criterios disponibles actualmente. La bimodalidad resultante de las distribuciones combinadas de las cantidades de ordenación limita la utilidad del análisis de riesgos para evaluar las declaraciones de probabilidad sobre la condición de la población con respecto a los puntos de referencia.

Se debería tener cautela al interpretar estas distribuciones de probabilidad para propósitos de ordenación, y se deberían evitar los promedios o el uso de declaraciones de probabilidad simples como $P(F_{act} > F_{RMS})$. En cambio, deberían considerarse las distribuciones de probabilidades completas. Las consecuencias de tomar acciones de ordenación (duración de la veda) no se deberían enfocar en el promedio ni en suponer únicamente que un estado de naturaleza es correcto (ya sea optimista o pesimista) sin considerar que los riesgos asociados a los estados de naturaleza supuestos puedan ser erróneos.

TABLA 4. Tabla de decisión para el atún patudo en el OPO. Ver explicación de códigos en Tabla B.

Días de veda	Env-Fix	Env-Gro	Env-Sel	Env-Mrt	Srt-Fix	Srt-Gro	Srt-Sel	Srt-Mrt	Mov	Gro	Sel	Mrt	Comb
$P(F > F_{RMS})$	Probabilidad $\leq 50\%$ $> 50\%$												
0	1.00	0.48	0.78	0.98	1.00	1.00	0.99	1.00	0.47	0.09	0.31	0.65	0.62
36	1.00	0.32	0.63	0.93	1.00	0.99	0.97	1.00	0.30	0.03	0.17	0.45	0.56
70	1.00	0.19	0.44	0.84	1.00	0.97	0.92	0.99	0.15	0.01	0.07	0.25	0.50
72	1.00	0.18	0.43	0.83	1.00	0.96	0.91	0.98	0.14	0.01	0.06	0.24	0.49
88	1.00	0.13	0.35	0.75	1.00	0.93	0.87	0.97	0.09	0.00	0.04	0.17	0.46
100	1.00	0.09	0.28	0.67	1.00	0.88	0.81	0.95	0.06	0.00	0.02	0.11	0.43
	Probabilidad $\leq 10\%$ $> 10\%$												
0	0.97	0.00	0.04	0.17	0.89	0.39	0.37	0.57	0.00	0.00	0.00	0.00	0.21
36	0.79	0.00	0.01	0.06	0.67	0.19	0.18	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.12
70	0.33	0.00	0.00	0.01	0.38	0.07	0.06	0.14	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05
72	0.30	0.00	0.00	0.01	0.36	0.06	0.06	0.13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05
88	0.11	0.00	0.00	0.00	0.25	0.03	0.03	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03
100	0.04	0.00	0.00	0.00	0.17	0.02	0.02	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02

4. CONCLUSIONES

Esta transición al análisis de riesgos contribuye de forma significativa a la ciencia de evaluación de poblaciones y a la formulación de asesoramiento de ordenación para los atunes tropicales en la CIAT. En primer lugar, el proceso resultó en la identificación de un conjunto de modelos de referencia (hipótesis alternativas o 'estados de naturaleza') que describen la dinámica poblacional del aleta amarilla y el patudo, así como los principales ejes de incertidumbre en las evaluaciones de ambas especies. En segundo lugar, el enfoque proporciona una metodología para asignar ponderaciones relativas a la plausibilidad de estas hipótesis alternativas que toma en consideración una serie de factores (por ejemplo, opinión experta, ajuste del modelo, plausibilidad de resultados y estimaciones de parámetros, y diagnósticos). Por último, el producto final del análisis de riesgo son declaraciones de probabilidad de rebasar los puntos de referencia establecidos en la RCE.

El análisis de riesgos muestra inequívocamente que la población de aleta amarilla en el OPO está sana, pero los resultados son menos claros para el patudo. La naturaleza bimodal de las distribuciones de probabilidad del análisis de riesgos del patudo para las cantidades de ordenación de interés indica que la población está o muy por debajo o muy por encima de los niveles correspondientes al RMS (S_{RMS}). Queda claro que la ordenación óptima no puede ser determinada con análisis de riesgos, ni siquiera si el tamaño de la población de patudo debería ser incrementado o reducido. Sin embargo, la distribución de probabilidades combinada de los modelos pesimistas señala una probabilidad de solamente 10% de rebasar $F_{LÍMITE}$ con la duración actual de la veda (72 días), lo cual indica que es poco probable que este límite haya sido rebasado. Por lo tanto, una estrategia de captura de *statu quo* debería ser apropiada a corto plazo.

La bimodalidad de las distribuciones de probabilidad del patudo complica la evaluación de la condición de la población de patudo y la evaluación de las consecuencias potenciales de acciones de ordenación. Este tema debería ser abordado en el futuro para mejorar el asesoramiento de ordenación. Existen dos caminos hacia esta meta: 1) seguir mejorando los modelos de evaluación de poblaciones, lo que también implica sus datos de entrada, y 2) desarrollar y evaluar estrategias de ordenación que hayan demostrado ser robustas a las principales incertidumbres, incluyendo la bimodalidad, usando EEO.

4.1. Mejora de las evaluaciones de poblaciones

El análisis de riesgos puede usarse para identificar áreas de investigación para mejorar la evaluación, examinando las hipótesis que causaron la bimodalidad y enfocándose en las hipótesis que recibieron ponderaciones altas. La bimodalidad del atún patudo es causada principalmente por las diferencias en el periodo de tiempo del modelo, y se deberían seguir investigando estas diferencias. Las hipótesis que estimaron crecimiento recibieron 58% de la ponderación, lo que indica que mejorar las estimaciones de crecimiento debería ser prioritario. También se debería considerar la mejora de las estimaciones de mortalidad natural y selectividad para la pesquería que supone selectividad asintótica.

El análisis de riesgos para el aleta amarilla se limitó a evaluaciones que suponen una sola población en el OPO porque evaluar todos los modelos posibles considerados inicialmente no sería práctico. Los modelos preliminares sugieren que estructura poblacional podría estar presente en el OPO, y estos modelos deberían investigarse más a fondo.

4.2. La EEO

Si bien se debería continuar trabajando para resolver los problemas relacionados con la especificación errónea del modelo, el personal reconoce que es posible que haya siempre cuestiones de conocimiento sin resolver, su impacto sobre la toma de acciones de ordenación apropiadas y los límites inherentes de modelar sistemas naturales complejos y cambiantes y sus pesquerías. El trabajo de análisis de riesgos es un primer paso hacia la incorporación explícita de la incertidumbre en las evaluaciones de poblaciones y la formulación de asesoramiento de ordenación para los atunes tropicales en el OPO. El análisis de riesgos enfocó dos fuentes de incertidumbre: la incertidumbre relacionada con cuáles modelos usar para evaluar la población (*incertidumbre de modelo*) y la incertidumbre asociada a las propiedades de estimación de cada modelo (*incertidumbre de parámetro*). Existen otras fuentes de incertidumbre (implementación, etc.) y elementos de la estrategia actual, junto con alternativas (tipos y estimación de puntos de referencia, especificidad de la RCE actual, métricas de desempeño, etc.), que son importantes para evaluar la robustez del asesoramiento de ordenación y cuáles estrategias tienen más probabilidades de lograr los objetivos de ordenación deseados. Los modelos y su ponderación desarrollados en el análisis de riesgos podrían ser usados para informar el desarrollo de modelos operativos (de simulación) para EEO. El proceso de EEO podría ser usado para evaluar la implementación de acciones de ordenación basadas en modelos más sencillos o RCE empíricas que dependan de tendencias en los datos (en lugar de modelos complejos).

Este proceso podría ser un enfoque alternativo o complementario al reciente (evaluación óptima) o actual (análisis de riesgos), mientras que mejora tanto los datos como las evaluaciones de poblaciones. Un plan de trabajo de [EEO](#) está ya en marcha en la CIAT, y debería ser continuado (ver [talleres](#) recientes).

Dada la sustancial incertidumbre en las evaluaciones de poblaciones en general, y en aquellas para los atunes tropicales en particular, las decisiones de ordenación no deberían estar basadas en estimaciones puntuales de un solo modelo de caso base o hasta en estimaciones puntuales derivadas del promedio de múltiples modelos. La ordenación debería tomar en consideración la incertidumbre en las estimaciones, en la estructura del modelo y en otros componentes del sistema (implementación imperfecta de estrategias, interacción entre asesoramiento científico y acción de ordenación, etc.). La EEO brinda un marco para desarrollar estrategias de ordenación que incorporan las diferentes formas de las inevitables incertidumbres implícitas en la ordenación pesquera, y que son robustas a las mismas, brindando así un enfoque formal para evaluar las acciones de ordenación diseñadas para lograr objetivos pesqueros.

ECOSYSTEM CONSIDERATIONS

Shane Griffiths and Leanne Fuller

CONTENTS

1. Introduction	288
2. Data sources	289
2.1. Purse-seine	289
2.2. Longline	290
3. Fishery interactions with species groups	291
3.1. Tunas and billfishes	291
3.2. Marine mammals	291
3.3. Sea turtles	291
3.4. Seabirds	292
3.5. Sharks	293
3.6. Rays	294
3.7. Other large fishes	294
3.8. Forage species	295
4. Physical environment	295
4.1. Environmental indicators	296
4.2. Satio-temporal exploration of environmental conditions	298
4.3. Environmental conditions and distribution of catches	298
5. Identification of species at risk	299
6. Ecosystem dynamics	300
6.1. Ecological indicators	300
7. Future developments	301
Acknowledgments	302
Literature cited	302
Figures	304
Tables	314

1. INTRODUCTION

Over the past two decades, the scope of management of many fisheries worldwide has broadened to take into account the impacts of fishing on non-target species in particular, and the ecosystem generally. This ecosystem approach to fisheries management (EAFM) is important for maintaining the integrity and productivity of ecosystems while maximizing the utilization of commercially-important fisheries resources, but also ecosystem services that provide social, cultural and economic benefits to human society.

EAFM was first formalized in the 1995 *FAO Code of Conduct for Responsible Fisheries*, which stipulates that “*States and users of living aquatic resources should conserve aquatic ecosystems*” and that “*management measures should not only ensure the conservation of target species, but also of species belonging to the same ecosystem or associated with or dependent upon the target species*”. In 2001, the Reykjavik Declaration on Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem elaborated these principles with a commitment to incorporate an ecosystem approach into fisheries management.

The IATTC’s Antigua Convention, which entered into force in 2010, is consistent with these instruments and principles. Article VII (f) establishes that one of the functions of the IATTC is to “*adopt, as necessary,*

conservation and management measures and recommendations for species belonging to the same ecosystem and that are affected by fishing for, or dependent on or associated with, the fish stocks covered by this Convention, with a view to maintaining or restoring populations of such species above levels at which their reproduction may become seriously threatened". Prior to that, the 1999 Agreement on the International Dolphin Conservation Program (AIDCP) introduced ecosystem considerations into the management of the tuna fisheries in the EPO. Consequently, for over twenty years the IATTC has been aware of ecosystem issues, and has moved towards EAFM in many of its management decisions (e.g. [SAC-10 INF-B](#)). Within the framework of the Strategic Science Plan (SSP), the IATTC staff is conducting novel and innovative ecological research aimed at obtaining the data and developing the practical tools required to implement EAFM in the tuna fisheries of the EPO. Current and planned ecosystem-related work by the staff is summarized in the SSP ([IATTC-93-06a](#)) and the Staff Activities and Research report ([SAC-11-01](#)).

Determining the ecological sustainability of EPO tuna fisheries is a significant challenge, given the wide range of species with differing life histories with which those fisheries interact. While relatively good information is available for catches of tunas and billfishes across the entire fishery, this is not the case for most bycatch species (see section 2). Furthermore, environmental processes that operate on a variety of time scales (e.g. El Niño-Southern Oscillation, Pacific Decadal Oscillation, ocean warming, anoxia and acidification) can influence the distribution, abundance and availability of species to different degrees, which in turn affects their potential to be impacted by tuna fisheries.

Biological reference points, based on estimates of fishing mortality, spawning stock biomass, recruitment, and other biological parameters, have been used for traditional single-species management of target species, but the reliable catch and/or biological data required for determining such reference points, or alternative performance measures, are unavailable for most non-target species. Similarly, given the complexity of marine ecosystems, there is no single indicator that can completely represent their structure and internal dynamics and thus be used to monitor and detect the impacts of fishing and the environment.

The staff has presented an *Ecosystem Considerations* report for many years, but this report is significantly different from its predecessors, in content, structure, and purpose. Its primary purpose is to complement the annual report on the fishery ([SAC-11-03](#)) with information on non-target species and on the effect of the fishery on the ecosystem, and to describe how ecosystem research can contribute to management advice and the decision-making process. It also describes some important advances in research related to assessing ecological impacts of fishing and the environment on the EPO ecosystem.

2. DATA SOURCES

In this report, catches of bycatch species were obtained from observer data for the large-vessel purse-seine fishery¹, while gross annual removals by the longline fishery were obtained from data reported to the IATTC. Purse-seine data were available through 2019, with data from the last 2 years considered preliminary as of March 2020. Longline data were available through 2018 as the deadline for data reporting for the previous year occurs after the 2019 SAC meeting. Each data source is described in detail below.

2.1. Purse-seine

Data from the purse-seine fishery is compiled from 3 data sources: 1) IATTC and National Program observer data, 2) vessel logbook data extracted by staff at the Commission's field offices in Latin American tuna ports, and 3) cannery data. The observer data from the large-vessel fishery are the most comprehensive in terms of bycatch species. Observers of the IATTC and the various National Programs provide detailed bycatch data by species, catch, disposition and effort for the exact fishing position (*i.e.*, the latitude

¹ Size class 6 purse-seine vessels with a carrying capacity > 363 t

and longitude of the purse-seine set). Both the logbook and cannery datasets contain very limited data on bycatch species as captains and crew of the vessels who record the logbook data are primarily focused on reporting aspects of the commercially important tuna species. The logbook data, like the purse seine, includes the exact fishing position, but limited effort data are recorded with only one entry per day. The cannery (or “unloading”) data do not have an exact fishing position but rather a grouped position (e.g., the eastern Pacific or western Pacific Ocean). These data contain bycatch species only if they were retained in a purse-seine well during the fishing operation.

Because the smaller (Class 1-5) purse-seine vessels are not required to carry observers, logbook records and the port sampling program are the primary data sources for these vessels. As such, the data are limited and contain little or no information on interactions with bycatch species. Some detailed operational data are available from a recent voluntary scheme in Ecuador in which several smaller vessels carried observers, from a small number of Class-5 vessels that have been required to carry observers for limited periods under the AIDCP, and a current IATTC pilot project trialing the efficacy of electronic monitoring methodologies ([SAC-11-11](#)). An analysis is planned to evaluate whether such voluntary data may be representative of the fleet as a whole and therefore included in future iterations of this report.

Therefore, in this report we focus on the comprehensive observer dataset from large purse-seine vessels to provide catch data for bycatch species. Under the AIDCP program, an observer is placed on a large purse-seine vessel prior to each trip. The bycatch data provided by the observers is used to estimate total catches, by set type (*i.e.* floating objects (OBJ), unassociated tunas (NOA), and dolphins (DEL))³. The numbers of sets of each type made in the EPO during 2004–2019 are shown in Table A-7 of Document [SAC-11-03](#).

Despite the observer requirement, some sets are known to have taken place, based on logbooks and other sources, but were not observed. For example, at the start of bycatch data collection in 1993, about 46% of sets were observed, increasing to 70% in 1994. From 1994 to 2008, the average percent of sets observed was around 80%. From 2009 onwards, nearly 100% of sets were observed. Catch-per-day data for both target and non-target bycatch species are extrapolated² to account for such instances.

2.2. Longline

The considerable variability in reporting formats of longline data has hindered the staff’s ability to estimate EPO-wide catches for bycatch species ([SAC-08-07b](#), [SAC-08-07d](#), [SAC-08-07e](#)). Bycatch data for longline fisheries reported here were obtained using data of gross annual removals (*i.e.* the total annual catch by species estimated by each CPC reported to the IATTC in summarized form). This is the same data source used to compile annual longline estimates for principal tuna and tuna-like species in [SAC-11-03](#). Because there is uncertainty in whether the IATTC is receiving all bycatch data from the longline fishery of each CPC, these data are considered incomplete, or “sample data”, and are therefore regarded as minimum annual reported catch estimates for 1993–2018. A staff-wide collaboration is underway to revise the data provision Resolution [C-03-05](#) to improve the quality of data collection, reporting, and analysis to align with IATTC’s responsibilities set forth in the Antigua Convention and

² The observed data is aggregated by species, year, flag and set type. The number of known unobserved sets is taken from logbooks and other sources. Additionally, there are known EPO trips for which the staff do not know the number and type of sets made. Therefore, known bycatch-per-day from observer data is calculated by species, year, flag and set type, and applied to the number of days-at-sea for each trip to estimate the bycatch.

In some instances, there may be unobserved sets or days-at-sea data by a flag that have no equivalent observer data for that year to facilitate a reliable estimation of catch. For these trips, yearly data from a proxy flag is used. The proxy flag is determined by subsequent 5 trips made by the vessel where an observer was onboard, and adopting the predominant flag used for those trips as the proxy flag. Then the bycatch-per-set or day of the known proxy flag for the year in question is applied to the data for the unrepresented flag.

the SSP.

During this process, the staff were able to determine that the longline catches of sharks, reported by CPCs were several times higher than previously reported catches for the longline fishery. A review of the data revealed that a high proportion of shark catches were assigned to “other gears” in the staff’s annual [Fishery Status Reports](#) since 2006 but were in fact taken by longline. Therefore, the resulting transfer of catch data from “other gears” to “longline” significantly increased the longline catches of sharks from 2006 onwards (see Table A2c in [SAC-11-03](#)).

Longline data reporting has been improving since the adoption of Resolution [C-19-08](#). The staff is receiving detailed set-by-set operational level observer data for some CPCs, although the current mandated observer coverage of 5% of the total number of hooks or “effective days fishing” continues to be significantly lower than the 20% coverage recommended by the staff, the Working Group on Bycatch, and the Scientific Advisory Committee. As of August 2020, the staff had received longline observer data from eight CPCs (Chinese Taipei, Ecuador, Japan, Korea, Mexico, the United States, and the EU (Portugal) and EU (Spain)), and exploratory analyses of the data were initiated to identify how representative they are of the activities of the total fleet. The results of these analyses will be presented to the SAC in 2021. As longline data reporting continues to improve, IATTC staff will seek to provide estimates of longline catches in the EPO based on observer data.

3. FISHERY INTERACTIONS WITH SPECIES GROUPS

3.1. Tunas and billfishes

Data on catches of the principal species of tunas and bonitos of the genera *Thunnus*, *Katsuwonis*, *Euthynnus*, and *Sarda*, and of billfishes in the Istiophoridae and Xiphiidae families, are reported in Document [SAC-11-03](#). The staff has developed [stock assessments](#) and/or [stock status indicators \(SSIs\)](#) for bigeye ([SAC-11-06](#), [SAC-11-05](#)), yellowfin ([SAC-11-07](#), [SAC-11-05](#)), and skipjack ([SAC-11-05](#)) tunas and has collaborated in the assessments of [Pacific bluefin](#) and [albacore](#) tunas led by the International Scientific Committee for Tuna and Tuna-like Species in the North Pacific Ocean (ISC).

3.2. Marine mammals

Marine mammals, especially spotted dolphins (*Stenella attenuata*), spinner dolphins (*S. longirostris*), and common dolphins (*Delphinus delphis*), are frequently found associated with yellowfin tuna in the EPO. Purse-seine fishers commonly set their nets around herds of dolphins and the associated schools of yellowfin tuna, and then release the dolphins while retaining the tunas. The incidental mortality of dolphins was high during the early years of the fishery, but declined dramatically in the early 1990s, and has remained at low levels since then ([Figure J-1](#)).

Incidental mortality of dolphins and other marine mammals in the purse-seine fishery during 1993-2019 is shown in [Table J-1](#). In 2019, the stock of dolphins with the highest incidental mortality was the eastern spinner ($n=270$), followed by the western-southern spotted ($n=220$), whitebelly spinner ($n=142$), and northeastern spotted dolphins ($n=104$). Common dolphins were least impacted by the fishery, with mortalities of 25 northern, 3 central, and 2 southern common dolphins.

Marine mammals have not been reported in the longline data, although with new observer data, estimates may be able to be provided in future.

3.3. Sea turtles

Sea turtles are occasionally caught in the purse-seine fishery in the EPO, usually when associated with floating objects that are encircled, although they are sometimes also caught by happenstance in sets on

unassociated tunas or tunas associated with dolphins. They can also become entangled in the webbing under fish-aggregating devices (FADs) and drown, or be injured or killed by fishing gear.

[Figure J-2](#) shows sea turtle mortalities and interactions recorded by observers on large purse-seine vessels, by set type, during 1993–2019. Interactions were defined from observer information recorded as fate on the dedicated turtle form as: entangled, released unharmed, light injuries, escaped from net, observed but not involved in the set and other/unknown. The olive ridley turtle (*Lepidochelys olivacea*) is, by far, the species of sea turtle most frequently caught, with a total of 19,104 interactions and 874 mortalities during 1993-2019, but only 368 interactions and 1 mortality in 2019 ([Table J-2](#)). In 2019, in 110 reported interactions with eastern Pacific green turtles, 70 with loggerheads, 9 with hawksbills, and none with leatherback turtles, only one mortality was recorded, of an unidentified turtle.

In the longline fishery, sea turtles are caught when they swallow a baited hook, are accidentally hooked, or drown after becoming entangled in the mainline, floatlines or branchlines and cannot reach the surface to breathe. They are also caught in coastal pelagic and bottom-set gillnet fisheries, where they become enmeshed in the net or entangled in the floatlines or headrope. Although very few data on incidental mortality of turtles due to longline and gillnet fishing are available, the mortality rates in the EPO industrial longline fishery are likely to be lowest in “deep” sets (around 200-300 m) targeting bigeye tuna, and highest in “shallow” sets (<150 m) for albacore and swordfish. There is also a sizeable fleet of artisanal longline and gillnet fleets from coastal nations that are known to catch sea turtles, but limited data are available.

Data on sea turtle interactions and mortalities in the longline fishery have not been available ([SAC-08-07b](#)), although they are expected to improve with the submission of operational-level observer data for longline vessels >20 m beginning in 2019 pursuant to Resolution [C-19-08](#). Recalling the observer coverage for longline vessels is only 5%, compared to 100% of observed trips in the large-vessel purse-seine fishery, the observer data provided in national reports for 2019 (SAC-11-INF-A(a-j)) include 115 turtle interactions, of which eight (7%) resulted in mortalities. The reported interactions/mortalities by species were loggerhead (39/1), green (31/0), olive ridley (29/4), leatherback (13/2), and Kemp’s ridley (1/1), plus unidentified sea turtles (2/0). The staff hopes to use the new operational observer data submissions required under [C-19-08](#) to report the first total longline fleet catch estimate for sea turtle species in 2021.

Various IATTC resolutions, most recently [C-19-04](#), have been intended to mitigate fishing impacts on sea turtles and establish safe handling and release procedures for sea turtles caught by purse-seine and longline gears.

A vulnerability assessment was conducted for the eastern Pacific stock of leatherback turtles for 2018, using the Ecological Assessment of Sustainable Impacts of Fisheries (EASI-Fish) approach (see section 5) and will be presented at the meeting of the Bycatch Working Group ([BYC-10-01](#)). In brief, the status of the stock was determined to be “most vulnerable” in 2018, while scenario modelling showed that the implementation of improved handling and release practices by the longline fleet would reduce post-release mortality to the extent that the population might be considered “least vulnerable”.

3.4. Seabirds

There are approximately 100 species of seabirds in the tropical EPO. Some of them associate with epipelagic predators, such as fishes (especially tunas) and marine mammals, near the ocean surface; for some, feeding opportunities are dependent on the presence of tuna schools feeding near the surface. Some seabirds, especially albatrosses and petrels, are caught on baited hooks in pelagic longline fisheries.

The IATTC has adopted one resolution on seabirds ([C-11-02](#)); also, the Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels (ACAP) and BirdLife International have updated their maps of seabird dis-

tribution in the EPO, and have recommended guidelines for seabird identification, reporting, handling, and mitigation measures ([SAC-05 INF-E](#), [SAC-07-INF-C\(d\)](#), [SAC-08-INF-D\(a\)](#), [SAC-08-INF-D\(b\)](#), [BYC-08 INF J\(b\)](#)). Additionally, ACAP has reported on the conservation status of albatrosses and large petrels ([SAC-08-INF-D\(c\)](#); [BYC-08 INF J\(a\)](#)).

As with sea turtles, data on seabird interactions and mortalities in the longline fishery have been unavailable ([SAC-08-07b](#)), although they are expected to improve with the submission of operational-level observer data for longline vessels >20 m beginning in 2019. The observer data available in national reports for 2019 (SAC-11 INF-A(a-j)) include seven interactions with unidentified seabirds, all recorded as dead, and one black-footed albatross (*Phoebastria nigripes*), released alive. The staff hopes to report the first total longline fleet catch estimate for seabird species in 2021 using the operational observer data.

3.5. Sharks

Sharks are caught as bycatch in EPO tuna purse-seine fisheries and as either bycatch or a target in longline and multi-species and multi-gear fisheries of the coastal nations.

Stock assessments or stock status indicators (SSIs) are available for only four shark species in the EPO: silky (*Carcharhinus falciformis*) (Lennert-Cody *et al.* 2018; [BYC-10 INF-A](#)), blue (*Prionace glauca*) ([ISC Shark Working Group](#)), shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) ([ISC Shark Working Group](#)), and common thresher (*Alopias vulpinus*) ([NMFS](#)). As part of the [FAO Common Oceans Tuna Project](#), Pacific-wide assessments of the porbeagle shark (*Lamna nasus*) in the southern hemisphere (Clarke 2017) and the bigeye thresher shark (*Alopias superciliosus*) (Fu *et al.* 2018) were completed in 2017, and for the silky shark (Clarke 2018a) in 2018, as well as a risk assessment for the Indo-Pacific whale shark population (Clarke 2018b) also in 2018. Whale shark interactions with the tuna purse-seine fishery in the EPO are summarized in Document [BYC-08 INF-A](#). The impacts of tuna fisheries on the stocks of other shark species, not previously mentioned, in the EPO are unknown.

Catches (t) of sharks in the large-vessel purse-seine fishery (1993–2019) and minimum reported catch estimates³ by longline fisheries (1993–2018) are provided in Table J-3, while catches of the most frequently caught species, discussed below, are shown in [Figure J-3](#). Total longline catch estimates for 2019 were not available at the time of this report and reporting of many shark species began in 2006. The silky shark (family Carcharhinidae) is the species of shark most commonly caught in the purse-seine fishery with annual catches averaging 559 t—primarily from sets on floating objects ([Figure J-3](#))—and being 430 t in 2019. In contrast, minimum reported annual catch in the longline sample data for 2006–2018 averaged 11,813 t and was 15,072 t in 2018. Annual catch for the oceanic whitetip shark (Carcharhinidae) in the purse-seine fishery averaged 61 t (also primarily from sets on floating objects) and was 5 t in 2019. The minimum reported annual catch in the longline fishery averaged 79 t and was 19 t in 2018. Catches of oceanic whitetip have declined in the purse-seine fishery since the early 2000s, while catches have been variable in the longline fishery ([Figure J-3](#)). Minimum annual reported catch of blue shark in the longline fishery averaged 5,382 t and was 12,064 t in 2018. By contrast, the annual catch in the purse-seine fishery averaged only 1.9 t, with 1 t caught in 2019.

Other important species of sharks caught in the purse-seine and longline fisheries include the smooth hammerhead (*Sphyrna zygaena*), the pelagic thresher (*Alopias pelagicus*), and mako sharks (*Isurus* spp.) ([Table J-3](#)). Catch estimates for the smooth hammerhead shark in the purse-seine fishery averaged 22 t

³ Sharks caught by longline vessels are recorded using different weight metrics (e.g. round, trunk or whole weight) and thus, total annual reported catch estimates may contain a mix of these weight metrics. The staff is working harmonizing shark data collection to improve the reliability of total catch estimates (e.g. [SAC-11-13](#)).

(primarily caught in floating-object sets) and was 18 t in 2019, while in the longline fishery minimum annual reported catch averaged 496 t (2006–2018) and was 851 t in 2018 ([Figure J-3](#)). In contrast, the pelagic thresher was caught primarily in unassociated tuna school sets in the purse-seine fishery with estimated the annual catch averaging 4.8 t and was 2 t in 2019 ([Figure J-3](#)). Minimum annual reported catch of the pelagic thresher in the longline fishery averaged 1042 t and was 464 in 2018. Catch estimates for the mako sharks in the purse-seine fishery were lower than the aforementioned shark species averaging 2.6 t and was 1 t in 2019. However, in the longline fishery the minimum annual reported catch averaged 1,263 t and was 2,882 t in 2018.

The small-scale artisanal longline fisheries of the coastal CPCs target sharks, tunas, billfishes and dorado (*Coryphaena hippurus*), and some of these vessels are similar to industrial longline fisheries in that they operate in areas beyond national jurisdictions (Martínez-Ortiz *et al.* 2015). However, essential shark data from these longline fisheries are often lacking, and therefore conventional stock assessments and/or stock status indicators cannot be produced (see data challenges outlined in [SAC-07-06b\(iii\)](#)). An ongoing project is being undertaken to improve data collection on sharks, particularly for Central America, for the longline fleet through funding from the Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) and the Global Environmental Facility (GEF) under the framework of the ABNJ Common Oceans program ([SAC-07-06b\(ii\)](#), [SAC-07-06b\(iii\)](#)). A one-year pilot study was completed in 2019, collecting shark-fishery data and developing and testing sampling designs for a long-term sampling program for the shark fisheries throughout Central America (Phase 2 of the project). A progress report on the FAO-GEF ABNJ project will be presented at this meeting ([SAC-11-05](#)). Data obtained from this project may be included in future iterations of the *Ecosystem Considerations* report to provide improved catch estimates for sharks by the various longline fleets.

3.6. RAYS

Estimated annual catches of manta rays (Mobulidae) and stingrays (Dasyatidae) by the large-vessel purse-seine (1993–2019) and minimum reported annual catches by longline (1993–2018) fisheries are provided in [Table J-4](#), while catches of key species are shown in [Figure J-4](#). These rays are primarily caught by the purse-seine fishery, with low catches reported only for the monk's devil ray (2009: 6 t, 2010: 118 t) and Dasyatidae spp. (16 t over a 6-year period), with half the catches made in 2007 by the longline fishery ([Table J-4](#)). The giant manta had the largest average catches in the purse-seine fishery (19.4 t), followed by the spinetail (13.9 t), and smoothtail (8.7 t) mobulid rays. Catches of these species in 2019 were 8, 19, and 5 t, respectively. Catches of the pelagic stingray were low, averaging only 2.5 t and being 2 t in 2019 ([Table J-4](#)). Although catches of these rays can be variable by set type, they have been highest in unassociated sets, followed by dolphin sets, and lowest in floating-object sets ([Figure J-4](#)).

3.7. Other large fishes

Large pelagic fishes caught by the large-vessel purse-seine, primarily on floating-object sets, (1993–2019) and longline (1993–2018) fisheries are shown in [Table J-5](#), with time series of catches of key species presented in [Figure J-5](#). The most commonly-caught pelagic fishes in both fisheries is dorado (Coryphaenidae) with the estimated average annual catch for the purse-seine fishery being 1,309 t (1,237 t in 2019) and the minimum reported annual catch for the longline fishery averaging 5997 t (3499 t in 2018). Dorado is also one of the most important species caught in the artisanal fisheries of the coastal nations of the EPO ([SAC-07-06a\(i\)](#)). Recommendations for potential reference points and harvest control rules for dorado in the EPO was presented at SAC-10 ([SAC-10-11](#)).

Other key species caught by the purse-seine fishery include wahoo (Scombridae) and rainbow runner (Carangidae). Wahoo had an estimated average annual catch of 386 t, although catches have declined from

a peak of 1025 t in 2001 to 202 t in 2019 ([Figure J-5](#)). Minimum reported annual catch of wahoo by the longline fishery have averaged 149 t and was 313 t in 2018. No catches of rainbow runner have been reported by the longline fishery. However, in the purse-seine fishery estimated average annual catches of rainbow runner have been 48 t, peaking in 2007 at 158 t and declining thereafter to 21 t in 2019 ([Figure J-5](#)).

Pelagic fishes commonly reported by the longline fishery include opah (Lampridae), snake mackerels (Gempylidae) and pomfrets (Bramidae). Minimum reported annual catches for these species averaged 324 t, 182 t, and 49 t, respectively. Catches of all these species have increased after the mid-2000s ([Figure J-5](#)). For the most recent year (2018), there were 1,024 t, 227 t, and 125 t of opah, snake mackerels, and pomfrets reported, respectively ([Table J-5](#)).

3.8. Forage species

A large number of taxa occupying the middle trophic levels in the EPO ecosystem—generically referred to as “forage” species—play a key role in providing a trophic link between primary producers at the base of the food web and the upper-trophic-level predators, such as tunas and billfishes. Some small forage fishes are incidentally caught in the EPO by purse-seine vessels on the high seas, mostly in sets on floating objects, and by coastal artisanal fisheries, but are generally discarded at sea. Catches of these species are presented in [Table J-6](#) with key species as identified by catch data presented in [Figure J-6](#) for the large-vessel purse-seine fishery, with the majority of catches coming from floating object sets.

Bullet and frigate tunas (Scombridae) are by far the most commonly reported forage species with estimated annual catches averaging 1,075 t from 1993–2019. However, their catches have declined from 1,922 in 2005 to 276 t in 2019 ([Figure J-6](#)). Triggerfishes (Balistidae) and filefishes (Monacanthidae) are the second most commonly reported forage group with annual estimated catches averaging 268 t and totaling 58 t in 2019. Catches for this group peaked in 2004 at 914 t but have otherwise been variable. Annual catches of sea chubs (Kyphosidae) have averaged 15 t, which began to increase after 2002 but have steadily decreased to <1 t in 2019. Lastly, annual catches of the various species in the category ‘epipelagic forage fishes’ averaged 4.2 t with 13 t estimated to be caught in 2019.

4. PHYSICAL ENVIRONMENT

Environmental conditions affect marine ecosystems, the dynamics and catchability of target and bycatch species, and the activities of fishers, and physical factors can have important effects on the distribution and abundance of marine species⁴. The following summary of the physical environment covers: 1) short- and long-term environmental indicators, and 2) environmental conditions and their effect on the fishery during the previous year, in this case, 2019.

⁴ See [SAC-04-08](#), *Physical Environment*, and [SAC-06 INF-C](#) for a comprehensive description of the effects of physical and biological oceanography on tunas, prey communities, and fisheries in the EPO.

4.1. Environmental indicators

The ocean environment changes on a variety of time scales, from seasonal to inter-annual, decadal, and longer. Longer-term climate-induced changes, typically decadal (at intervals of 10–30 years) and characterized by relatively stable average conditions and patterns in physical and biological variables, are called “regimes”. However, the dominant source of variability in the upper layers of the EPO is the El Niño-Southern Oscillation (ENSO), an irregular fluctuation involving the entire tropical Pacific Ocean and the world’s atmosphere (Fiedler 2002). El Niño events occur at two- to seven-year intervals, and are characterized by weaker trade winds, deeper thermoclines, and higher sea-surface temperatures (SSTs) in the equatorial EPO. El Niño’s opposite phase, commonly called La Niña, is characterized by stronger trade winds, shallower thermoclines, and lower SSTs. The changes in the biogeochemical environment caused by ENSO have an impact on the biological productivity, feeding, and reproduction of fishes, seabirds, and marine mammals (Fiedler 2002).

ENSO is thought to cause considerable variability in the availability for capture of commercially-important tunas and billfishes in the EPO (Bayliff 1989). For example, the shallow thermocline during a La Niña event can increase purse-seine catch rates for tunas by compressing the preferred thermal habitat of small tunas near the sea surface, while the deeper thermocline during an El Niño event likely makes tunas less vulnerable to capture, and thus reduces catch rates. Furthermore, warmer- or cooler-than-average SSTs can also cause the fish to move to more favorable habitats, which may also affect catch rates as fishers expend more effort on locating the fish.

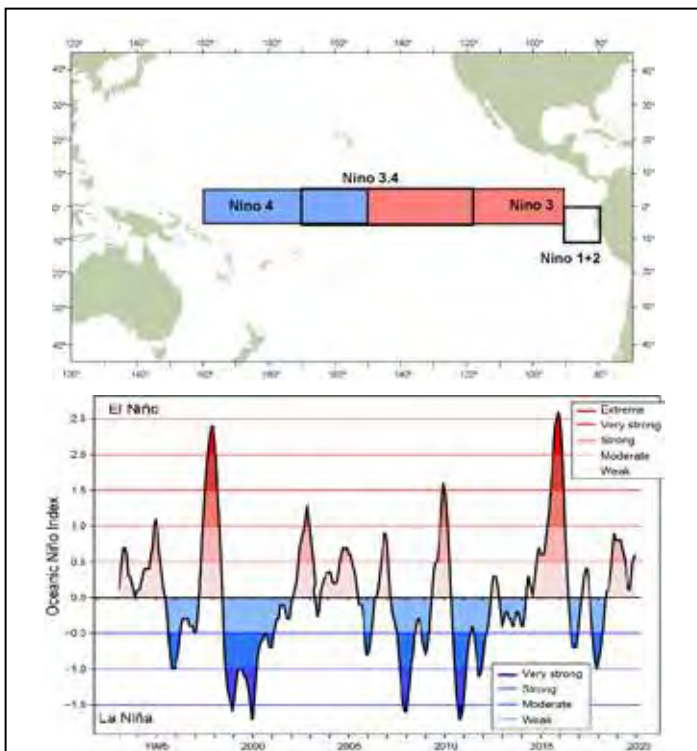


FIGURE J-7. El Niño regions used as indicators of El Niño Southern Oscillation (ENSO) events in the Pacific Ocean (top panel), and the Oceanic Niño Index (ONI) used to monitor ENSO conditions in Niño region 3.4 from 5°N to 5°S and 120°W to 170°W (bottom panel). Time series shows the running 3-month mean ONI values from the start of the IATTC observer program through December 2019. ONI data obtained from:

http://www.cpc.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ensoyears.shtml

FIGURA J-7. Regiones de El Niño utilizadas como indicadores de los eventos de El Niño-Oscilación del Sur (ENOS) en el Océano Pacífico (panel superior), e Índice de El Niño Oceánico (ONI) usado para dar seguimiento a las condiciones de ENOS en la región Niño 3.4 de 5°N a 5°S y de 120°O a 170°O (panel inferior). Las series de tiempo muestran los valores del promedio móvil de 3 meses del ONI desde el inicio del programa de observadores de la CIAT hasta finales de diciembre de 2019. Datos del ONI obtenidos de:

http://www.cpc.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ensoyears.shtml

Recruitment of tropical tunas in the EPO may also be affected by ENSO events. For example, strong La Niña events in 2007–2008 may have been partly responsible for the subsequent lower recruitment of bigeye tuna, while the largest recruitments corresponded to the extreme El Niño events in 1982–1983 and 1998 (SAC-09-05). Yellowfin recruitment was also low in 2007, but high during 2015–2016, after the extreme El Niño event in 2014–2016 (SAC-09-06).

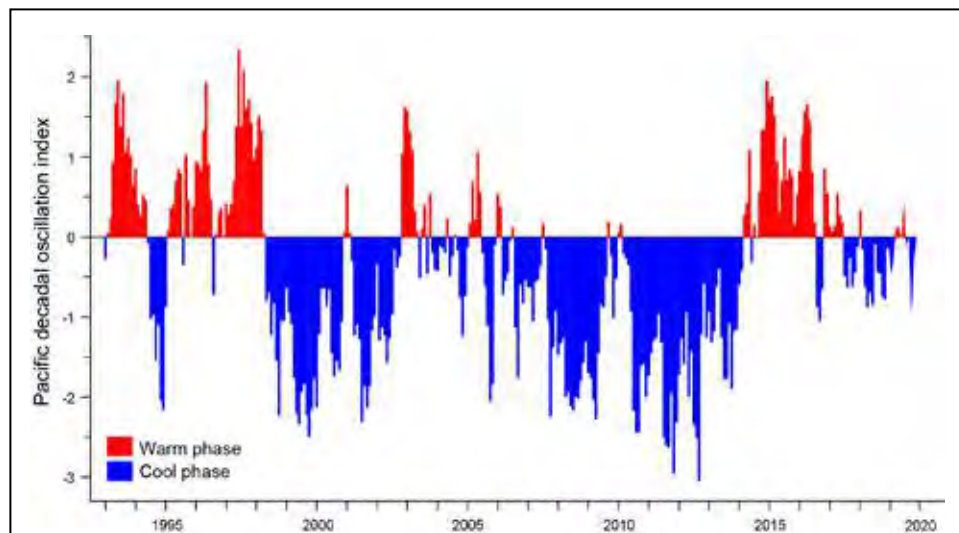


FIGURE J-8. Monthly values of the Pacific Decadal Oscillation (PDO) Index, January 1993–December 2019. PDO data obtained from:

<https://www.ncdc.noaa.gov/teleconnections/pdo/data.csv>

FIGURA J-8. Valores mensuales del índice de Oscilación Decadal del Pacífico (PDO), enero de 1993–diciembre de 2019. Datos de la PDO obtenidos de:

<https://www.ncdc.noaa.gov/teleconnections/pdo/data.csv>

The [Climate Diagnostics Bulletin](#) of the US National Weather Service reported that in 2019 anomalies—defined in the Bulletin as a departure from the monthly mean—in oceanic and atmospheric characteristics (surface and sub-surface temperatures, thermocline depth, wind, convection, *etc.*) were indicative of El Niño conditions during January–June and ENSO-neutral conditions during July–December.

Indices of variability in such conditions are commonly used to monitor the direction and magnitude of ENSO events in the Pacific Ocean. In this report, the Oceanic Niño Index (ONI), used by the US National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) as the primary indicator of warm El Niño and cool La Niña conditions within the Niño 3.4 region in the east-central tropical Pacific Ocean (Dahlman 2016) ([Figure J-7](#)), is used to characterize inter-annual variability in SST anomalies. The ONI is a measure of El Niño defined by NOAA as “a phenomenon in the equatorial Pacific Ocean characterized by a five consecutive 3-month running mean of SST anomalies in the Niño 3.4 region that is above (below) the threshold of +0.5°C (-0.5°C).” The ONI categorizes ENSO events from “extreme” to “weak” ([Figure J-7](#)). For example, the “extreme” El Niño event in 1997–1998 was followed by a “very strong” La Niña event in 1998–2000. “Strong” La Niña events were also observed in 2007–2008 and 2010–2011. The highest ONI values (>2.5) were recorded during the 2015–2016 El Niño event, while moderate-weak El Niño conditions persisted in 2019.

The Pacific Decadal Oscillation (PDO; [Figure J-8](#)) index is used to describe longer-term fluctuations in the Pacific Ocean, and has also been used to explain, for example, the influence of environmental drivers on the vulnerability of silky sharks to fisheries in the EPO (Lennert-Cody *et al.* 2018). The PDO—a long-lived El Niño-like pattern of Pacific climate variability, with events persisting 20–30 years—tracks large-scale interdecadal patterns of environmental and biotic changes, primarily in the North Pacific Ocean (Mantua 1997), with secondary patterns observed in the tropical Pacific, the opposite of ENSO (Hare and Mantua 2000). As with ENSO, PDO phases are classified as “warm” or “cool”. PDO values peaked at 2.79 in August

1997 and at 2.62 in April 2016, both of which coincided with the extreme El Niño events indicated by the ONI. During 2019, PDO conditions were primarily cool.

4.2. Satio-temporal exploration of environmental conditions

A time series of SST and CHL-a (Figure J-9) in the eastern tropical Pacific (ETP) from 5°N to 5°S—the same latitudinal band used in the ONI—was explored to show the variability in these variables across space and time using time-longitude Hovmöller diagrams. The SST time series show mean monthly values from 1993–2019, while that for CHL-a concentrations covers data for 2003–2019 due to data availability. The SST plot (Figure J-9) clearly shows the extension of warmer waters during the extreme El Niño events of 1997–1998 and 2015–2016 and cooler waters during the strong La Niña events in 1999–2000, 2007–2008 and 2010–2011 across the ETP. The CHL-a plot (Figure J-9), although the pattern is less clear than the SST plot, shows an increase in CHL-a concentrations following the strong La Niña events in 2007–2008 and 2010–2011, likely due to increases in nutrient availability. Because large interannual variability was not observed with the CHL-a time series, SST may be a more important driver of any observed changes in catches.

4.3. Environmental conditions and distribution of catches

The availability of fish, and thus catches, are strongly related to environmental conditions and processes, particularly in pelagic waters (Fiedler and Lavín 2017; Chassot *et al.* 2011). ENSO conditions are influenced by many oceanic and atmospheric factors, but both SST and chlorophyll-a (CHL-a) levels (an indicator of primary productivity biomass) are known to be good explanatory variables to describe and predict the habitat and distributions of oceanic animals (Hobday and Hartog 2014).

Figures J-10 and J-11 show quarterly mean SSTs and CHL-a concentrations, respectively, to: 1) provide a general indication of

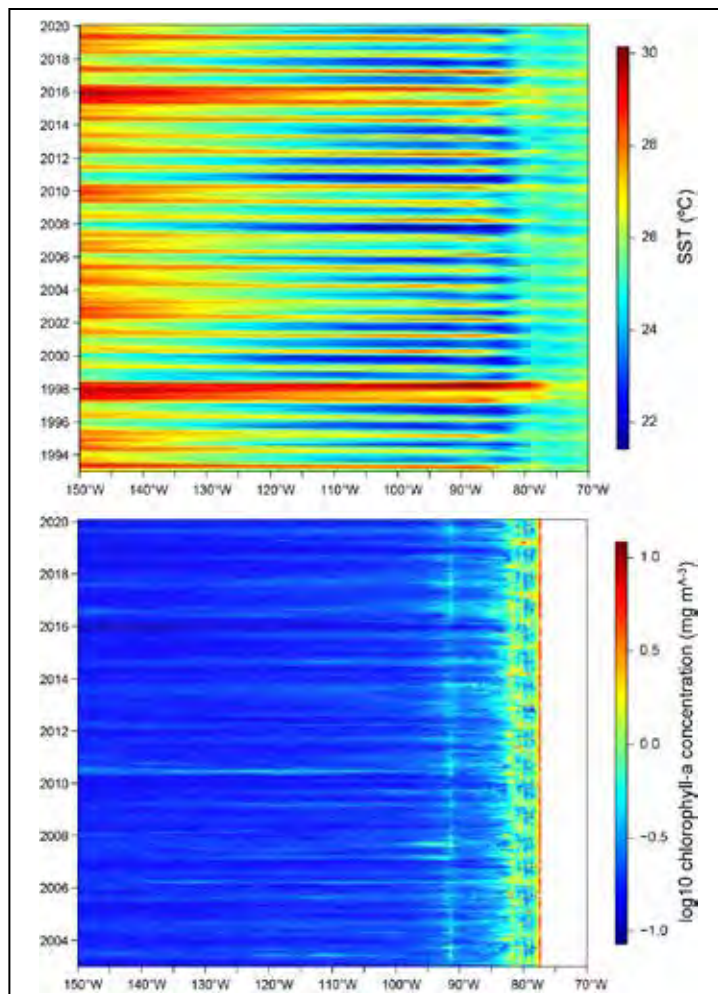


FIGURE J-9. Time-longitude Hovmöller diagram with data averaged across the tropical eastern Pacific Ocean from 5°N to 5°S for mean monthly SST for January 1993–January 2020 (top panel) (<https://www.esrl.noaa.gov/psd/>) and mean monthly chlorophyll-a concentration for January 2003–January 2020 (bottom panel) (<https://coastwatch.pfeg.noaa.gov/erddap/info/erdMH1chlamday/index.html>)

FIGURA J-9. Diagrama de Hovmöller tiempo-longitud con datos promediados en el Océano Pacífico tropical oriental de 5°N a 5°S para la TSM promedio mensual de enero de 1993 a enero de 2020 (panel superior) (<https://www.esrl.noaa.gov/psd/>) y concentración promedio mensual de clorofila-a de enero de 2003 a enero de 2020 (panel inferior) (<https://coastwatch.pfeg.noaa.gov/erddap/info/erdMH1chlamday/index.html>).

seasonal variability, and 2) overlay the distribution of tropical tuna catches, as a first step, to illustrate the potential influence of environmental conditions on catches across the EPO during 2019. In future, staff plan to incorporate the catch distribution of bycatch species and apply sophisticated models to better describe relationships between environment and catches.

Cooler waters occurred off northern Mexico and the southwestern United States around 30°N and extended westwards during quarters 1 (January–March) and 2 (April–June), and off South America, predominantly around 5°S to 100°W, in quarters 3 (July–September) and 4 (October–December). Warmer waters developed off Central America and extended westwards during quarters 2 and 3. A secondary warm pool was observed in the southwestern EPO (0–20°S, 130°–150°W) all year long, but waters were warmer and larger in area in this region during quarters 1 and 2 compared to 3 and 4.

CHL-a concentrations were higher along the equator and the coast of the Americas year-round. The oligotrophic⁵ South Pacific Gyre—located between around 20°–40°S—present in quarter 1 retracted in quarters 2 and 3 but returned in quarter 4.

During quarters 1 and 2, skipjack predominated in the catches in the cooler waters (~25°C) off the coast of South America, where CHL-a concentration was high. During quarter 3, a large portion of the tuna catches consisted of skipjack along a warm-water front (25–28°C) slightly north of the equator from the coast of South America to about 120°W, also a region of high CHL-a concentration, and these persisted through quarter 4, although with greater catches east of 100°W. A secondary concentration of catches occurred west of 130°W, close to the western boundary of the EPO.

During quarter 1 most of the catch along the equator from about 110°W to 140°W consisted of yellowfin, while skipjack and bigeye constituted an increased proportion of catches during quarters 2–4.

5. IDENTIFICATION OF SPECIES AT RISK

The primary goal of EAFM is to ensure the long-term sustainability of all species impacted—directly or indirectly—by fishing. However, this is a significant challenge for fisheries that interact with many non-target species with diverse life histories, for which reliable catch and biological data for single-species assessments are lacking. An alternative for such data-limited situations, reflected in [Goal L](#) of the SSP, are Ecological Risk Assessments (ERAs), vulnerability assessments that are designed to identify and prioritize at-risk species for data collection, research and management.

‘Vulnerability’ is defined as the potential for the productivity of a stock to be diminished by the direct and indirect impacts of fishing activities. The IATTC staff has applied qualitative assessments, using Productivity-Susceptibility Analysis (PSA) to estimate the relative vulnerability of data-limited, non-target species caught in the EPO by large (Class-6) purse-seine vessels (Duffy *et al.* 2019) and by the longline fishery ([SAC-08-07d](#)).

Because PSA is unable to quantitatively estimate the cumulative effects of multiple fisheries on data-poor bycatch species, a new approach—Ecological Assessment of Sustainable Impacts of Fisheries (EASI-Fish)—was developed by the IATTC staff in 2018 ([SAC-09-12](#)) to overcome this issue. This flexible, spatially-explicit method uses a smaller set of parameters than PSA to first produce a proxy for the fishing mortality rate (F) of each species, based on the ‘volumetric overlap’ of each fishery on the geographic distribution of these species. The estimate of F is then used in length-structured per-recruit models to assess the vulnerability of each species using conventional biological reference points (e.g. F_{MSY} , $F_{0.1}$).

EASI-Fish was successfully applied to 24 species representing a range of life histories, including tunas,

⁵ An area of low productivity, nutrients, and surface chlorophyll, often referred to as an “oceanic desert”.

billfishes, tuna-like species, elasmobranchs, sea turtles and cetaceans caught in EPO tuna fisheries as a 'proof of concept' in 2018 ([SAC-09-12](#)). It was subsequently used to assess the vulnerability status of the spinetail devil ray (*Mobula mobular*), caught by all industrial tuna fisheries in the EPO ([BYC-09-01](#)), and the EPO stock of the critically-endangered leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*) ([BYC-10-01](#)). Therefore, EASI-Fish will be used in future to assess the vulnerability of all species groups (e.g., elasmobranchs, sea turtles, teleosts) impacted by EPO tuna fisheries.

6. ECOSYSTEM DYNAMICS

Although vulnerability assessments (e.g. EASI-Fish) are useful for assessing the ecological impacts of fishing by assessing the populations of individual species, ecosystem models are required to detect changes in the structure and internal dynamics of an ecosystem. These models are generally data- and labor-intensive to construct, and consequently, few fisheries worldwide have access to a reliable ecosystem model to guide conservation and management measures. These models require a good understanding of ecosystem components and the direction and magnitude of the trophic flows between them, which require detailed ecological studies involving stomach contents and/or stable isotope studies. Purposefully, IATTC staff have had a long history of undertaking such trophic studies, beginning from the experimental determination of consumption estimates of yellowfin tuna at the IATTC's Achotines laboratory in the 1980s, to more recent analyses of stomach content and chemical indicators of a range of top-level predators.

In 2003, the IATTC staff compiled the trophic data to complete the development of a model of the pelagic ecosystem in the tropical EPO (IATTC Bulletin, [Vol. 22, No. 3](#))—named “ETP7”—to explore how fishing and climate variation might affect target species (e.g. tunas), byproduct species (e.g. wahoo, dorado), elasmobranchs (e.g. sharks), forage groups (e.g. flyingfishes, squids) and species of conservation importance (e.g. sea turtles, cetaceans). A simplified food-web diagram, with approximate trophic levels (TLs), from the model is shown in [Figure J-12](#).

The model was calibrated to time series of biomass and catch data for a number of target species for 1961–1998. There have been significant improvements in data collection programs in the EPO since 1998, that has allowed the model to be updated with these new data up to 2018 (ETP8).

6.1. Ecological indicators

Since 2017, ETP8 has been used in the *Ecosystem Considerations* report to provide annual values for six ecological indicators that, together, can identify changes in the structure and internal dynamics of the ETP ecosystem. These indicators are: mean trophic level of the catch (TL_c), the Marine Trophic Index (MTI), the Fishing in Balance (FIB) index, Shannon' index, and the mean trophic level of the modelled community for trophic levels 2.0–3.25 (TL_{2.0}), ≥3.25–4.0 (TL_{3.5}), and >4.0 (TL_{4.0}). A full description of these indicators is provided in [SAC-10-14](#). Additionally, simulations using ETP8 were conducted to assess potential impacts of the FAD fishery on the structure of the ecosystem ([SAC-10-15](#)).

An update assessment of the ETP8 model was not undertaken in 2020 due to a significant change in how the IATTC staff have reclassified the catch data submitted by the CPCs for “other gears” into longline and other gear types following an internal review of the data. This resulted in a dramatic increase in reported longline catches of high trophic level predators (sharks), which can have a strong influence on ecosystem dynamics. Although catch estimates are now finalized for 2019 the staff is now tasked to assign species-specific catch to the relevant functional groups in the ETP8 model, and then rebalance and recalibrate the model to provide an updated ecosystem status for 2019 at SAC-11 in 2021.

The most recent report on ecological indicators undertaken in 2019 ([SAC-10-14](#)) showed that values for TL_c and MTI increased from 4.65 and 4.67 in 1970 to 4.69 and 4.70 in 1991, respectively, as the purse-

seine fishing effort on FADs increased significantly ([Figure J-13](#)). TL_c continued to decrease to a low of 4.65 in 1997, due to the rapid expansion of the fishery from 1993 where there was increasing catches in the intervening period of high trophic level bycatch species that tend to aggregate around floating objects (e.g. sharks, billfish, wahoo and dorado). This expansion is seen in the FIB index that exceeds zero during the same period, and also a change in the evenness of biomass of the community indicated by Shannon's index. By the early 2000s, TL_c , MTI, and Shannon's index all show a gradual decline, while the FIB gradually increased further from zero to its peak in 2017 at 0.66 ([Figure J-13](#)). Both TL_c and MTI reached their lowest historic levels of 4.64 and 4.65 in 2017, respectively. Since its peak in 1991, TL_c declined by 0.05 of a trophic level in the subsequent 27 years, or 0.02 trophic levels per decade.

The above indicators generally describe the change in the exploited components of the ecosystem, whereas community biomass indicators describe changes in the structure of the ecosystem once biomass has been removed due to fishing. The biomass of the $TL_{MC4.0}$ community was at one of its highest values (4.449) in 1993 but has continued to decline to 4.443 in 2017 ([Figure J-13](#)). As a result of changes in predation pressure on lower trophic levels, between 1993 and 2017 the biomass of the $TL_{MC3.25}$ community increased from 3.800 to 3.803, while interestingly, the biomass of the $TL_{MC2.0}$ community also increased from 3.306 to 3.308.

Together, these indicators show that the ecosystem structure has likely changed over the 50-year analysis period. However, these changes, even if they are a direct result of fishing, do not appear to be currently ecologically detrimental, but the patterns of changes, particularly in the mean trophic level of the communities, certainly warrant the continuation, and possible expansion, of monitoring programs for fisheries in the EPO.

7. FUTURE DEVELOPMENTS

It is unlikely, in the near future at least, that there will be stock assessments for most of the bycatch species. Therefore, the IATTC must continue to undertake ecological research that can provide managers with reliable information to guide the development of science-based conservation and management measures, where required, to ensure the IATTC continues to fulfil its responsibilities under the Antigua Convention and the objectives of the [IATTC's 5-year SSP](#). The priority research areas that have been identified by the scientific staff that require further development are detailed below:

- Following the development of the EASI-Fish approach, analysis of the full suite of over 100 impacted bycatch species will be conducted in stages, by taxonomic group, beginning in 2021. The priority of groups to be assessed will likely be elasmobranchs, teleosts, turtles and cetaceans.
- A shortcoming of the ETP8 ecosystem model, from which the ecological indicators are derived, is that its structure is based on stomach content data from fish collected in 1992–1994. Given the significant environmental changes that have been observed in the EPO over the past decade, there is a critical need to collect updated trophic information. There have been proposals made by the staff in 2018, 2019 and 2020 to establish an ecological monitoring program to collect stomach content data to update the ecosystem model.
- A second limitation of the ETP8 model is that it describes only the tropical component of the EPO ecosystem, and results cannot be reliably extrapolated to other regions of the EPO. Therefore, after updated diet information is collected, future work will aim to develop a spatially-explicit model that covers the entire EPO and calibrate the model with available time series of catches, ideally for species representing different trophic levels, and effort data for key fisheries in the EPO.

- Environmental variables can have a profound influence on the catches of target and bycatch species, as has been shown previously by IATTC staff and now undertaken annually in this report. However, the staff's research to investigate the impact of environmental conditions on the fishery could be greatly improved with the availability of high-resolution operational level data for the longline fishery. Although IATTC Members and CPCs are now required to submit operational level observer data to the IATTC that covers at least 5% of their fleets, future work is required to assess the representativeness of these data for future environmental analyses.

ACKNOWLEDGMENTS

We would like to thank Nick Vogel, Joydelee Marrow, and Joanne Boster for their assistance with data preparation, Alexandre Aires-da-Silva, Nick Webb and Paulina Llano for their reviews of this document, and Christine Patnode for improving the figures. We gratefully acknowledge the early ecosystem research by Robert Olson that contributed to this report. His initiation of the *Ecosystem Considerations* report was first presented at the 8th Meeting of the Working Group to Review Stock Assessments in 2007 ([SAR-8-17 J](#)) and has been updated annually.

LITERATURE CITED-LITERATURA CITADA

Bayliff, W.H. 1989. Inter-American Tropical Tuna Commission, Annual Report for 1988. IATTC, La Jolla, CA USA. 270 pp.

Chassot, E., S. Bonhommeau, G. Reygondeau, K. Nieto, J.J. Polovina, M. Huret, N.K. Dulvy, and H. Demarcq. 2011. Satellite remote sensing for an ecosystem approach to fisheries management. *ICES Journal of Marine Science* 68(4): 651-666.

Clarke, S. 2017. Southern Hemisphere porbeagle shark (*Lamna nasus*) stock status assessment. WCPFC-SC13-2017/SA-WP-12 (rev. 2). Pages 75. *Western and Central Pacific Fisheries Commission. Scientific Committee Thirteenth Regular Session*, Rarotonga, Cook Islands.

Clarke, S. 2018a. Pacific-wide silky shark (*Carcharhinus falciformis*) Stock Status Assessment. WCPFC-SC14-2018/SA-WP-08. Pages 137. *Western and Central Pacific Fisheries Commission*, Busan, Korea.

Clarke, S. 2018b. Risk to the Indo-Pacific Ocean whale shark population from interactions with Pacific Ocean purse-seine fisheries. WCPFC-SC14-2018/SA-WP-12 (rev. 2). Pages 55. *Western and Central Pacific Fisheries Commission, Scientific Committee Fourteenth Regular Session*, Busan, Korea.

Dahlman, L. 2016. Climate Variability: Oceanic Niño Index. <https://www.climate.gov/news-features/understanding-climate/climate-variability-oceanic-ni%C3%B1o-index>. National Oceanic and Atmospheric Administration.

Duffy, L.M., and S.P. Griffiths. 2019. Assessing attribute redundancy in the application of productivity-susceptibility analysis to data-limited fisheries. *Aquatic Living Resources* 32(20): 1-11.

Duffy, L.M., C.E. Lennert-Cody, R. Olson, C.V. Minte-Vera, and S.P. Griffiths. 2019. Assessing vulnerability of bycatch species in the tuna purse-seine fisheries of the eastern Pacific Ocean. *Fisheries Research* 219

Fiedler, P., and M. Lavín. 2017. Oceanographic Conditions of the Eastern Tropical Pacific. *In* P. W. Glynn, D. P. Manzanillo, and I. C. Enochs (eds.), *Coral Reefs of the Eastern Tropical Pacific: Persistence and Loss in a Dynamic Environment*, p. 59-83. Springer, Netherlands.

Fiedler, P.C. 2002. Environmental change in the eastern tropical Pacific Ocean: review of ENSO and decadal variability. Administrative Report LJ-02-16. Southwest Fisheries Science Center. Pages 38. National Marine Fisheries Service, NOAA, La Jolla, CA.

Fu, D., M.-J. Roux, S. Clarke, M. Francis, A. Dunn, S. Hoyle, and C. Edwards. 2018. Pacific-wide sustainability risk assessment of bigeye thresher shark (*Alopias superciliosus*). WCPFC-SC13-2017/SA-WP-11. Rev 3 (11 April 2018). *Western and Central Pacific Fisheries Commission. Scientific Committee Thirteenth Regular Session*, Rarotonga, Cook Islands.

Hare, S.R., and N.J. Mantua. 2000. Empirical evidence for North Pacific regime shifts in 1977 and 1989. *Progress in Oceanography* 47: 103-145.

Hobday, A.J., and J.R. Hartog. 2014. Derived Ocean Features for Dynamic Ocean Management. *Oceanography* 27(4): 134-145.

Lennert-Cody, C.E., S.C. Clarke, A. Aires-da-Silva, M.N. Maunder, P.J.S. Franks, M.H. Román, A.J. Miller, and M. Minami. 2018. The importance of environment and life stage on interpretation of silky shark relative abundance indices for the equatorial Pacific Ocean Fisheries Oceanography: 1-11

Mantua, N.J., S.R. Hare, Y. Zhang, J.M. Wallace, and R.C. Francis. 1997. A Pacific interdecadal climate oscillation with impacts on salmon production. *Bulletin of the American Meteorological Society* 78: 1069-1079.

Martínez-Ortiz, J., A. Aires-da-Silva, C.E. Lennert-Cody, and M.N. Maunder. 2015. The Ecuadorian artisanal fishery for large pelagics: species composition and spatio-temporal dynamics. *PLoS ONE* 10(8): e0135136.

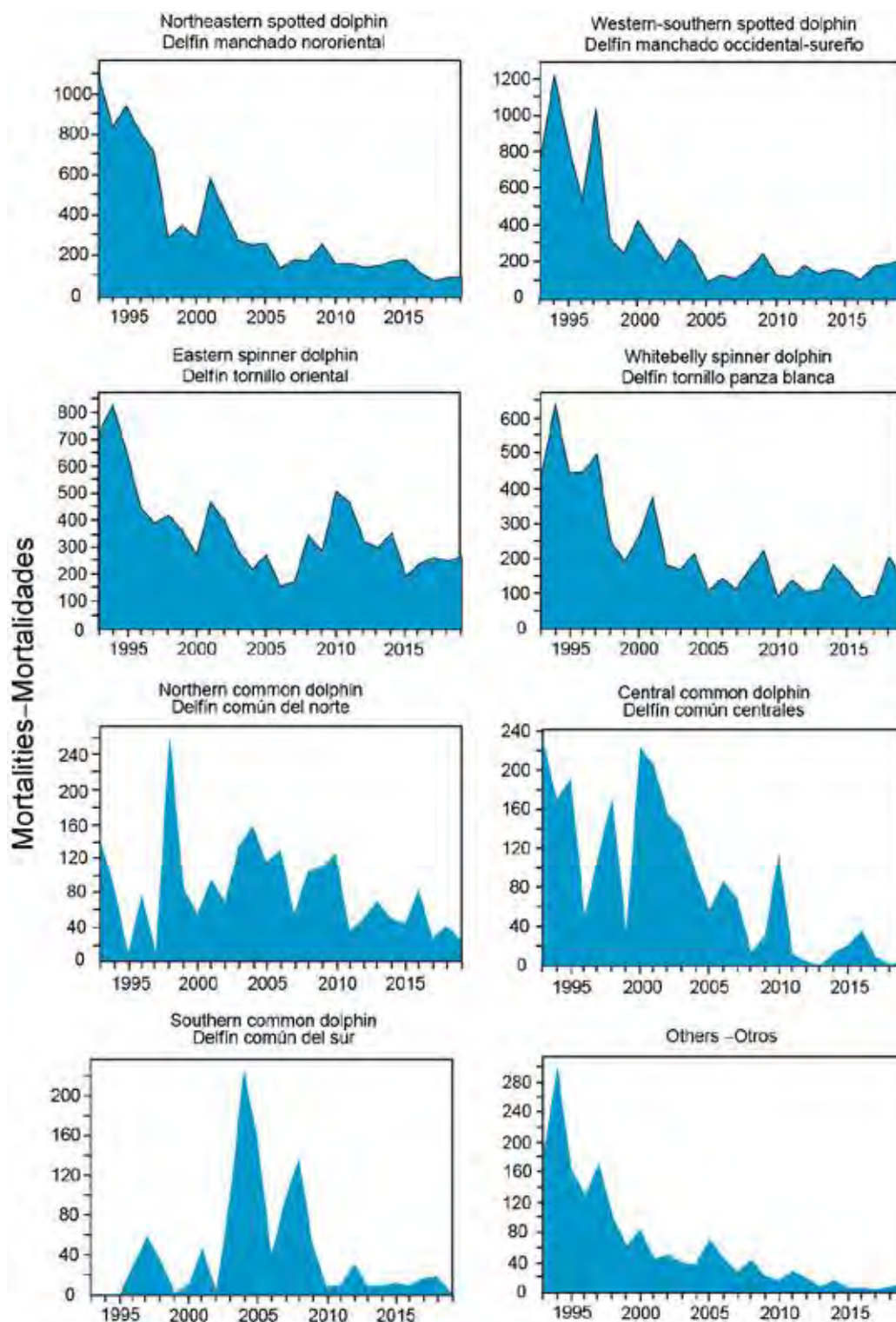
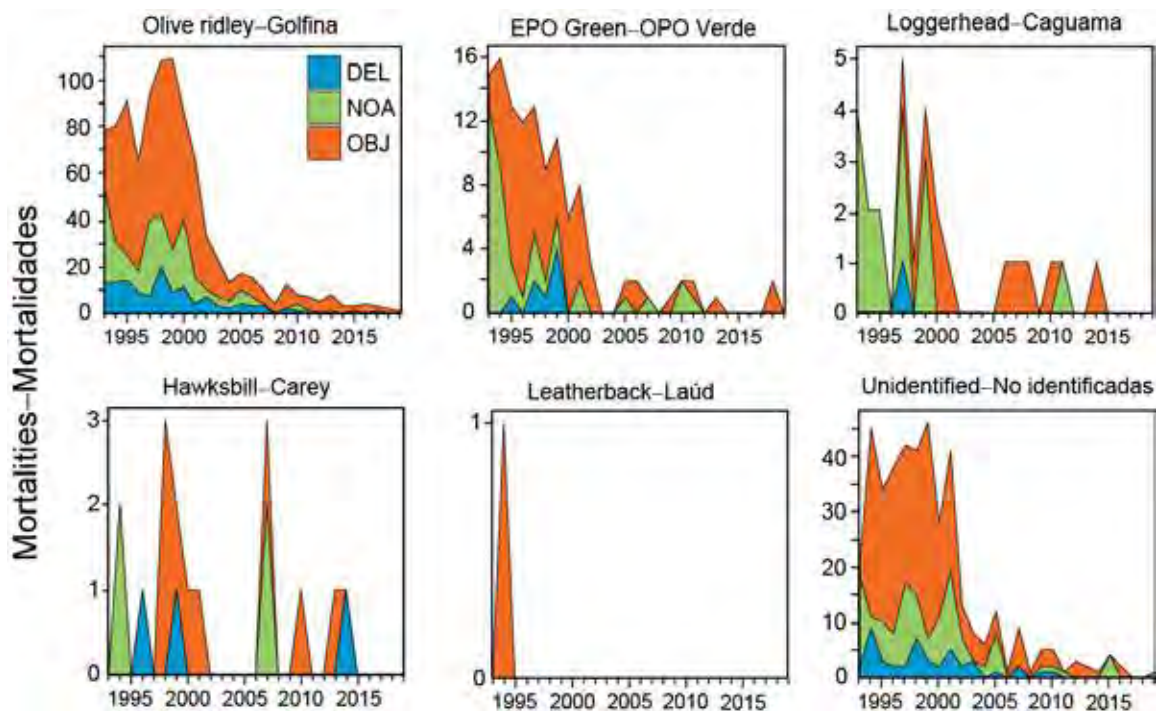


FIGURE J-1. Incidental dolphin mortalities, in numbers of animals, by purse-seine vessels, 1993–2019.
FIGURA J-1. Mortalidades incidentales de delfines, en número de animales, por buques cerqueros, 1993–2019.

a.



b.

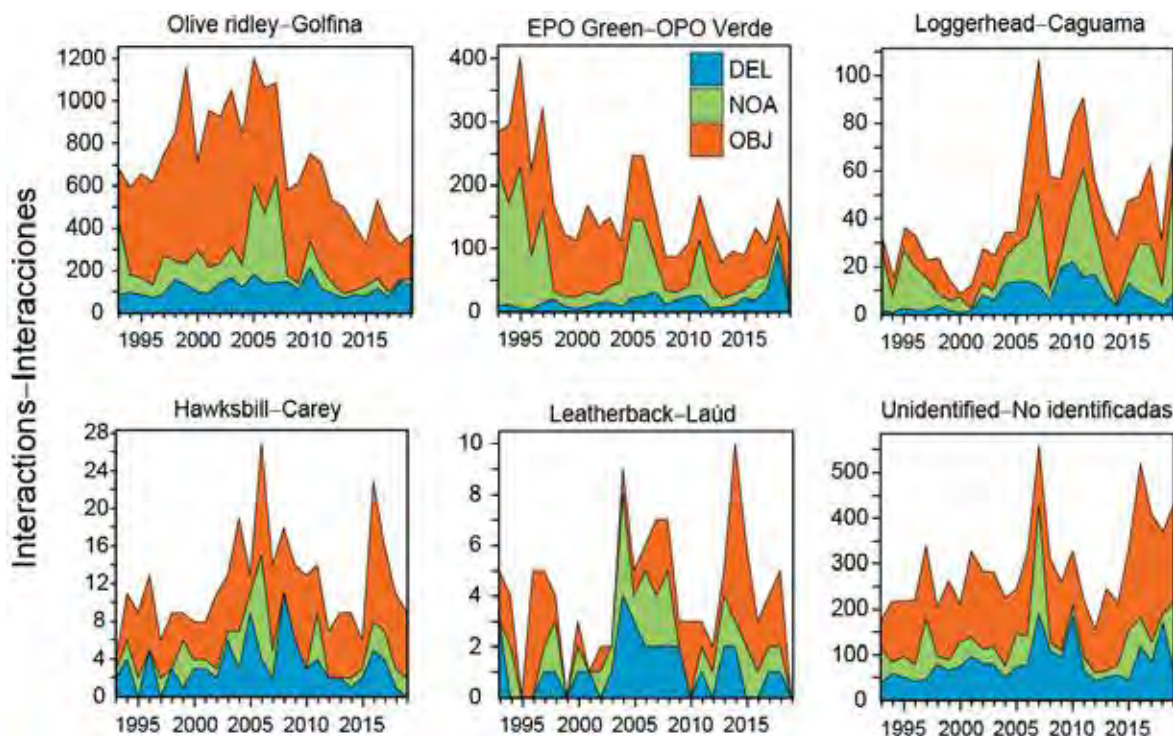


FIGURE J-2. Sea turtle a) mortalities and b) interactions, in numbers of animals, for large purse-seine vessels, 1993–2019, by set type (dolphin (DEL), unassociated (NOA), floating object (OBJ)).

FIGURA J-2. a) Mortalidades y b) interacciones de tortugas marinas, en número de animales, por buques cerqueros grandes, 1993-2019, por tipo de lance (delfín (DEL), no asociado (NOA), objeto flotante (OBJ)).

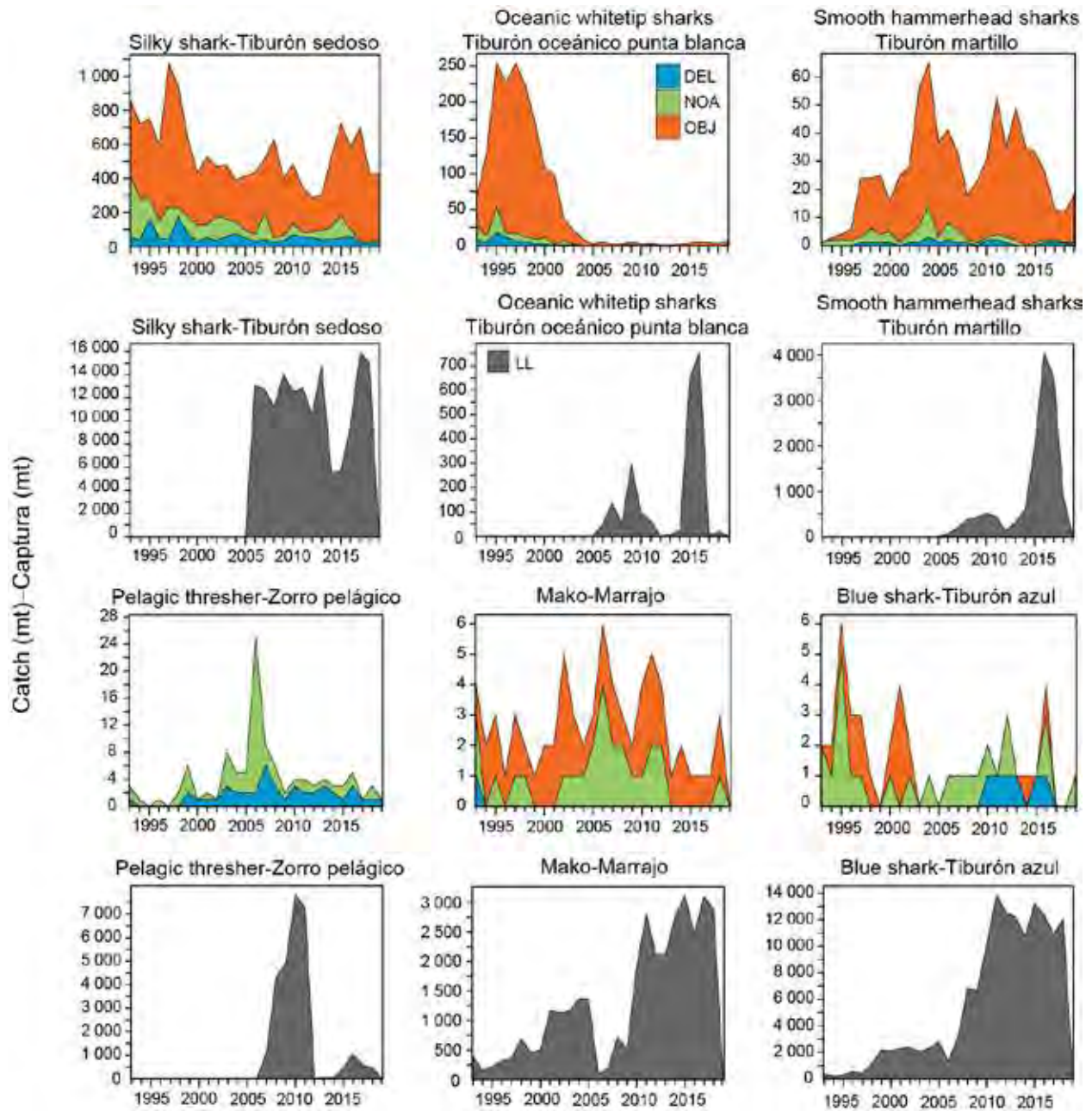


FIGURE J-3. Estimated purse-seine (top panel) and longline (bottom panel) catches in metric tons (t) of key species of sharks in the eastern Pacific Ocean. Purse seine catches are provided for size-class 6 vessels with a carrying capacity >363 t (1993–2019) by set type: floating object (OBJ), unassociated tuna schools (NOA) and dolphins (DEL). Longline catches are minimum reported gross-annual removals that may have been estimated using a mixture of different weight metrics (see footnote in section 3.5).

FIGURA J-3. Capturas cerqueras (panel superior) y palangreras (panel inferior) estimadas en toneladas (t) de especies clave de tiburones en el Océano Pacífico oriental. Se presentan las capturas cerqueras para buques de clase 6 con una capacidad de acarreo >363 t (1993-2019) por tipo de lance: objeto flotante (OBJ), atunes no asociados (NOA) y delfines (DEL). Las capturas palangreras son extracciones anuales brutas mínimas reportadas que pueden haber sido estimadas usando una mezcla de diferentes métricas de peso (ver nota al pie de página en la sección 3.5).

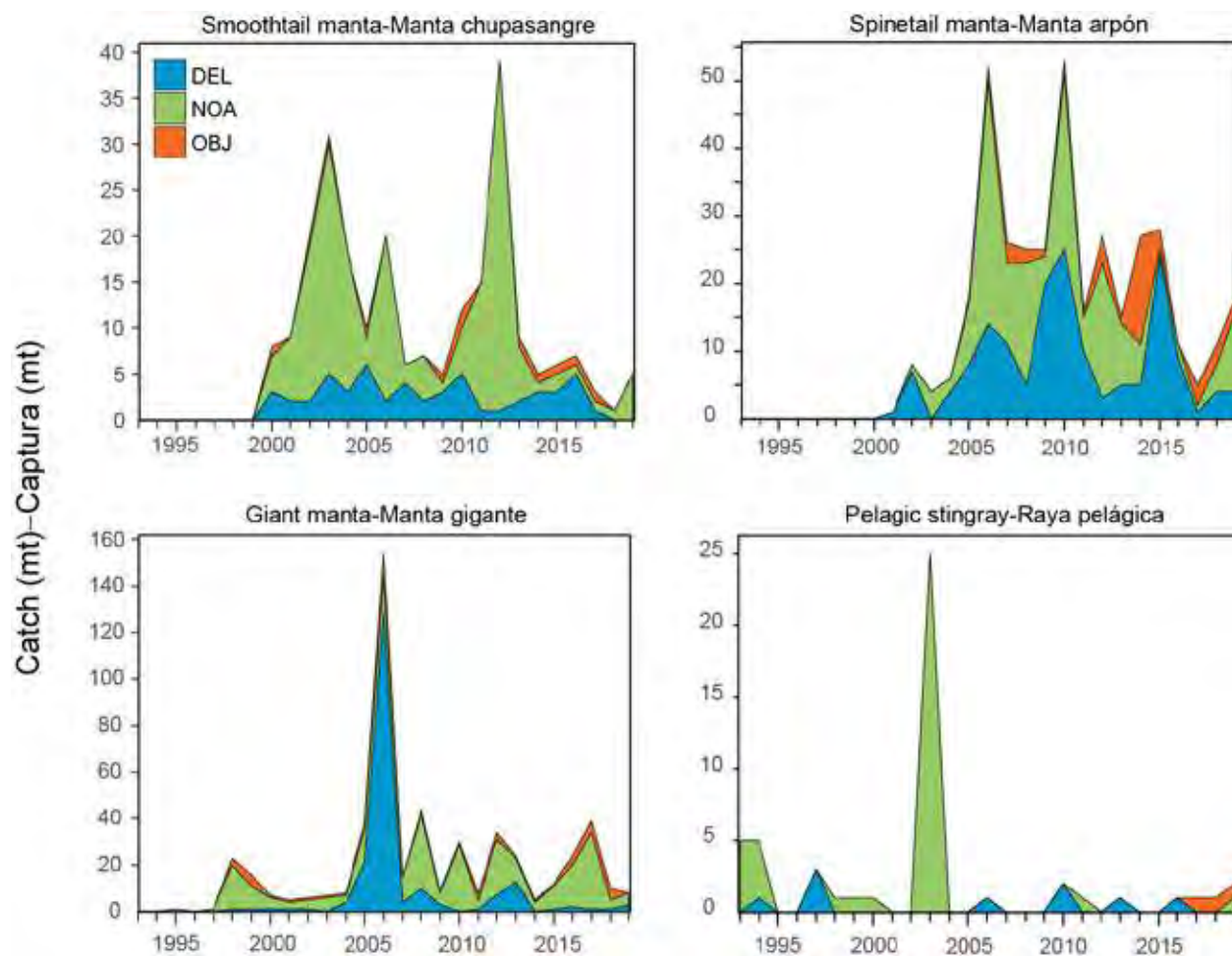


FIGURE J-4. Estimated purse-seine catches in metric tons (t) of key species of rays in the eastern Pacific Ocean. Purse seine catches are provided for size-class 6 vessels with a carrying capacity >363 t (1993–2019) by set type: floating object (OBJ), unassociated tuna schools (NOA) and dolphins (DEL).

FIGURA J-4. Capturas cerqueras estimadas en toneladas (t) de especies clave de rayas en el Océano Pacífico oriental. Se presentan las capturas cerqueras para buques de clase 6 con una capacidad de acarreo >363 t (1993-2019) por tipo de lance: objeto flotante (OBJ), atunes no asociados (NOA) y delfines (DEL).

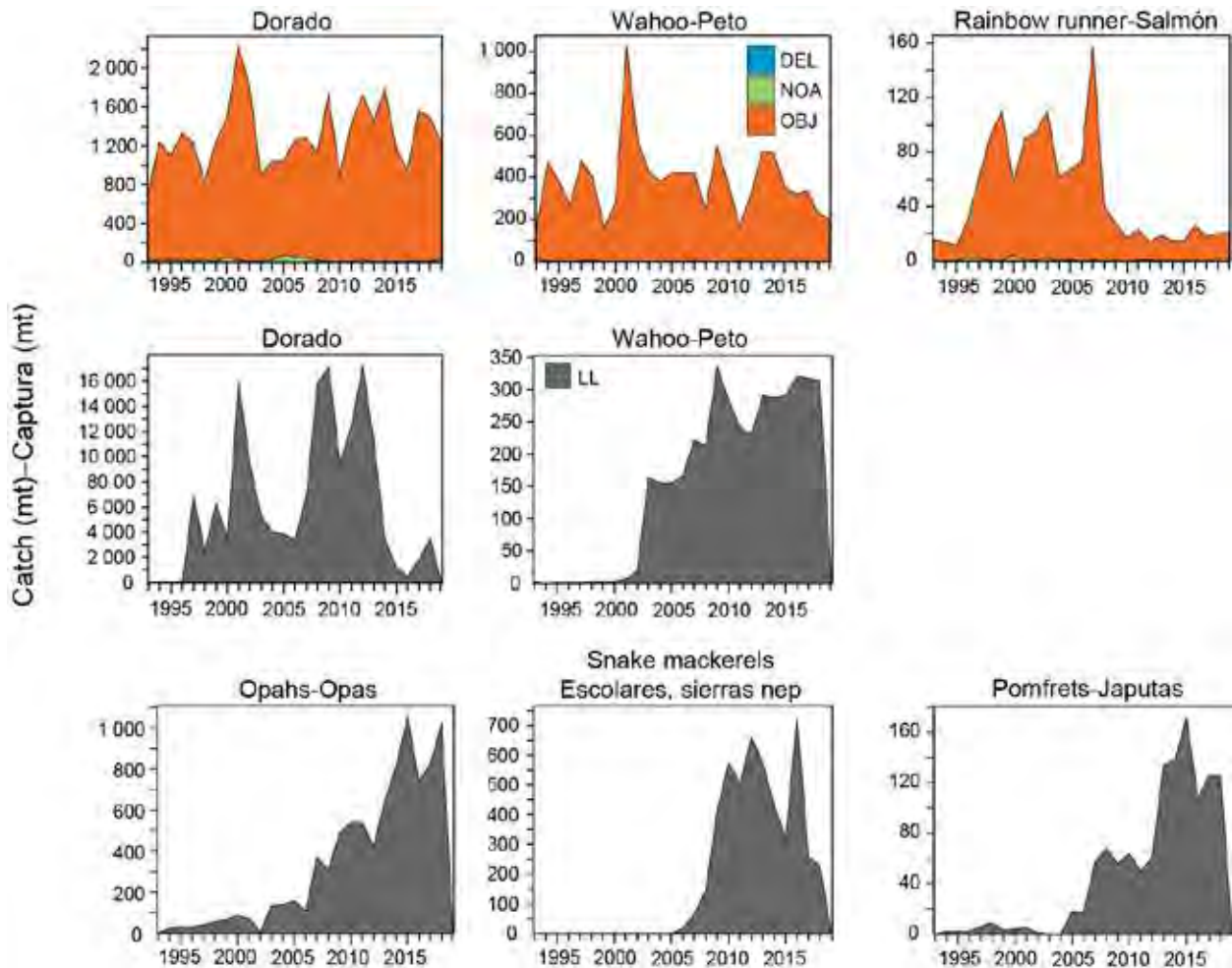


FIGURE J-5. Estimated purse-seine and longline catches in metric tons (t) of key species of large fishes in the eastern Pacific Ocean. Purse seine catches are provided for size-class 6 vessels with a carrying capacity >363 t (1993–2019) by set type: floating object (OBJ), unassociated tuna schools (NOA) and dolphins (DEL). Longline catches are minimum reported gross-annual removals.

FIGURA J-5. Capturas cerqueras y palangreras estimadas en toneladas (t) de especies clave de peces grandes en el Océano Pacífico oriental. Se presentan las capturas cerqueras para buques de clase 6 con una capacidad de acarreo >363 t (1993-2019) por tipo de lance: objeto flotante (OBJ), atunes no asociados (NOA) y delfines (DEL). Las capturas palangreras son extracciones anuales brutas mínimas reportadas.

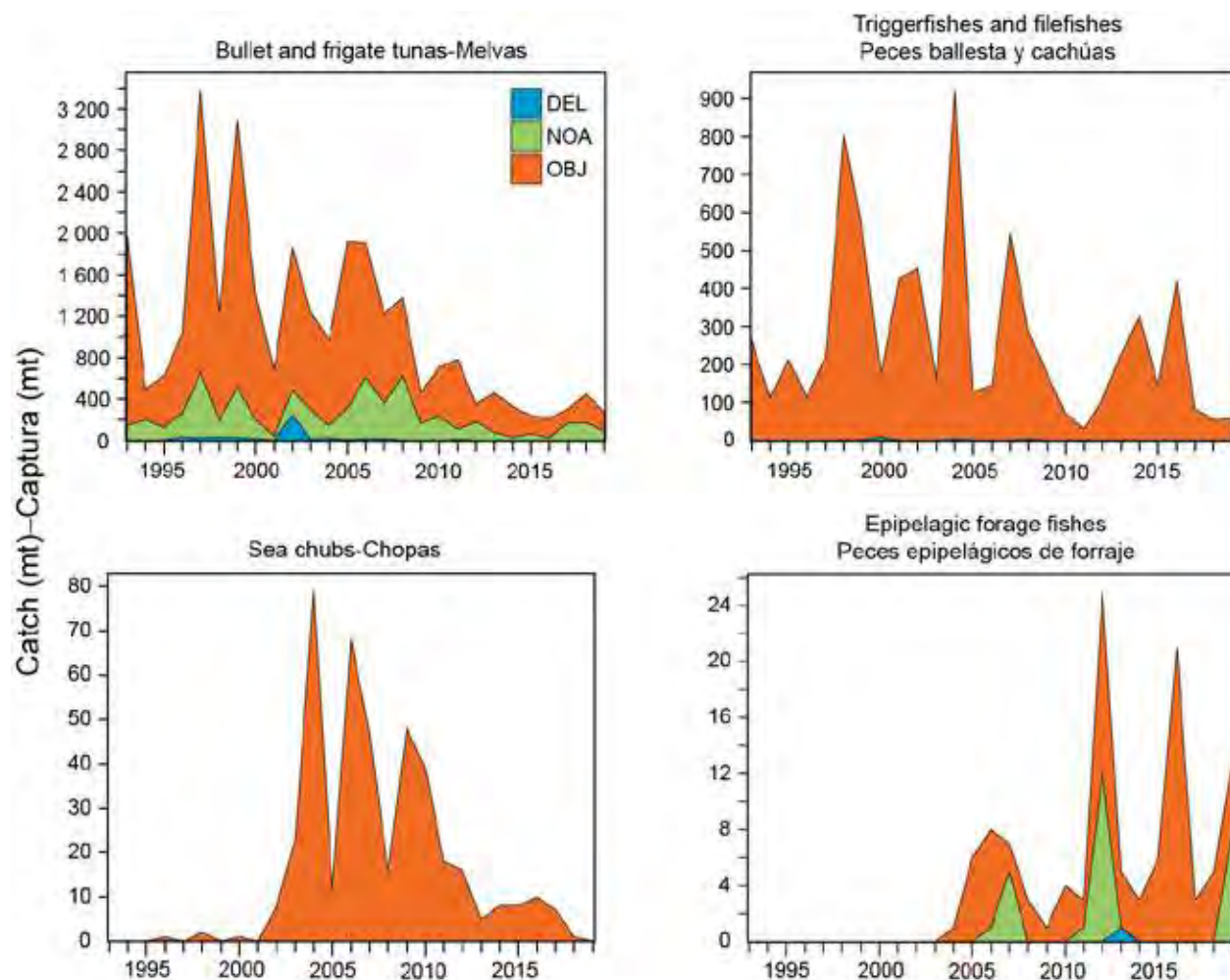


FIGURE J-6. Estimated purse-seine catches in metric tons (t) of key species of small fishes in the eastern Pacific Ocean. Purse seine catches are provided for size-class 6 vessels with a carrying capacity >363 t (1993–2019) by set type: floating object (OBJ), unassociated tuna schools (NOA) and dolphins (DEL).

FIGURA J-6. Capturas cerqueras estimadas en toneladas (t) de especies clave de peces pequeños en el Océano Pacífico oriental. Se presentan las capturas cerqueras para buques de clase 6 con una capacidad de acarreo >363 t (1993-2019) por tipo de lance: objeto flotante (OBJ), atunes no asociados (NOA) y del-fines (DEL).

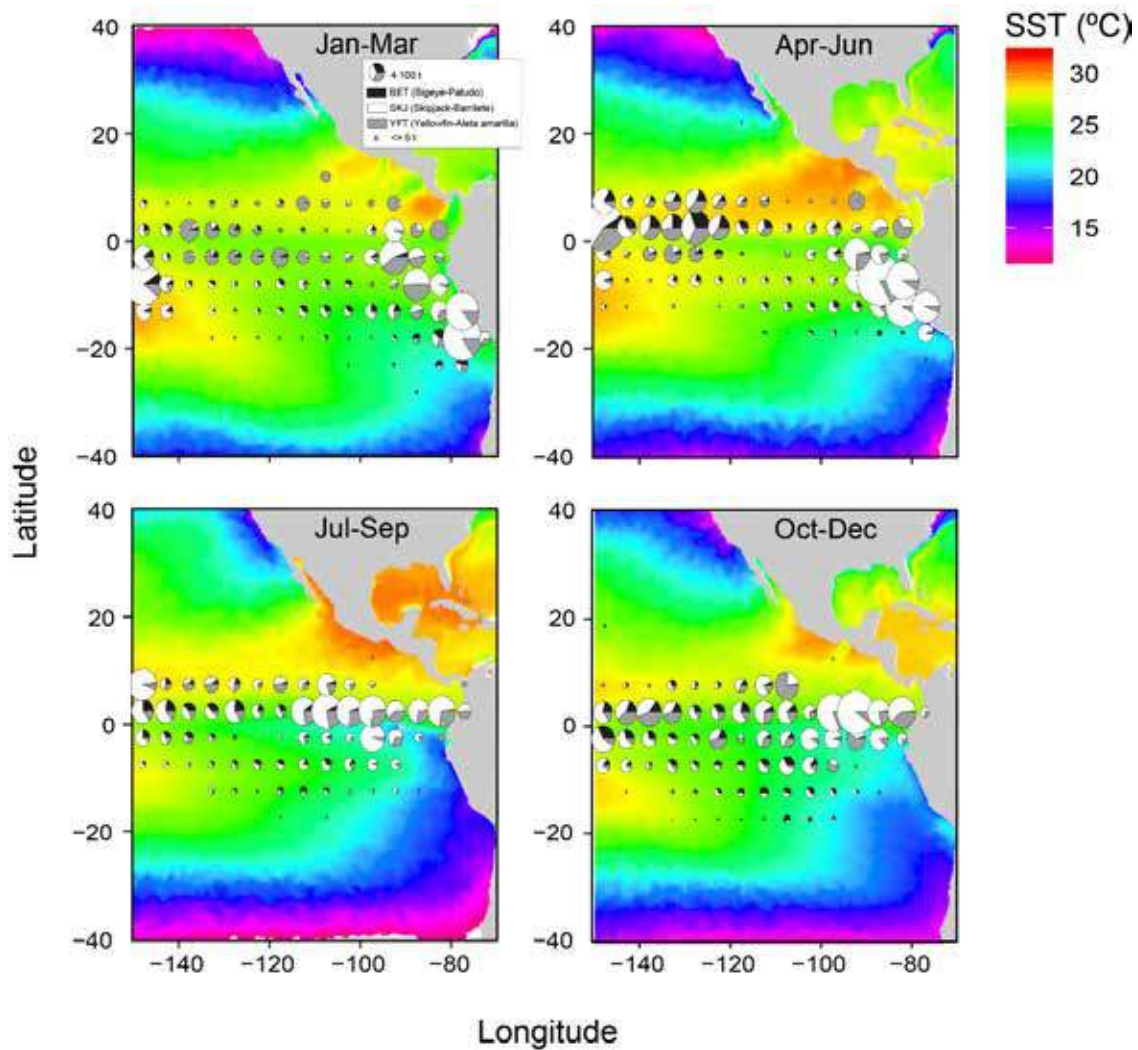


FIGURE J-10. Mean sea surface temperature (SST) for each quarter during 2019 with catches of tropical tunas overlaid. SST data obtained from NOAA NMFS SWFSC ERD on March 5, 2020, “Multi-scale Ultra-high Resolution (MUR) SST Analysis fv04.1, Global, 0.01°, 2002–present, Monthly”, <https://coastwatch.pfeg.noaa.gov/erddap/info/jplMURSST41mday/index.html>.

FIGURA J-10 Temperatura superficial del mar (TSM) promedio para cada trimestre de 2019 con las capturas de atunes tropicales superpuestas. Datos de TSM obtenidos de NOAA NMFS SWFSC ERD el 5 de marzo de 2020, “Multi-scale Ultra-high Resolution (MUR) SST Analysis fv04.1, Global, 0.01°, 2002–present, Monthly”, <https://coastwatch.pfeg.noaa.gov/erddap/info/jplMURSST41mday/index.html>.

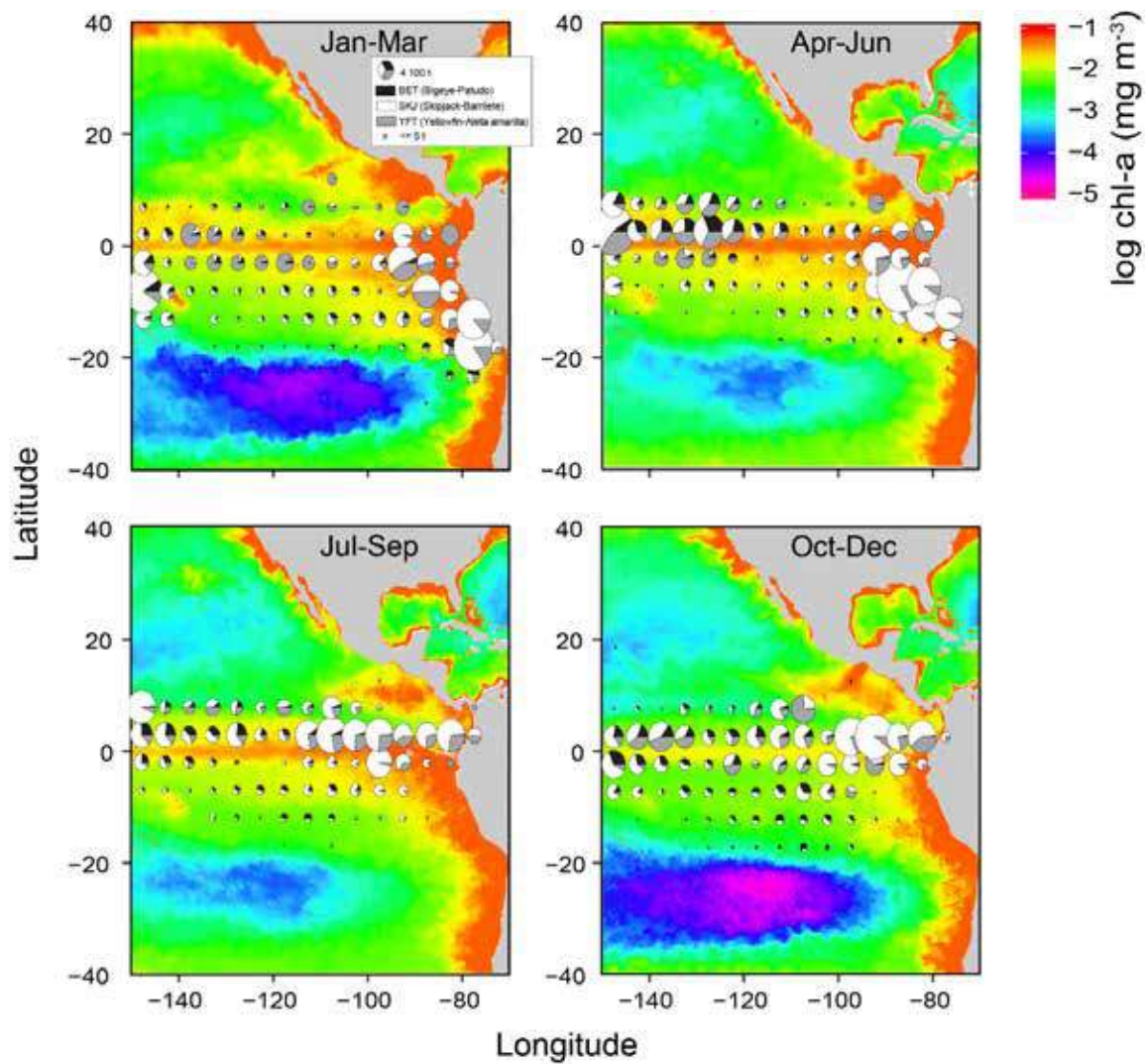


FIGURE J-11. Mean log chlorophyll-a concentration (in mg m^{-3}) for each quarter during 2019 with catches of tropical tunas overlaid. Chlorophyll data obtained from NOAA CoastWatch on February 19, 2020, “Chlorophyll, NOAA, VIIRS, Science Quality, Global, Level 3, 2012-present, Monthly”, NOAA NMFS SWFSC ERD, <https://coastwatch.pfeg.noaa.gov/erddap/info/nedisVHNSQchlaMonthly/index.html>.

FIGURA J-11. Concentración promedio de clorofila-a (en mg m^{-3}) para cada trimestre de 2019 con las capturas de atunes tropicales superpuestas. Datos de clorofila obtenidos de NOAA CoastWatch el 19 de febrero de 2020, “Chlorophyll, NOAA, VIIRS, Science Quality, Global, Level 3, 2012-present, Monthly”, NOAA NMFS SWFSC ERD, <https://coastwatch.pfeg.noaa.gov/erddap/info/nedisVHNSQchlaMonthly/index.html>.

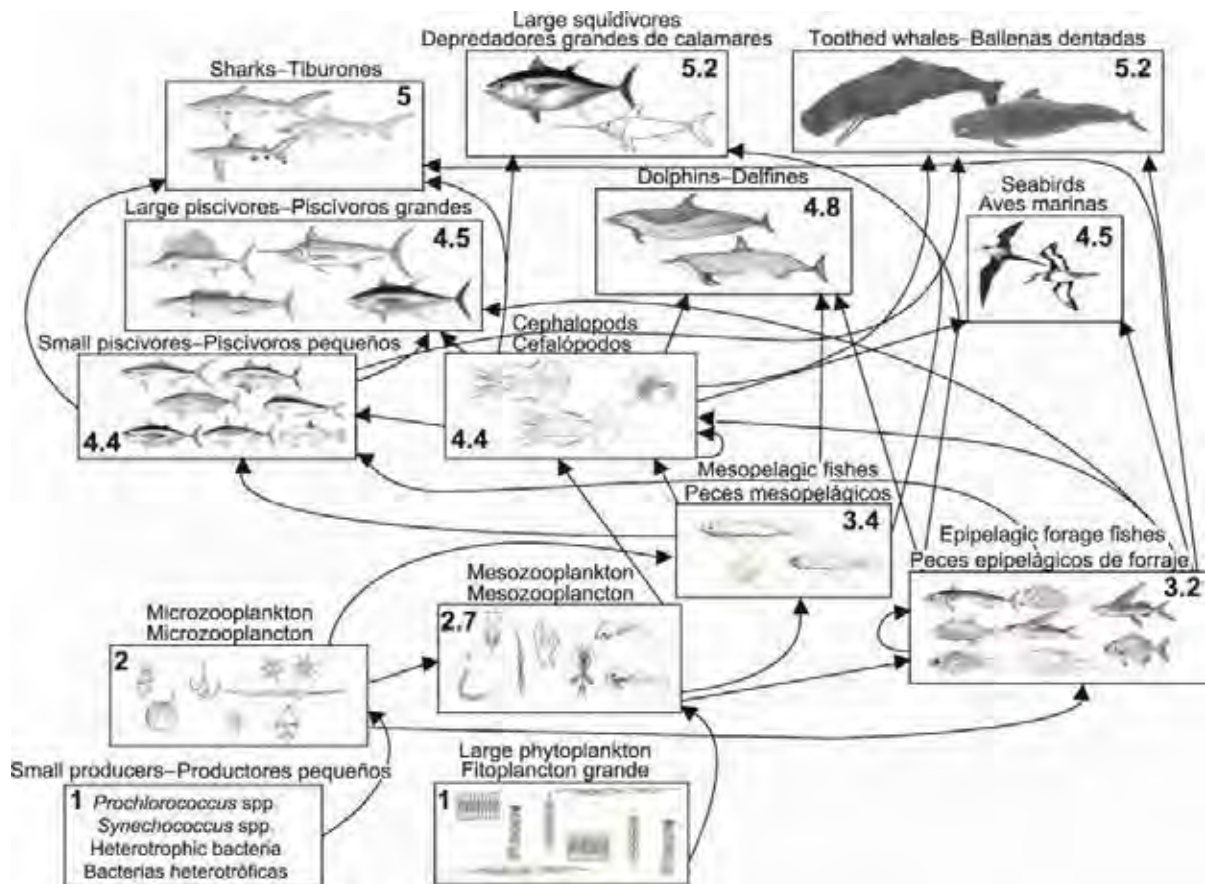


FIGURE J-12. Simplified food-web diagram of the pelagic ecosystem in the tropical EPO. The numbers inside the boxes indicate the approximate trophic level of each group.

FIGURA J-12. Diagrama simplificado de la red trófica del ecosistema pelágico en el OPO tropical. Los números en los recuadros indican el nivel trófico aproximado de cada grupo.

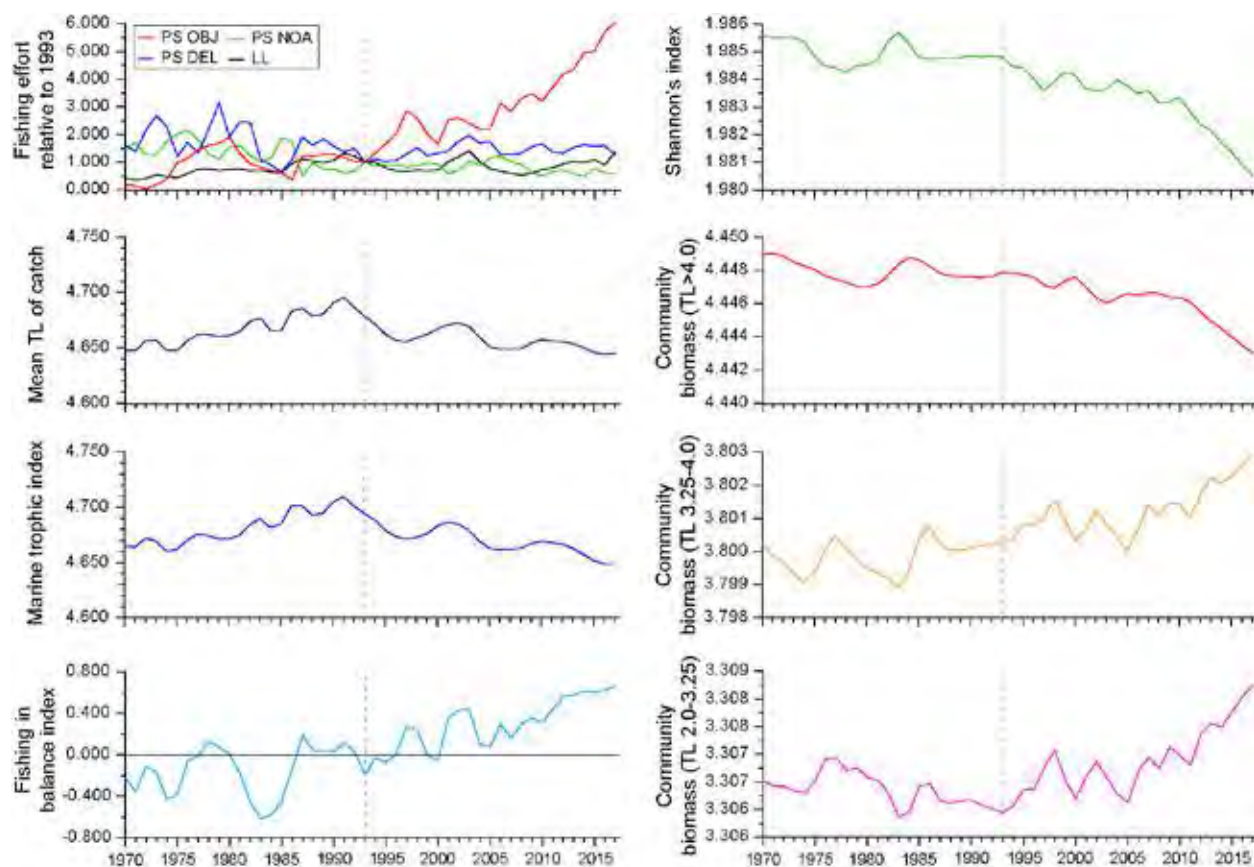


FIGURE J-13. Annual values for seven ecological indicators of changes in different components of the tropical EPO ecosystem, 1970–2017 (see Section 6 of text for details), and an index of longline (LL) and purse-seine (PS) fishing effort, by set type (dolphin (DEL), unassociated (NOA), floating object (OBJ)), relative to the model start year of 1993 (vertical dashed line), when the expansion of the purse-seine fishery on FADs began.

FIGURA J-13 Valores anuales de siete indicadores ecológicos de cambios en diferentes componentes del ecosistema tropical del OPO, 1970–2017 (ver detalles en la sección 6 del texto), y un índice de esfuerzo palangrero (LL) y cerquero (PS), por tipo de lance (delfín (DEL), no asociado (NOA), objeto flotante (OBJ)) relativo al año de inicio del modelo de 1993 (línea de trazos vertical), cuando comenzó la expansión de la pesquería cerquera sobre plantados.

Table J-1. Incidental dolphin mortalities in numbers of individuals (Num) and average weights in metric tons (t) by stock in the eastern Pacific Ocean caused by the purse-seine fishery from 1993–2019.

Tabla J-1. Mortalidades incidentales de delfines, en número de individuos (Núm.) y peso promedio en toneladas (t), por población, en el océano Pacífico oriental ocasionadas por la pesquería cerquera durante 1993-2019.

Year	<i>Stenella attenuata</i>				<i>Stenella longirostris</i>				<i>Delphinus delphis</i>						Other mam- mals	
	Offshore ¹				Spinner				Common							
	Northeast- ern		Western- southern		Eastern		Whitebelly		Northern		Central		Southern			
	Num	t	Num	t	Num	t	Num	t	Num	t	Num	t	Num	t		
1993	1,112	56	773	44	725	34	437	22	139	9	230	15	0	0	185	8
1994	847	43	1228	71	828	39	640	33	85	6	170	11	0	0	298	12
1995	952	48	859	49	654	31	445	23	9	1	192	13	0	0	163	13
1996	818	41	545	31	450	21	447	23	77	5	51	3	30	2	129	5
1997	721	37	1044	60	391	19	498	26	9	1	114	7	58	4	170	14
1998	298	15	341	20	422	20	249	13	261	17	172	11	33	2	100	8
1999	358	18	253	15	363	17	192	10	85	6	34	2	1	<1	62	4
2000	295	15	435	25	275	13	262	13	54	4	223	15	10	1	82	5
2001	592	30	315	18	470	22	374	19	94	6	205	13	46	3	44	1
2002	435	22	203	12	403	19	182	9	69	5	155	10	3	<1	49	3
2003	288	15	335	19	290	14	170	9	133	9	140	9	97	6	39	3
2004	261	13	256	15	223	11	214	11	156	10	97	6	225	15	37	1
2005	273	14	100	6	275	13	108	6	114	7	57	4	154	10	70	3
2006	147	7	135	8	160	8	144	7	129	8	86	6	40	3	45	2
2007	189	10	116	7	175	8	113	6	55	4	69	5	95	6	26	1
2008	184	9	167	10	349	17	171	9	104	7	14	1	137	9	43	3
2009	266	13	254	15	288	14	222	11	109	7	30	2	49	3	21	1
2010	170	9	135	8	510	24	92	5	124	8	116	8	8	1	15	1
2011	172	9	124	7	467	22	139	7	35	2	12	1	9	1	28	2
2012	151	8	187	11	324	15	107	6	49	3	4	<1	30	2	18	0
2013	158	8	145	8	303	14	111	6	69	5	0	0	8	1	7	1
2014	181	9	168	10	356	17	183	9	49	3	13	1	9	1	16	0
2015	191	10	158	9	196	9	139	7	43	3	21	1	12	1	5	0
2016	127	6	111	6	243	12	89	5	82	5	36	2	9	1	5	0
2017	85	4	183	11	266	13	95	5	26	2	9	1	16	1	3	0
2018	99	5	197	11	252	12	205	11	41	3	1	<1	18	1	6	0
2019	104	5	220	13	270	13	142	7	25	2	3	<1	2	<1	12	0
Total	9,474	480	8,987	517	9,928	471	6,170	317	2,225	146	2,254	148	1,099	72	1,678	91

¹Estimates for offshore spotted dolphins include mortalities of coastal spotted dolphins

Table J-2. Purse-seine a) mortalities b) interactions reported by onboard observers in numbers of turtles for size-class 6 vessels with a carrying capacity >363 t (1993–2019). Purse-seine set types: floating object (OBJ), unassociated tuna schools (NOA) and dolphins (DEL). Data for 2019 are considered preliminary.

Tabla J-2. a) Mortalidades e b) interacciones cerqueras reportadas por observadores a bordo, en número de tortugas, para buques de clase 6 con una capacidad de acarreo >363 t (1993–2019). Tipos de lances cerqueros: objeto flotante (OBJ), atunes no asociados (NOA) y delfines (DEL). Los datos de 2019 se consideran preliminares.

Year	a)			<i>Lepidochelys olivacea</i> , olive ridley			<i>Chelonia agassizii</i> , <i>C. mydas</i> , eastern Pacific green			<i>Caretta caretta</i> , loggerhead			<i>Eretmochelys imbricata</i> , hawksbill			<i>Dermochelys coriacea</i> , leatherback			Unidentified turtles		
	Purse seine			Purse seine			Purse seine			Purse seine			Purse seine			Purse seine			Purse seine		
	OBJ	NOA	DEL	OBJ	NOA	DEL	OBJ	NOA	DEL	OBJ	NOA	DEL	OBJ	NOA	DEL	OBJ	NOA	DEL	OBJ	NOA	DEL
1993	23	40	12	2	13	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	16	2
1994	50	15	10	7	9	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	34	2	7
1995	66	10	11	10	2	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	24	7	3
1996	47	6	7	11	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	30	4	2
1997	52	14	6	8	3	2	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25	15	2
1998	66	19	16	7	1	1	1	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	26	8	6
1999	81	14	8	4	2	2	1	2	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	39	4	3
2000	45	25	8	6	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	17	8	2
2001	49	9	3	5	2	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	22	14	5
2002	21	3	6	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	5	2
2003	16	4	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	2
2004	8	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	1	0
2005	7	3	3	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4	1
2006	8	4	3	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
2007	6	1	2	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	7	0	2
2008	4	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
2009	10	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	1
2010	4	3	1	0	2	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	1
2011	6	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
2012	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
2013	6	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
2014	3	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
2015	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
2016	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
2017	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2018	2	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2019	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Total	594	174	106	71	38	6	10	8	1	9	2	3	1	0	0	262	95	41			

Continued

b)	<i>Lepidochelys olivacea</i> , olive ridley			<i>Chelonia agassizii</i> , <i>Chelonia mydas</i> , eastern Pacific green			<i>Caretta caretta</i> , loggerhead			<i>Eretmochelys imbri-</i> <i>cata</i> , hawksbill			<i>Dermochelys coria-</i> <i>cea</i> , leatherback			Unidentified turtles		
	Purse seine			Purse seine			Purse seine			Purse seine			Purse seine			Purse seine		
Year	OBJ	NOA	DEL	OBJ	NOA	DEL	OBJ	NOA	DEL	OBJ	NOA	DEL	OBJ	NOA	DEL	OBJ	NOA	DEL
1993	254	338	82	59	214	10	3	26	2	1	1	2	2	-	3	65	78	35
1994	412	85	92	123	159	12	7	7	1	5	2	4	2	2	-	132	25	57
1995	487	82	83	173	223	5	9	24	3	7	2	-	-	-	-	121	46	49
1996	484	60	68	135	83	4	12	18	2	8	-	5	5	-	-	141	38	39
1997	485	179	87	164	144	14	6	14	2	4	2	-	3	1	1	160	134	44
1998	601	87	155	137	12	19	14	5	4	6	-	3	1	2	1	107	17	78
1999	926	99	131	99	15	8	8	4	2	3	5	1	-	-	-	174	24	64
2000	423	197	94	90	17	5	1	6	1	4	1	3	1	1	1	83	53	73
2001	738	126	89	137	23	8	9	1	2	4	1	3	-	-	1	189	41	95
2002	692	93	138	108	11	15	14	5	8	8	1	2	1	1	-	172	31	80
2003	741	143	165	107	25	15	14	4	6	6	1	6	-	1	1	164	40	77
2004	616	107	119	65	38	8	10	11	13	12	4	3	1	4	4	149	26	48
2005	603	412	181	102	124	21	5	15	14	2	2	9	1	1	3	100	70	72
2006	587	333	137	104	119	23	38	19	14	12	11	4	1	3	2	183	64	77
2007	453	492	139	83	55	30	56	38	12	9	3	2	3	2	2	129	240	188
2008	405	29	145	54	20	12	46	5	6	7	-	11	2	3	2	183	18	107
2009	472	30	108	56	12	18	31	5	20	8	-	6	1	-	2	151	15	94
2010	417	121	211	68	16	23	34	24	22	10	-	3	3	-	-	119	23	185
2011	497	96	113	70	88	25	29	45	16	5	5	4	1	1	1	125	30	63
2012	389	53	87	77	38	5	20	19	17	5	-	2	1	1	-	95	19	40
2013	409	21	66	58	13	7	24	9	8	7	-	2	1	2	2	181	14	49
2014	307	19	83	69	16	10	26	1	4	7	1	1	7	1	2	135	24	53
2015	201	49	76	55	12	21	28	6	13	3	1	2	4	2	-	182	113	42
2016	367	49	113	82	34	17	19	21	9	15	3	5	2	1	-	339	62	117
2017	291	25	71	50	22	34	33	22	7	9	3	4	2	1	1	280	43	83
2018	169	5	147	58	25	96	19	8	4	8	2	1	3	1	1	177	22	169
2019	210	30	128	87	13	10	15	46	9	7	2	-	-	-	-	221	153	58
Total	12,636	3,360	3,108	2,470	1,571	475	530	408	221	182	53	88	48	31	30	4,257	1,463	2,136

Table J-3. Estimated purse-seine catches by set type in metric tons (t) of sharks for size-class 6 vessels with a carrying capacity >363 t (1993–2019) and minimum reported longline (LL) catches of sharks (gross-annual removals in t) (1993–2018, *data not available). Purse-seine set types: floating object (OBJ), unassociated tuna schools (NOA) and dolphins (DEL). Species highlighted bold are discussed in main text. Data for 2019 are considered preliminary. “Other sharks” include whale shark (*Rhincodon typus*), basking shark (*Cetorhinus maximus*) and unidentified sharks (Euselachii).

Tabla J-3. Capturas cerqueras estimadas de tiburones, por tipo de lance, en toneladas (t) para buques de clase 6 con una capacidad de acarreo >363 t (1993–2019) y capturas palangreras (LL) mínimas reportadas de tiburones (extracciones anuales brutas en t) (1993-2018, *datos no disponibles). Tipos de lances cerqueros: objeto flotante (OBJ), atunes no asociados (NOA) y delfines (DEL). Las especies en negritas se discuten en el texto principal. Los datos de 2019 se consideran preliminares. “Otros tiburones” incluyen el tiburón ballena (*Rhincodon typus*), el tiburón peregrino (*Cetorhinus maximus*) y tiburones (Euselachii) no identificados.

Year	Carcharhinidae															
	<i>Carcharhinus falciformis</i> , silky shark				<i>Carcharhinus longimanus</i> , oceanic whitetip				<i>Prionace glauca</i> , blue shark				Other Carcharhinidae, requiem sharks			
	Purse seine				Purse seine				Purse seine				Purse seine			
	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL
1993	447	360	51	-	44	18	9	-	<1	2	<1	360	2	5	3	-
1994	439	244	38	-	119	9	4	-	<1	1	<1	209	24	14	5	-
1995	471	120	162	-	200	36	18	-	<1	5	<1	280	4	2	11	-
1996	442	107	47	-	209	5	12	-	2	<1	<1	606	12	<1	7	-
1997	843	188	42	-	236	11	6	-	2	<1	<1	425	18	3	5	-
1998	710	59	171	-	211	7	5	-	1	<1	<1	1,164	4	<1	<1	-
1999	460	100	74	-	163	7	2	-	<1	<1	<1	2,185	9	<1	<1	-
2000	308	97	30	-	98	9	2	-	<1	<1	<1	2,112	5	<1	<1	-
2001	399	76	53	-	96	<1	<1	-	4	<1	<1	2,304	9	<1	-	-
2002	291	142	35	-	31	6	<1	<1	1	<1	<1	2,356	4	17	<1	-
2003	320	102	59	-	19	<1	<1	-	<1	<1	<1	2,054	7	6	<1	-
2004	247	68	76	-	9	<1	<1	<1	<1	<1	-	2,325	5	3	<1	-
2005	322	41	51	-	2	-	<1	-	<1	<1	-	2,825	4	2	3	-
2006	361	46	27	13,053	5	<1	<1	46	<1	1	<1	1,341	13	3	8	280
2007	316	156	41	12,771	2	-	<1	136	<1	1	-	3,169	8	24	11	419
2008	577	27	25	11,205	2	-	<1	55	<1	1	<1	6,838	11	<1	1	741
2009	339	31	33	14,042	4	<1	<1	294	<1	<1	<1	6,678	29	4	20	431
2010	347	66	70	12,510	2	-	<1	94	<1	1	1	10,130	17	10	21	4,259
2011	266	26	55	12,866	2	-	<1	63	<1	<1	1	13,863	20	6	4	4,730
2012	200	33	52	10,585	<1	<1	-	1	<1	2	<1	12,565	8	<1	1	4,082
2013	212	55	38	14,762	<1	<1	-	5	<1	<1	1	12,237	12	2	3	753
2014	422	68	45	5,511	2	-	-	25	1	<1	<1	10,728	13	<1	5	1,515
2015	540	133	48	5,690	3	<1	<1	647	<1	<1	<1	13,194	31	7	2	1,901
2016	488	36	63	9,610	5	<1	<1	755	<1	2	1	12,381	35	<1	3	2,755
2017	665	12	21	15,893	4	<1	<1	3	<1	<1	-	10,931	54	<1	2	2,562
2018	398	12	16	15,072	3	-	<1	19	<1	<1	<1	12,064	28	3	1	1,360
2019	392	13	25	*	5	<1	<1	*	<1	<1	<1	*	26	4	6	*
Total	11,224	2,420	1,448	153,569	1,478	111	64	2,143	18	23	9	145,326	411	123	126	25,789

Continued

Year	Sphyrnidae															
	<i>Sphyrna zygaena</i> , smooth hammerhead				<i>Sphyrna lewini</i> , scalloped hammerhead				<i>Sphyrna mokarran</i> , great hammerhead				<i>Sphyrna</i> spp., hammerheads, nei			
	Purse seine				Purse seine				Purse seine				Purse seine			
	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL
1993	-	<1	-	-	<1	1	-	-	<1	-	-	-	41	17	8	-
1994	1	2	<1	-	<1	4	<1	-	-	-	-	-	102	24	2	-
1995	2	2	-	-	<1	<1	<1	-	<1	-	-	-	71	15	4	-
1996	4	2	-	-	1	<1	-	-	<1	-	-	-	87	39	5	-
1997	21	2	<1	-	10	3	<1	-	1	<1	<1	-	63	10	3	-
1998	18	5	1	-	8	9	<1	-	3	<1	3	-	37	12	5	-
1999	21	3	<1	-	16	3	1	-	1	<1	<1	-	18	5	3	-
2000	11	4	<1	-	7	15	1	-	7	<1	<1	-	7	2	7	-
2001	24	1	<1	-	12	1	<1	-	5	-	<1	-	23	<1	1	-
2002	24	3	1	-	47	<1	1	-	7	-	<1	-	46	4	2	-
2003	49	6	1	-	38	3	3	-	13	<1	<1	-	52	3	2	-
2004	51	11	3	-	25	3	2	-	3	<1	<1	-	60	2	<1	-
2005	34	2	<1	-	25	10	3	-	2	-	<1	-	19	<1	<1	<1
2006	33	6	2	58	19	3	1	-	1	<1	<1	-	3	<1	<1	5
2007	27	5	<1	200	12	3	1	<1	-	<1	<1	-	1	1	<1	43
2008	16	<1	<1	381	16	11	<1	64	<1	-	<1	-	6	<1	1	42
2009	22	<1	<1	423	13	2	1	50	<1	-	-	-	5	1	<1	22
2010	28	1	2	508	13	1	1	143	<1	-	<1	-	3	<1	<1	118
2011	49	2	2	443	13	6	2	191	3	<1	<1	-	12	<1	1	131
2012	32	2	<1	118	9	4	<1	89	<1	<1	<1	-	5	2	1	130
2013	47	2	<1	311	22	2	<1	87	<1	<1	<1	-	9	1	<1	296
2014	35	<1	<1	593	23	2	<1	5	1	<1	<1	-	14	<1	<1	208
2015	32	1	<1	1,961	9	<1	<1	11	<1	<1	-	-	9	<1	<1	392
2016	24	1	<1	4,052	12	1	<1	6	5	<1	-	-	11	1	<1	338
2017	11	<1	<1	3,495	8	3	<1	83	<1	<1	<1	-	6	<1	<1	197
2018	11	<1	<1	851	7	<1	<1	<1	<1	-	-	-	6	<1	<1	173
2019	17	<1	<1	*	11	2	<1	*	1	-	<1	*	5	<1	<1	*
Total	645	68	21	13,394	379	96	25	731	59	4	5	-	719	146	52	2,096

Continued

	<i>Alopias pelagicus</i> , pelagic thresher				<i>Alopias superciliosus</i> , bigeye thresher				<i>Alopias vulpinus</i> , thresher shark				<i>Alopias</i> spp., thresher shark, nei			
Year	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL
1993	-	2	<1	-	<1	2	3	-	-	<1	-	-	2	7	1	14
1994	-	<1	<1	-	-	6	<1	-	-	3	<1	-	<1	11	3	87
1995	<1	<1	<1	-	<1	2	<1	-	<1	1	1	-	1	6	3	200
1996	-	1	-	-	<1	1	<1	-	<1	<1	<1	-	<1	2	4	28
1997	<1	<1	-	-	<1	1	<1	-	<1	<1	<1	-	<1	4	<1	5
1998	<1	2	<1	-	<1	4	1	-	<1	2	<1	-	<1	5	3	5
1999	<1	4	2	-	<1	1	6	-	<1	<1	<1	-	<1	3	2	5
2000	<1	<1	<1	-	<1	8	1	-	<1	<1	<1	-	<1	<1	6	64
2001	<1	<1	<1	-	<1	4	2	-	<1	<1	<1	-	<1	4	1	172
2002	<1	<1	<1	-	2	8	1	-	<1	2	<1	-	<1	6	4	88
2003	1	5	3	-	<1	8	6	-	<1	<1	<1	-	<1	4	3	134
2004	6	3	2	-	<1	16	1	-	<1	2	<1	-	<1	4	2	43
2005	1	3	2	-	<1	6	3	-	<1	1	2	-	<1	<1	<1	12
2006	2	23	2	-	<1	22	3	187	<1	7	<1	60	<1	3	<1	8
2007	3	3	6	1,133	2	3	3	115	<1	<1	<1	35	<1	1	1	15
2008	1	3	3	4,323	<1	3	3	240	<1	2	<1	38	<1	1	2	17
2009	<1	<1	1	4,909	<1	<1	2	343	<1	<1	<1	76	<1	<1	1	4
2010	<1	<1	3	7,828	<1	<1	2	373	1	<1	<1	34	<1	<1	1	389
2011	<1	2	2	7,302	<1	2	2	458	<1	<1	<1	61	<1	1	<1	430
2012	<1	1	2	7	<1	1	2	326	<1	<1	<1	86	<1	1	<1	526
2013	<1	<1	3	46	<1	<1	2	543	<1	<1	<1	49	<1	<1	1	109
2014	<1	1	2	36	<1	3	2	636	<1	<1	<1	-	<1	<1	<1	850
2015	<1	2	1	463	<1	1	<1	859	<1	-	<1	11	<1	<1	<1	283
2016	<1	2	3	1,045	<1	<1	4	944	<1	1	<1	547	<1	<1	1	96
2017	<1	<1	<1	582	<1	<1	<1	1,148	-	<1	<1	1,677	<1	<1	<1	153
2018	<1	2	<1	464	<1	<1	<1	32	<1	<1	<1	1,683	<1	<1	<1	39
2019	<1	<1	<1	*	<1	<1	<1	*	-	-	<1	*	<1	<1	<1	*
Total	22	65	43	28,138	17	108	53	6,203	5	28	12	4,357	14	69	45	3,775

Continued

Year	Lamnidae								Triakidae				Other sharks				All sharks			
	Isurus spp., mako sharks				Lamnidae spp., mackerel sharks, porbeagles nei				Triakidae spp., houndsharks, nei											
	Purse seine				Purse seine				Purse seine				Purse seine				Purse seine			
OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	
1993	<1	2	<1	383	-	-	-	-	-	-	-	-	84	19	14	271	623	437	90	1,028
1994	2	<1	<1	156	-	-	-	-	-	-	-	-	69	47	7	782	759	367	62	1,234
1995	2	<1	<1	216	-	-	-	-	-	-	-	-	103	29	13	226	856	220	213	922
1996	1	<1	<1	318	-	-	-	-	-	-	-	-	69	41	34	168	830	202	110	1,120
1997	2	1	-	361	-	-	-	-	-	-	-	-	88	4	2	166	1,287	230	62	956
1998	1	<1	<1	693	-	-	-	-	-	-	-	-	90	10	6	237	1,085	116	198	2,099
1999	<1	<1	<1	460	-	-	-	-	-	-	-	-	50	12	4	3,347	739	140	97	5,997
2000	2	<1	-	502	-	-	-	-	-	-	-	-	21	67	178	5,740	466	207	227	8,418
2001	2	<1	<1	1,168	-	-	-	-	-	-	-	-	29	4	2	8,896	605	94	62	12,540
2002	4	<1	<1	1,131	-	-	-	-	-	-	-	1,484	40	11	3	7,339	497	201	51	12,398
2003	2	<1	<1	1,156	-	-	-	-	-	-	-	1,287	12	37	4	9,866	516	177	83	14,498
2004	1	<1	<1	1,374	-	-	-	-	-	-	-	846	36	10	5	6,684	446	125	95	11,273
2005	1	2	<1	1,367	-	-	-	-	-	-	-	838	5	1	1	7,075	417	71	67	12,117
2006	2	4	<1	95	-	-	-	2	-	-	-	674	8	<1	<1	4,770	449	118	46	20,579
2007	2	2	-	181	-	-	-	1	-	-	-	996	5	3	1	5,786	380	203	67	25,000
2008	<1	2	<1	707	-	-	-	1	-	-	-	1,398	12	<1	2	4,091	644	52	40	30,141
2009	1	<1	<1	534	-	-	-	7	-	-	-	695	19	3	1	2,478	434	46	63	30,988
2010	3	<1	<1	1,901	-	-	-	<1	-	-	-	<1	17	4	2	2,246	433	87	104	40,533
2011	3	2	<1	2,802	-	-	-	26	-	-	-	7	30	<1	<1	2,074	401	51	72	45,449
2012	2	2	<1	2,120	-	-	-	12	-	-	-	-	10	<1	<1	1,242	272	50	62	31,889
2013	1	<1	<1	2,121	-	-	-	44	-	-	-	211	45	2	<1	1,517	351	67	49	33,090
2014	2	<1	<1	2,775	-	-	-	51	-	-	-	4,067	24	<1	<1	2,075	540	78	56	29,076
2015	<1	<1	<1	3,118	-	-	-	79	-	-	-	621	18	3	3	10,593	645	151	58	39,821
2016	1	<1	<1	2,475	-	-	-	91	-	-	-	538	19	3	<1	2,245	602	50	78	37,877
2017	<1	<1	-	3,107	-	-	-	95	-	-	-	986	16	1	<1	1,263	766	21	27	42,174
2018	2	<1	<1	2,882	-	-	-	86	-	-	-	729	5	<1	<1	1,157	460	21	20	36,612
2019	<1	<1	<1	*	-	-	-	*	-	-	-	*	6	<1	<1	*	465	23	34	*
Total	44	26	4	34,103	-	-	-	496	-	-	-	15,378	931	316	287	92,333	15,965	3,603	2,194	527,829

Table J-4. Estimated purse-seine catches by set type in metric tons (t) of rays for size-class 6 vessels with a carrying capacity >363 t (1993–2019) and minimum reported longline (LL) catches of rays (gross-annual removals in t) (1993–2018, *data not available). Purse-seine set types: floating object (OBJ), unassociated tuna schools (NOA) and dolphins (DEL). Species highlighted bold are discussed in main text. Data for 2019 are considered preliminary. “Other rays” include Chilean torpedo (*Torpedo tremens*), Pacific cownose (*Rhinoptera steindachneri*), and unidentified eagle rays (Myliobatidae).

Tabla J-4. Capturas cerqueras estimadas de rayas, por tipo de lance, en toneladas (t) para buques de clase 6 con una capacidad de acarreo >363 t (1993–2019) y capturas palangreras (LL) mínimas reportadas de rayas (extracciones anuales brutas en t) (1993-2018, *datos no disponibles). Tipos de lances cerqueros: objeto flotante (OBJ), atunes no asociados (NOA) y delfines (DEL). Las especies en negritas se discuten en el texto principal. Los datos de 2019 se consideran preliminares. “Otras rayas” incluyen la raya temblara (*Torpedo tremens*), raya gavián dorado (*Rhinoptera steindachneri*), y águilas de mar (Myliobatidae) no identificadas.

Year	Mobulidae																			
	<i>Mobula thurstoni</i> , smoothtail manta				<i>Mobula mobular</i> , spinetail manta				<i>Mobula munkiana</i> , munk's devil ray				<i>Mobula tarapacana</i> , chilean devil ray				<i>Mobula birostris</i> , giant manta			
	Purse seine				Purse seine				Purse seine				Purse seine				Purse seine			
	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL
1993	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1994	-	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<1	-	-	-
1995	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<1	-	-
1996	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1997	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<1	-	-
1998	-	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	19	<1	-
1999	-	<1	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	10	<1	-
2000	1	4	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<1	5	<1	-
2001	<1	7	2	-	<1	<1	1	-	-	-	<1	-	<1	-	-	-	1	3	<1	-
2002	<1	17	2	-	<1	<1	7	-	<1	<1	<1	-	<1	1	<1	-	1	4	1	-
2003	<1	25	5	-	<1	4	<1	-	<1	<1	<1	-	-	-	<1	-	<1	6	<1	-
2004	<1	15	3	-	<1	2	4	-	-	<1	<1	-	<1	2	<1	-	1	3	4	-
2005	<1	3	6	-	1	9	8	-	-	<1	<1	-	<1	4	7	-	3	14	21	-
2006	<1	18	2	-	2	36	14	-	-	2	<1	-	<1	6	3	-	10	16	128	-
2007	<1	2	4	-	3	12	11	-	<1	<1	<1	-	2	4	2	-	<1	11	4	-
2008	<1	5	2	-	2	18	5	-	<1	3	<1	-	<1	24	3	-	2	32	10	-
2009	<1	1	3	-	1	4	20	-	<1	1	<1	6	<1	<1	8	-	<1	5	3	-
2010	2	5	5	-	2	26	25	-	<1	1	<1	118	<1	1	8	-	1	29	<1	-
2011	<1	14	<1	-	1	5	10	-	<1	1	<1	-	<1	3	7	-	3	4	<1	-
2012	<1	38	1	-	4	20	3	-	<1	1	<1	-	<1	7	1	-	3	24	7	-
2013	<1	6	2	-	1	9	5	-	<1	1	<1	-	<1	3	1	-	<1	10	13	-
2014	<1	<1	3	-	16	6	5	-	<1	<1	<1	-	<1	<1	<1	-	<1	4	-	-
2015	<1	2	3	-	3	1	24	-	<1	<1	1	-	1	2	6	-	<1	10	<1	-
2016	<1	<1	5	-	<1	2	9	-	<1	2	2	-	1	2	2	-	4	18	2	-
2017	<1	<1	1	-	3	1	1	-	<1	<1	<1	-	<1	-	<1	-	5	33	<1	-
2018	<1	1	<1	-	3	4	4	-	<1	-	<1	-	1	<1	<1	-	5	4	<1	-
2019	<1	5	<1	-	2	12	4	-	<1	-	<1	-	3	<1	1	-	<1	5	3	-
Total	11	172	53	-	45	170	160	-	2	15	9	124	16	64	53	-	51	272	201	-

Continued

Year	Mobulidae				Dasyatidae								Other rays				All rays			
	Mobulidae spp., mobulid rays, nei				Pteroplatytrygon violacea, pelagic stingray				Dasyatidae spp., stingrays, nei											
	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL
1993	9	213	27	-	<1	5	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9	219	27	-
1994	3	73	19	-	<1	4	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	77	20	-
1995	3	29	30	-	<1	<1	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	30	30	-
1996	4	73	16	-	<1	<1	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	74	16	-
1997	5	41	17	-	<1	<1	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	42	20	-
1998	5	228	18	-	<1	<1	<1	-	-	3	-	-	<1	<1	-	-	7	251	20	-
1999	8	84	16	-	<1	1	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	13	96	17	-
2000	2	94	23	-	<1	<1	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	104	27	-
2001	3	20	23	-	<1	<1	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	30	27	-
2002	2	69	37	-	<1	<1	<1	-	<1	-	-	-	-	-	-	-	6	92	48	-
2003	9	61	37	-	<1	25	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11	121	44	-
2004	4	46	19	-	<1	<1	<1	-	<1	5	<1	-	-	-	-	-	6	75	31	-
2005	2	19	11	-	<1	<1	<1	-	<1	<1	<1	-	-	31	-	-	8	80	53	-
2006	3	23	14	-	<1	<1	<1	-	<1	12	<1	-	-	-	3	-	16	115	166	-
2007	2	12	12	-	<1	<1	<1	-	<1	3	<1	2	-	<1	-	-	8	44	35	2
2008	3	10	5	-	<1	<1	<1	-	<1	<1	<1	2	-	-	-	-	8	93	27	2
2009	2	7	15	-	<1	<1	<1	-	<1	<1	1	8	-	-	-	-	6	19	50	13
2010	7	20	17	-	<1	<1	2	-	<1	-	<1	3	-	20	-	-	13	103	58	121
2011	1	11	5	-	<1	<1	<1	-	<1	<1	<1	<1	-	<1	-	-	7	40	25	<1
2012	1	10	3	-	<1	<1	<1	-	<1	<1	<1	-	<1	<1	<1	-	9	100	16	-
2013	<1	6	6	-	<1	<1	<1	-	<1	<1	<1	-	-	-	1	-	5	36	28	-
2014	1	4	1	-	<1	<1	<1	-	<1	<1	<1	-	-	-	-	-	20	17	11	-
2015	1	4	9	-	<1	<1	<1	-	<1	<1	1	1	-	-	-	-	7	20	46	1
2016	3	12	11	-	<1	<1	<1	-	<1	-	<1	-	-	-	-	-	10	37	32	-
2017	7	20	6	-	<1	<1	<1	-	<1	<1	<1	-	-	-	<1	-	18	56	11	-
2018	6	5	6	-	<1	<1	<1	-	<1	<1	<1	-	-	-	-	-	17	15	12	-
2019	4	16	8	-	<1	<1	<1	-	<1	<1	<1	-	-	<1	<1	-	11	40	18	-
Total	100	1,210	411	-	9	41	16	-	3	27	6	16	0	52	5	-	238	2,024	914	140

Table J-5. Estimated purse-seine catches by set type in metric tons (t) of large fishes for size-class 6 vessels with a carrying capacity >363 t (1993–2019) and minimum reported longline (LL) catches of large fishes (gross-annual removals in t) (1993–2018, *data not available). Purse-seine set types: floating object (OBJ), unassociated tuna schools (NOA) and dolphins (DEL). Species highlighted bold are discussed in main text. Data for 2019 are considered preliminary. “Other large fishes” include unidentified mackerels (Scombridae), luvar (*Luvarus imperialis*), and large fishes nei (not elsewhere identified).

Tabla J-5. Capturas cerqueras estimadas de peces grandes, por tipo de lance, en toneladas (t) para buques de clase 6 con una capacidad de acarreo >363 t (1993–2019) y capturas palangreras (LL) mínimas reportadas de peces grandes (extracciones anuales brutas en t) (1993-2018, *datos no disponibles). Tipos de lances cerqueros: objeto flotante (OBJ), atunes no asociados (NOA) y delfines (DEL). Las especies en negritas se discuten en el texto principal. Los datos de 2019 se consideran preliminares. “Otros peces grandes” incluyen caballas (Scombridae) no identificadas, pez emperador (*Luvarus imperialis*), y peces grandes nep (no identificados en otra parte).

Year	Coryphaenidae				Scombridae				Carangidae											
	Coryphaenidae spp., dorado				Acanthocybium solandri, wahoo				Elagatis bipinnulata, rainbow runner				Seriola spp., amberjacks, nei				Caranx spp., jacks, crevalles, nei			
	Purse seine				Purse seine				Purse seine				Purse seine				Purse seine			
	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL
1993	702	14	<1	17	152	11	<1	2	16	<1	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1994	1,221	20	<1	46	472	1	1	<1	14	<1	<1	-	<1	-	-	-	-	-	-	-
1995	1,071	22	3	39	379	<1	<1	1	11	<1	<1	-	<1	<1	-	-	-	-	-	-
1996	1,312	18	<1	43	271	<1	<1	1	28	3	<1	-	4	-	-	-	-	-	-	-
1997	1,225	12	<1	6,866	475	3	1	<1	60	2	<1	-	1	-	-	-	<1	-	-	-
1998	816	18	<1	2,528	396	<1	4	2	93	<1	<1	-	4	-	-	-	<1	-	-	-
1999	1,238	4	<1	6,283	161	<1	<1	2	110	<1	<1	-	<1	-	-	-	<1	-	-	-
2000	1,437	51	2	3,537	277	2	<1	2	53	5	<1	-	<1	-	-	-	<1	-	-	-
2001	2,202	17	3	15,942	1,023	2	<1	6	90	<1	<1	-	1	-	-	-	<1	-	-	-
2002	1,815	8	<1	9,464	571	<1	<1	18	94	1	<1	-	<1	<1	-	-	<1	-	-	-
2003	894	11	1	5,301	428	<1	<1	164	108	2	-	-	1	<1	-	-	<1	-	-	-
2004	1,018	17	1	3,986	380	<1	<1	155	62	<1	-	-	56	9	<1	1	2	<1	-	-
2005	972	75	1	3,854	420	<1	<1	155	66	<1	<1	-	26	2	<1	-	2	1	-	-
2006	1,197	58	<1	3,408	424	1	<1	167	73	<1	<1	-	53	8	<1	-	10	220	<1	-
2007	1,235	47	1	6,907	421	2	<1	221	157	<1	-	-	18	80	<1	-	1	11	-	-
2008	1,112	17	2	15,845	249	1	<1	213	40	<1	<1	-	27	<1	-	-	17	18	-	-
2009	1,722	7	<1	17,136	547	<1	<1	336	28	<1	<1	-	13	<1	-	-	11	8	-	-
2010	912	3	<1	9,484	373	1	<1	284	17	<1	<1	-	3	23	-	-	1	48	-	-
2011	1,410	7	<1	12,438	169	2	<1	242	22	<1	-	-	7	33	-	<1	4	14	-	1
2012	1,705	18	<1	17,255	313	<1	<1	230	13	1	-	-	10	7	-	-	2	15	<1	-
2013	1,455	7	<1	11,249	518	1	<1	291	19	<1	-	-	6	<1	<1	-	4	2	<1	-
2014	1,777	9	<1	3,340	517	2	<1	287	15	<1	<1	-	6	2	-	-	3	<1	<1	-
2015	1,167	8	<1	1,201	357	1	<1	291	15	<1	-	-	6	<1	-	-	9	8	<1	-
2016	949	7	<1	447	318	2	<1	321	26	<1	<1	-	12	<1	<1	-	4	<1	8	-
2017	1,555	11	<1	1,804	335	<1	<1	318	18	<1	<1	-	12	5	<1	-	4	12	-	-
2018	1,483	5	5	3,499	230	<1	<1	313	20	<1	-	-	62	<1	-	-	9	<1	-	-
2019	1,207	29	<1	*	201	<1	<1	*	21	<1	<1	*	12	4	<1	*	5	<1	-	*
Total	34,811	521	30	161,918	10,379	41	10	4,023	1,289	19	<1	-	344	174	<1	2	89	359	9	1

Continued

Year	Carangidae				Molidae				Lobotidae				Sphyraenidae				Lampridae			
	<i>Seriola, Caranx spp., amberjacks, jacks, crevalles, nei</i>				<i>Molidae spp., molas, nei</i>				<i>Lobotes surinamensis, tripletail</i>				<i>Sphyraenidae spp., barracudas</i>				<i>Lampris spp., opahs</i>			
	Purse seine				Purse seine				Purse seine				Purse seine				Purse seine			
	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL
1993	13	35	<1	-	-	20	<1	-	<1	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
1994	19	6	<1	-	1	3	2	-	<1	-	-	-	<1	34	-	-	-	-	-	23
1995	17	19	-	-	2	4	<1	-	<1	<1	-	-	<1	3	-	-	-	-	-	33
1996	29	153	-	-	5	6	<1	-	<1	-	-	-	<1	<1	-	-	-	-	-	33
1997	68	16	3	-	5	4	3	-	1	<1	<1	-	<1	<1	-	-	-	-	-	40
1998	72	7	<1	-	2	2	1	-	16	<1	-	-	<1	<1	-	-	-	-	-	54
1999	52	46	-	-	2	5	1	-	8	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	68
2000	29	19	<1	4	2	4	1	-	4	<1	-	-	<1	-	<1	-	-	-	-	88
2001	70	<1	<1	18	6	2	1	-	<1	-	-	-	<1	<1	-	-	-	-	-	73
2002	26	9	<1	15	6	2	1	-	3	-	-	-	<1	-	-	-	-	-	-	6
2003	43	<1	<1	54	<1	4	<1	-	3	<1	-	-	<1	-	-	-	-	-	-	132
2004	8	7	<1	-	6	<1	1	-	1	<1	-	-	<1	-	-	-	-	-	-	139
2005	1	<1	-	-	2	9	2	-	7	<1	<1	-	<1	-	<1	-	-	-	-	159
2006	29	-	-	-	26	14	2	-	9	<1	<1	-	<1	-	-	-	-	-	-	109
2007	2	2	-	6	9	8	2	-	3	<1	<1	-	<1	1	-	-	-	-	-	370
2008	4	-	-	5	9	6	4	-	2	<1	-	-	<1	-	<1	-	-	-	-	308
2009	3	<1	<1	10	6	5	1	-	7	<1	<1	-	1	<1	-	-	-	-	-	488
2010	<1	4	-	8	9	44	1	-	<1	-	-	-	<1	-	<1	-	-	<1	-	539
2011	<1	4	-	7	4	113	<1	-	3	<1	-	-	<1	2	<1	8	-	-	-	539
2012	7	1	-	1	9	12	<1	-	3	<1	-	-	<1	<1	-	-	-	<1	-	425
2013	2	<1	-	<1	9	28	2	-	2	-	<1	-	<1	-	<1	-	-	<1	-	648
2014	2	2	-	11	3	9	1	-	2	-	<1	-	<1	<1	-	-	-	<1	-	818
2015	2	-	<1	11	6	12	1	87	2	<1	-	-	<1	-	-	-	-	-	-	1,057
2016	7	5	<1	11	10	7	<1	275	2	-	-	-	<1	<1	-	-	-	-	-	741
2017	4	4	-	-	8	4	<1	<1	5	-	<1	-	<1	-	-	-	-	-	-	826
2018	2	-	-	-	5	2	<1	-	3	<1	-	-	<1	<1	-	-	-	-	-	1,024
2019	3	<1	-	*	2	6	<1	*	2	-	<1	*	<1	-	-	*	-	-	<1	*
Total	516	339	5	162	156	334	34	362	91	<1	<1	-	9	41	<1	8	-	<1	<1	8,740

Continued

Year	Gempylidae				Bramidae				Other large fishes				Unidentified fishes				All fishes			
	Gempylidae spp., snake mackerels, nei				Bramidae spp., pomfrets, nei															
	Purse seine		LL	Purse seine		LL	Purse seine		LL	Purse seine		LL	Purse seine		LL					
OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	
1993	-	-	-	-	-	-	-	<1	3	<1	<1	-	<1	-	<1	183	887	79	1	203
1994	-	-	-	-	-	-	-	2	3	87	<1	-	<1	<1	12	250	1,731	152	16	321
1995	-	-	-	-	-	-	-	2	<1	3	<1	-	3	1	<1	209	1,485	53	4	285
1996	-	-	-	-	-	-	-	2	3	125	<1	-	3	<1	<1	456	1,655	306	1	535
1997	-	-	-	-	-	-	-	6	7	5	<1	-	7	2	-	847	1,850	44	7	7,760
1998	-	-	-	-	-	-	-	9	13	10	<1	-	7	<1	<1	1,338	1,420	38	7	3,931
1999	-	-	-	-	-	-	-	3	4	54	<1	-	22	4	<1	974	1,599	114	2	7,330
2000	-	-	-	-	-	-	-	4	1	1	-	-	1	<1	<1	1,485	1,804	82	4	5,119
2001	-	-	-	-	-	-	-	5	2	9	<1	-	3	<1	<1	1,720	3,398	30	4	17,763
2002	-	-	-	-	-	-	-	<1	2	<1	<1	-	2	6	<1	1,895	2,521	27	2	11,399
2003	-	-	-	-	-	-	-	-	4	<1	-	-	2	2	-	4,386	1,484	19	2	10,037
2004	-	-	-	-	-	-	-	-	4	<1	<1	-	10	<1	<1	377	1,548	35	3	4,658
2005	-	-	-	-	-	-	-	18	<1	<1	<1	-	3	<1	<1	303	1,501	89	3	4,489
2006	-	-	-	18	-	<1	-	17	<1	<1	<1	7	3	<1	<1	285	1,824	302	3	4,011
2007	-	-	-	65	-	-	-	57	1	<1	<1	5	1	5	<1	1,763	1,849	158	4	9,394
2008	-	-	-	144	-	-	-	68	1	<1	<1	-	<1	<1	<1	793	1,462	44	6	17,375
2009	-	-	-	412	-	-	-	56	1	<1	<1	67	2	-	<1	1,077	2,343	21	2	19,581
2010	-	-	-	575	-	-	-	64	<1	-	<1	-	<1	<1	-	879	1,318	122	2	11,833
2011	-	-	-	506	-	<1	-	50	<1	<1	-	15	<1	-	<1	612	1,621	175	-	14,418
2012	-	-	-	661	-	-	-	61	<1	2	<1	23	1	<1	-	1,293	2,065	57	1	19,949
2013	-	-	-	574	-	-	-	134	<1	<1	<1	36	<1	<1	-	1,112	2,016	40	3	14,045
2014	-	-	-	431	-	-	-	138	<1	<1	-	77	<1	-	-	1,013	2,327	25	2	6,114
2015	-	-	-	322	<1	-	-	172	<1	<1	-	7	2	<1	-	1,367	1,568	30	2	4,516
2016	<1	-	-	730	-	-	-	108	<1	<1	<1	100	<1	1	-	506	1,328	23	9	3,238
2017	-	-	-	258	-	-	-	126	<1	<1	-	62	1	-	-	1,532	1,944	36	1	4,926
2018	-	-	-	227	-	-	-	125	<1	-	-	<1	-	-	-	222	1,816	9	6	5,411
2019	-	-	-	*	-	-	-	*	<1	-	-	*	<1	<1	<1	*	1,455	41	1	*
Total	<1	-	-	4,924	<1	<1	-	1,226	56	298	1	400	75	24	13	26,877	47,816	2,151	100	208,643

Table J-6. Estimated purse-seine catches by set type in metric tons (t) of small forage fishes for size-class 6 vessels with a carrying capacity >363 t (1993–2019) and minimum reported longline (LL) catches of small forage fishes (gross-annual removals in t) (1993–2018, *data not available). Purse-seine set types: floating object (OBJ), unassociated tuna schools (NOA) and dolphins (DEL). Species highlighted bold are discussed in main text. Data for 2019 are considered preliminary. “Epipelagic forage fishes” include various mackerels and scad (*Decapterus* spp., *Trachurus* spp., *Selar crumenophthalmus*), Pacific saury (*Cololabis saira*), and tropical two-wing flyingish (*Exocoetus volitans*). “Other small fishes” include various Tetraodontiformes, driftfishes (Nomeidae), Pacific chub mackerel (*Scomber japonicus*), Pacific tripletail (*Lobotes pacificus*), remoras (Echeneidae), longfin batfish (*Platax teira*), and small fishes not elsewhere identified (nei).

Tabla J-6. Capturas cerqueras estimadas de peces forrajeros pequeños, por tipo de lance, en toneladas (t) para buques de clase 6 con una capacidad de acarreo >363 t (1993–2019) y capturas palangreras (LL) mínimas reportadas de peces forrajeros pequeños (extracciones anuales brutas en t) (1993-2018, *datos no disponibles). Tipos de lances cerqueros: objeto flotante (OBJ), atunes no asociados (NOA) y delfines (DEL). Las especies en negritas se discuten en el texto principal. Los datos de 2019 se consideran preliminares. “Peces epipelágicos de forraje” incluyen varias caballas y jureles (*Decapterus* spp., *Trachurus* spp., *Selar crumenophthalmus*), paparda del Pacífico (*Cololabis saira*), y volador tropical (*Exocoetus volitans*). “Otros peces pequeños” incluyen varios Tetraodonti-formes, derivantes (Nomeidae), estornino del Pacífico (*Scomber japonicus*), dormilona del Pacífico (*Lobotes pacificus*), remoras (Echeneidae), pez murciélago teira (*Platax teira*), y peces pequeños (nep) no identificados en otra parte.

Year	<i>Auxis</i> spp., bullet and frigate tunas				Balistidae, Monacanthidae spp., triggerfishes and filefishes				Kyphosidae, sea chubs				Epipelagic forage fishes				Small Carangidae spp., carangids, nei				Other small fishes			
	Purse seine				Purse seine				Purse seine				Purse seine				Purse seine				Purse seine			
	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL	OBJ	NOA	DEL	LL
1993	1,832	142	2	-	261	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	182	3	4	-
1994	294	200	2	-	114	<1	<1	-	<1	-	-	-	-	-	-	-	<1	-	-	-	53	15	2	-
1995	501	119	6	-	208	4	<1	-	<1	-	-	-	-	-	-	-	<1	-	-	-	319	4	4	-
1996	761	234	33	-	113	2	<1	-	<1	-	-	-	-	-	-	-	-	<1	-	-	55	8	25	-
1997	2,734	623	25	-	219	<1	<1	-	<1	<1	-	-	-	-	-	-	<1	-	-	-	151	12	2	-
1998	1,033	168	32	-	801	2	1	-	2	-	-	-	<1	-	-	-	<1	-	-	-	91	15	3	-
1999	2,589	473	29	-	551	3	<1	-	<1	-	-	-	<1	-	-	-	<1	<1	-	-	85	3	2	-
2000	1,210	181	19	-	168	<1	9	-	<1	-	-	-	-	-	-	-	<1	-	-	-	68	8	6	-
2001	641	38	-	-	426	1	-	-	<1	-	-	-	-	-	-	-	<1	-	-	-	27	2	<1	-
2002	1,382	234	248	-	453	<1	-	-	8	<1	<1	-	-	-	-	-	<1	-	-	-	25	3	<1	-
2003	944	278	16	-	157	4	<1	-	23	<1	<1	-	<1	-	-	-	<1	-	-	-	75	1	1	-
2004	834	115	24	-	914	7	2	-	79	<1	<1	-	<1	<1	-	-	<1	<1	-	-	22	1	<1	-
2005	1,606	309	6	-	129	<1	<1	-	12	<1	<1	-	6	<1	<1	-	2	<1	<1	-	<1	9	<1	-
2006	1,300	591	19	-	145	<1	<1	-	68	<1	<1	-	7	1	-	-	2	<1	<1	-	5	1	<1	-
2007	868	336	18	-	544	1	<1	-	47	<1	-	-	2	5	-	-	<1	<1	<1	-	4	<1	<1	-
2008	759	619	2	-	276	7	2	-	16	-	<1	-	3	<1	-	-	10	<1	-	-	2	<1	<1	-
2009	303	165	1	-	174	1	<1	-	48	<1	-	-	<1	<1	-	-	<1	<1	<1	-	1	<1	<1	-
2010	474	234	<1	-	69	<1	<1	-	39	-	-	-	4	<1	<1	-	1	<1	-	-	<1	-	<1	-
2011	677	97	11	-	31	<1	-	-	18	-	<1	-	2	<1	<1	-	<1	<1	-	-	<1	<1	<1	-
2012	173	179	1	-	110	<1	-	-	16	-	-	-	13	12	-	-	<1	<1	-	-	4	2	<1	-
2013	385	77	-	-	228	<1	<1	-	5	-	<1	-	4	-	<1	-	<1	4	<1	-	2	<1	1	-
2014	297	30	<1	-	325	<1	<1	-	8	-	-	-	3	<1	<1	-	<1	<1	-	-	1	<1	<1	-
2015	177	64	-	-	140	4	<1	-	8	-	-	-	6	-	-	-	<1	<1	-	-	1	<1	<1	-
2016	189	23	<1	-	416	2	<1	-	10	-	-	-	21	-	<1	<1	<1	<1	-	-	3	1	<1	77
2017	131	172	-	-	83	<1	-	-	7	<1	<1	-	3	-	-	-	<1	<1	-	-	<1	<1	-	-
2018	276	172	-	-	54	<1	<1	-	<1	-	-	-	5	<1	-	-	<1	-	-	-	<1	<1	<1	-
2019	182	94	<1	-	57	<1	<1	-	<1	<1	-	-	5	8	<1	-	<1	<1	-	-	<1	5	-	-
Total	22,552	5,967	495	-	7,164	46	15	-	416	<1	<1	-	84	28	1	<1	21	6	<1	-	1,182	96	52	77

CONSIDERACIONES ECOSISTÉMICAS

Shane Griffiths y Leanne Fuller

ÍNDICE

1.	Introducción	327
2.	Fuentes de datos	328
2.1.	Cerco	329
2.2.	Palangre.....	330
3.	Interacciones de la pesquería con grupos de especies.....	330
3.1	Atunes y peces picudos	330
3.2	Mamíferos marinos	331
3.3	Tortugas marinas.....	331
3.4	Aves marinas	332
3.5	Tiburones.....	332
3.6	Rayas	334
3.7	Otros peces grandes.....	334
3.8	Especies de forraje	335
4.	Medio ambiente físico	335
4.1.	Indicadores ambientales	335
4.2	Exploración espaciotemporal de las condiciones ambientales.....	337
4.3	Condiciones ambientales y distribución de las capturas	338
5.	Identificación de especies en riesgo	339
6.	Dinámica del ecosistema.....	340
6.1.	Indicadores ecológicos	340
7.	Acontecimientos futuros	341
	Literatura citada.....	302
	Agradecimientos	342
	Figuras.....	304
	Tablas	314

1. INTRODUCCIÓN

Durante las dos últimas décadas, el alcance de la ordenación de muchas pesquerías en todo el mundo se ha ampliado para tener en cuenta los efectos de la pesca de especies no objetivo en particular, y del ecosistema en general. Este enfoque ecosistémico de la ordenación pesquera (EEOP) es importante para mantener la integridad y la productividad de los ecosistemas y, al mismo tiempo, aprovechar al máximo la utilización de los recursos pesqueros de importancia comercial, pero también los servicios del ecosistema que proporcionan beneficios sociales, culturales y económicos a la sociedad humana.

El EEOP se formalizó por primera vez en el *Código de Conducta para la Pesca Responsable* de la FAO (1995), que estipula que “los Estados y los usuarios de los recursos acuáticos vivos deberían conservar los ecosistemas acuáticos” y que las “medidas de ordenación deberían asegurar la conservación no sólo de las especies objetivo, sino también de aquellas especies pertenecientes al mismo ecosistema o dependientes de ellas o que están asociadas con ellas”. En 2001, la Declaración de Reikiavik sobre Pesca Responsable en el Ecosistema Marino elaboró esos principios con un compromiso de incorporar un enfoque ecosistémico en la ordenación de la pesca.

La Convención de Antigua de la CIAT, que entró en vigor en 2010, está en consonancia con esos instrumentos y principios. El Artículo VII (f) establece que una de las funciones de la CIAT es *“adoptar, en caso necesario, medidas y recomendaciones para la conservación y administración de las especies que pertenecen al mismo ecosistema y que son afectadas por la pesca de especies de peces abarcadas por la presente Convención, o que son dependientes de estas especies o están asociadas con ellas, con miras a mantener o restablecer las poblaciones de dichas especies por encima de los niveles en que su reproducción pueda verse gravemente amenazada”*. Anteriormente, el Acuerdo sobre el Programa Internacional para la Conservación de los Delfines (APICD) de 1999 introdujo consideraciones ecosistémicas a la ordenación de las pesquerías atuneras en el OPO. Por consiguiente, durante más de veinte años, la CIAT ha sido consciente de cuestiones ecosistémicas, y ha avanzado hacia un EEOP en muchas de sus decisiones de ordenación (por ejemplo, [SAC-10 INF-B](#)). En el marco del Plan Científico Estratégico (PCE), el personal de la CIAT está llevando a cabo investigaciones ecológicas novedosas e innovadoras encaminadas a obtener los datos y desarrollar las herramientas prácticas necesarias para aplicar un EEOP en las pesquerías atuneras del OPO. La labor actual y futura del personal relacionada con el ecosistema se resume en el PCE ([IATTC-93-06a](#)) y en el informe de Actividades e Investigación del Personal ([SAC-11-01](#)).

Determinar la sostenibilidad ecológica de las pesquerías atuneras del OPO es un reto importante, dada la amplia gama de especies con diferentes ciclos vitales con las que esas pesquerías interactúan. Si bien se dispone de información relativamente buena sobre las capturas de atunes y peces picudos en toda la pesquería, no ocurre lo mismo con la mayoría de las especies de captura incidental (ver Sección 2). Además, los procesos ambientales que operan en diversas escalas temporales (por ejemplo, El Niño-Oscilación del Sur, la Oscilación Decadal del Pacífico, el calentamiento de los océanos, la anoxia y la acidificación) pueden influir en la distribución, abundancia y disponibilidad de las especies en distintos grados, lo que a su vez afecta a su potencial de ser afectadas por la pesca del atún.

Se han utilizado puntos de referencia biológicos, basados en estimaciones de la mortalidad por pesca, la biomasa de la población reproductora, el reclutamiento y otros parámetros biológicos, para la ordenación tradicional de especies individuales de las especies objetivo, pero no se dispone de datos fiables de captura y/o biológicos necesarios para determinar esos puntos de referencia, o medidas alternativas de desempeño, para la mayoría de las especies no objetivo. De manera similar, dada la complejidad de los ecosistemas marinos, no existe un único indicador que pueda representar completamente su estructura y dinámica interna y, por lo tanto, pueda usarse para monitorear y detectar los efectos de la pesca y el medio ambiente.

El personal ha presentado un informe de *Consideraciones Ecosistémicas* durante muchos años, pero el presente informe es significativamente diferente de sus predecesores, en cuanto a su contenido, estructura y propósito. Su propósito principal es complementar el informe anual sobre la pesquería ([SAC-11-03](#)) con información sobre las especies no objetivo y sobre el efecto de la pesca en el ecosistema, y describir cómo la investigación del ecosistema puede contribuir al asesoramiento de ordenación y al proceso de toma de decisiones. También describe algunos avances importantes en las investigaciones relacionadas con la evaluación de los impactos ecológicos de la pesca y el medio ambiente en el ecosistema del OPO.

2. FUENTES DE DATOS

En el presente informe, las capturas de especies de captura incidental se obtuvieron de los datos de observadores a bordo de buques cerqueros grandes⁶, mientras que las extracciones anuales brutas de la pesquería palangrera se obtuvieron de los datos notificados a la CIAT. Se dispuso de datos de la pesquería de cerco hasta 2019, considerándose preliminares los datos de los dos últimos años hasta marzo de 2020. Se dispuso de datos de palangre hasta 2018, ya que la fecha límite para la presentación de datos del año

⁶ Buques cerqueros de clase 6 con una capacidad de acarreo > 363 t

anterior es posterior a la reunión del Comité Científico Asesor de 2019. A continuación, se describe detalladamente cada una de las fuentes de datos.

2.1. Cerco

Los datos de la pesquería de cerco se compilan a partir de tres fuentes de datos: 1) datos de observadores de la CIAT y de los Programas Nacionales, 2) datos de las bitácoras de los buques extraídos por el personal de las oficinas regionales de la Comisión en los puertos atuneros de Latinoamérica, y 3) datos de las empresas enlatadoras. Los datos de los observadores de la pesquería de buques grandes son los más completos en cuanto a las especies de captura incidental. Los observadores de la CIAT y los diversos Programas Nacionales proveen datos detallados de captura incidental por especie, captura, disposición y esfuerzo para la posición exacta de pesca (es decir, la latitud y longitud del lance cerquero). Tanto los conjuntos de datos de las bitácoras como los de las enlatadoras contienen datos muy limitados sobre las especies de captura incidental, ya que los capitanes y tripulantes de los buques que registran los datos de las bitácoras están enfocados principalmente en reportar aspectos de las especies de atún de importancia comercial. Los datos de bitácora, al igual que los de cerco, incluyen la posición exacta de pesca, pero se registran datos de esfuerzo limitados con una sola entrada por día. Los datos de las enlatadoras (o de "descarga") no tienen una posición exacta de pesca sino una posición agrupada (por ejemplo, el Pacífico oriental o el Océano Pacífico occidental). Estos datos contienen especies de captura incidental solo si fueron retenidas en una bodega de un buque cerquero durante la operación de pesca.

Debido a que los buques cerqueros más pequeños (clases 1-5) no están obligados a llevar observadores, los registros de las bitácoras y el programa de muestreo en puerto son las principales fuentes de datos para estos buques. Por lo tanto, los datos son limitados y contienen poca o ninguna información sobre las interacciones con especies de captura incidental. Se dispone de algunos datos operacionales detallados de un programa voluntario reciente en Ecuador en el cual varios buques pequeños llevaron observadores, de un pequeño número de buques de clase 5 a los que se les ha exigido llevar observadores durante periodos limitados en el marco del APICD, y de un proyecto piloto actual de la CIAT en el que se prueba la eficacia de las metodologías de monitoreo electrónico ([SAC-11-10](#)). Está previsto realizar un análisis para evaluar si estos datos voluntarios pueden ser representativos de la flota en su conjunto y, por lo tanto, ser incluidos en futuras iteraciones del presente informe.

Por lo tanto, en el presente informe nos enfocamos en el conjunto completo de datos de observadores en buques cerqueros grandes para proporcionar datos de captura de especies de captura incidental. Conforme al programa del APICD, se asigna un observador a un buque de cerco grande antes de cada viaje. Se usan los datos de captura incidental provistos por los observadores para estimar las capturas totales, por tipo de lance (es decir, objetos flotantes (OBJ), atunes no asociados (NOA), y delfines (DEL)). En la Tabla A-7 del Documento [SAC-11-03](#) se muestra el número de lances de cada tipo realizados en el OPO durante 2004-2019.

A pesar del requerimiento de observadores, se sabe que se han realizado algunos lances, con base en las bitácoras y otras fuentes, pero no fueron observados. Por ejemplo, al comienzo de la recolección de datos de captura incidental en 1993, se observó alrededor del 46% de los lances, aumentando a 70% en 1994. De 1994 a 2008, el porcentaje promedio de lances observados fue de alrededor 80%. A partir de 2009, se observó casi el 100% de los lances. Se extrapolan⁷ los datos de captura por día tanto para las especies objetivo como para las no objetivo de captura incidental para tener en cuenta estos casos.

⁷ Los datos observados se agrupan por especie, año, bandera y tipo de lance. El número de lances no observados conocidos se obtiene de las bitácoras y otras fuentes. Además, hay viajes conocidos en el OPO de los cuales el

2.2. Palangre

La considerable variabilidad en los formatos de notificación de datos de palangre ha dificultado la capacidad del personal de estimar las capturas de especies de captura incidental en el OPO entero ([SAC-08-07b](#), [SAC-08-07d](#), [SAC-08-07e](#)). Los datos de captura incidental de las pesquerías de palangre aquí reportados fueron obtenidos usando datos de extracciones anuales brutas (o sea, la captura anual total por especie estimada por cada CPC notificada a la CIAT en forma resumida). Esta es la misma fuente de datos usada para compilar las estimaciones anuales de palangre para los atunes y especies afines principales en [SAC-11-03](#). Debido a que existe incertidumbre en cuanto a si la CIAT está recibiendo todos los datos de captura incidental de la pesquería palangrera de cada CPC, estos datos son considerados incompletos, o "datos de muestra", y por lo tanto son considerados como estimaciones mínimas de captura anual reportada para 1993-2018. Se está llevando a cabo una colaboración por todo el personal para revisar la resolución [C-03-05](#) sobre provisión de datos a fin de mejorar la calidad de la recolección, notificación y análisis de datos para alinearlos con las responsabilidades de la CIAT establecidas en la Convención de Antigua y el PCE.

Durante este proceso, el personal pudo determinar que las capturas de tiburones con palangre, notificadas por los CPC, eran varias veces superiores a las capturas anteriormente notificadas para la pesquería palangrera. Una revisión de los datos reveló que una alta proporción de las capturas de tiburones se asignaba a "otras artes" en los [informes anuales de la situación de la pesquería](#) del personal desde 2006, pero que en realidad se capturaron con palangre. Por lo tanto, la transferencia resultante de los datos de captura de "otras artes" a "palangre" incrementó significativamente las capturas palangreras de tiburones a partir de 2006 (ver Tabla A2c en [SAC-11-03](#)).

La notificación de datos de palangre ha mejorado desde la adopción de la resolución [C-19-08](#). El personal está recibiendo datos operacionales de observadores detallados por lance individual para algunos CPC, aunque la actual cobertura por observadores obligatoria del 5% del número total de anzuelos o "días efectivos de pesca" sigue siendo significativamente menor que la cobertura del 20% recomendada por el personal, el Grupo de Trabajo sobre Captura Incidental, y el Comité Científico Asesor. Hasta agosto de 2020, el personal había recibido datos de observadores en palangreros de ocho CPC (Taipéi Chino, Ecuador, Japón, Corea, México, Estados Unidos y la UE (Portugal y España), y se iniciaron análisis exploratorios de los datos para identificar cuán representativos son de las actividades de la flota total. Los resultados de estos análisis se presentarán al Comité en 2021. A medida que siga mejorando la notificación de datos de palangre, el personal de la CIAT procurará proporcionar estimaciones de las capturas palangreras en el OPO basadas en datos de observadores.

3. INTERACCIONES DE LA PESQUERÍA CON GRUPOS DE ESPECIES

3.1. Atunes y peces picudos

En el documento [SAC-11-03](#) se presentan datos sobre las capturas de las principales especies de atunes y bonitos de los géneros *Thunnus*, *Katsuwonis*, *Euthynnus* y *Sarda*, y de los peces picudos de las familias Istiophoridae y Xiphiidae. El personal ha desarrollado [evaluaciones](#) y/o [indicadores de condición de población](#) (SSI, de *stock status indicators*) de los atunes patudo ([SAC-11-06](#), [SAC-11-05](#)), aleta amarilla ([SAC-](#)

personal no sabe el número y tipo de lances realizados. Por lo tanto, se calcula la captura incidental por día conocida a partir de los datos de observadores por especie, año, bandera y tipo de lance, y se aplica al número de días en el mar de cada viaje para estimar la captura incidental. En algunos casos, es posible que haya lances no observados o datos de días en el mar por una bandera que no tengan datos de observadores equivalentes para ese año para facilitar una estimación fiable de la captura. Para estos viajes se usan datos anuales de una bandera sustituta. La bandera sustituta se determina mediante los 5 viajes subsiguientes realizados por el buque en los que hubo un observador a bordo, y adoptando como bandera sustituta la bandera predominante usada en esos viajes. Luego se aplica la captura incidental por lance o día de la bandera sustituta conocida para el año en cuestión a los datos de la bandera no representada.

11-07, SAC-11-05), y barrilete (SAC-11-05) y ha colaborado en las evaluaciones de los atunes [aleta azul del Pacífico](#) y [albacora](#) dirigidas por el Comité Científico Internacional para los Atunes y Especies Afines en el Océano Pacífico Norte (ISC).

3.2. Mamíferos marinos

Mamíferos marinos, especialmente los delfines manchado (*Stenella attenuata*), tornillo (*S. longirostris*) y común (*Delphinus delphis*) se encuentran a menudo asociados a atunes aleta amarilla en el OPO. Los pescadores de cerco comúnmente lanzan la red alrededor de manadas de delfines y los atunes aleta amarilla asociados, y después liberan los delfines mientras retienen los atunes. La mortalidad incidental de delfines fue alta durante los primeros años de la pesquería, pero disminuyó drásticamente a principios de la década de 1990, y se ha mantenido en niveles bajos desde entonces ([Figura J-1](#)).

En la [Tabla J-1](#) se presenta la mortalidad incidental de delfines y otros mamíferos marinos en la pesquería cerquera durante 1993-2019. En 2019, la población de delfines con la mortalidad incidental más alta fue la de tornillo oriental ($n=270$), seguida por los delfines manchado occidental-sureño ($n=220$), tornillo panza blanca ($n=142$) y manchado nororiental ($n=104$). Los delfines comunes fueron los menos afectados por la pesquería, con mortalidades de 25 delfines comunes norteños, 3 centrales y 2 sureños.

En los datos de palangre no se han reportado mamíferos marinos, aunque con los nuevos datos de observadores, es posible que en el futuro se puedan proporcionar estimaciones.

3.3. Tortugas marinas

Las tortugas marinas son capturadas ocasionalmente en la pesquería cerquera en el OPO, generalmente cuando se asocian a objetos flotantes que se cercan, aunque a veces son capturadas por casualidad en lances sobre atunes no asociados o atunes asociados a delfines. También pueden enredarse en la malla debajo de los dispositivos agregadores de peces (plantados) y ahogarse, o resultar heridas o muertas a causa de las artes de pesca.

En la [Figura J-2](#) se muestran las mortalidades e interacciones de tortugas marinas registradas por observadores en buques de cerco grandes, por tipo de lance, durante 1993-2019. Las interacciones se definieron a partir de la información de los observadores registrada como destino en el formulario de tortugas como: enredadas, liberadas ilesas, heridas leves, escapadas de la red, observadas pero no involucradas en el lance y otras/desconocidas. La tortuga golfina (*Lepidochelys olivacea*) es, por mucho, la especie de tortuga marina capturada más frecuentemente, con un total de 19,104 interacciones y 874 mortalidades durante 1993-2019, pero solo 368 interacciones y 1 mortalidad en 2019 ([Tabla J-2](#)). En 2019, en 110 interacciones reportadas con tortugas verdes del Pacífico oriental, 70 con caguamas, 9 con carey, y ninguna con tortugas laúd, solo se registró una mortalidad de una tortuga no identificada.

En la pesquería palangrera, las tortugas marinas son capturadas cuando se tragan un anzuelo cebado, se enganchan accidentalmente o se ahogan después de quedar enredadas en la línea principal, las líneas de flotación o las brazoladas y no pueden subir a la superficie para respirar. También son capturadas en pesquerías costeras pelágicas y de redes agalleras de fondo, donde quedan enredadas en la red o enmalladas en las líneas de flotación o en la relinga superior. Aunque se dispone de muy pocos datos sobre la mortalidad incidental de tortugas debida a la pesca con palangre y redes agalleras, es probable que las tasas de mortalidad en la pesquería palangrera industrial del OPO sean mínimas en los lances "profundos" (alrededor de 200-300 m) dirigidos al atún patudo, y máximas en los lances "someros" (<150 m) dirigidos al atún albacora y el pez espada. También existe una flota importante de flotas artesanales palangreras y de redes agalleras de naciones costeras que se sabe que capturan tortugas marinas, pero se dispone de datos limitados.

No se ha dispuesto de datos sobre las interacciones y mortalidades de las tortugas marinas en la pesquería

de palangre ([SAC-08-07b](#)), aunque se espera que mejoren con la remisión de datos operacionales de observadores en palangreros de >20 m a partir de 2019, de conformidad con la resolución [C-19-08](#). Teniendo en cuenta que la cobertura por observadores en buques de palangre es solamente el 5%, comparado con el 100% de los viajes observados en la pesquería cerquera de buques grandes, los datos de observadores provistos en los informes nacionales para 2019 (SAC-11-INF-A(a-j)) incluyen 115 interacciones con tortugas, de las cuales ocho (7%) resultaron en mortalidades. Las interacciones/mortalidades reportadas por especie fueron: caguama (39/1), verde (31/0), golfinia (29/4), laúd (13/2) y lora (1/1), además de tortugas marinas no identificadas (2/0). El personal espera usar las nuevas remisiones de datos operacionales de observadores requeridas en virtud de la resolución [C-19-08](#) para reportar la primera estimación de captura total de la flota palangrera de especies de tortugas marinas en 2021.

Varias resoluciones de la CIAT, más recientemente la [C-19-04](#), han tenido como objetivo mitigar los impactos de la pesca en las tortugas marinas y establecer procedimientos seguros de manipulación y liberación de las tortugas marinas capturadas con redes de cerco y palangre.

Se realizó una evaluación de la vulnerabilidad de la población de tortugas laúd del Pacífico oriental en 2018, usando el enfoque de Evaluación Ecológica del Impacto Sostenible de las Pesquerías (EASI-Fish) (ver Sección 5) y se ha preparado un documento para la reunión del Grupo de Trabajo sobre Captura Incidental ([BYC-10 INF-B](#)). En resumen, se determinó que la condición de la población era "más vulnerable" en 2018, mientras que el modelado de escenarios mostró que la implementación de mejores prácticas de manipulación y liberación por parte de la flota palangrera reduciría la mortalidad posliberación en la medida en que la población podría ser considerada "menos vulnerable".

3.4. Aves marinas

Existen aproximadamente 100 especies de aves marinas en el OPO tropical. Algunas de ellas se asocian a depredadores epipelágicos, como peces (especialmente atunes) y mamíferos marinos, cerca de la superficie del océano; para algunas, las oportunidades de alimentación dependen de la presencia de cardúmenes de atunes que se alimentan cerca de la superficie. Algunas aves marinas, especialmente los albatros y petreles son capturados en anzuelos cebados en las pesquerías palangreras pelágicas.

La CIAT ha adoptado una resolución sobre aves marinas ([C-11-02](#)); además, el Acuerdo sobre la Conservación de Albatros y Petreles (ACAP) y BirdLife International han actualizado sus mapas de las distribuciones de aves marinas en el OPO, y han recomendado directrices sobre la identificación, notificación, manipulación y medidas de mitigación para aves marinas ([SAC-05 INF-E](#), [SAC-07-INF-C\(d\)](#), [SAC-08-INF-D\(a\)](#), [SAC-08-INF-D\(b\)](#), [BYC-08 INF J\(b\)](#)). Adicionalmente, el ACAP ha informado sobre la condición de conservación de los albatros y los petreles grandes ([SAC-08-INF-D\(c\)](#); [BYC-08 INF J\(a\)](#)).

Al igual que en el caso de las tortugas marinas, no se ha dispuesto de datos sobre las interacciones y mortalidades de las tortugas marinas en la pesquería de palangre ([SAC-08-07b](#)), aunque se espera que mejoren con la remisión de datos operacionales de observadores en palangreros de >20 m a partir de 2019. Los datos de observadores disponibles en los informes nacionales de 2019 (SAC-11 INF-A(a-j)) incluyen siete interacciones con aves marinas no identificadas, todas registradas como muertas, y un albatros patinegro (*Phoebastria nigripes*), liberado vivo. El personal espera reportar la primera estimación de captura total de la flota palangrera de especies de aves marinas en 2021 usando los datos operacionales de observadores.

3.5. Tiburones

Se capturan tiburones como captura incidental en las pesquerías atuneras cerqueras del OPO y ya sea como captura incidental u objetivo en las pesquerías palangreras, multiespecíficas y de múltiples artes de las naciones costeras.

Se dispone de evaluaciones o indicadores de condición (SSI, de *stock status indicators*) de las poblaciones de solo cuatro especies de tiburones en el OPO: sedoso (*Carcharhinus falciformis*) (Lennert-Cody *et al.* 2018; [BYC-10 INF-A](#)), azul (*Prionace glauca*) ([Grupo de Trabajo sobre Tiburones del ISC](#)), marrajo dientuso (*Isurus oxyrinchus*) ([Grupo de Trabajo sobre Tiburones del ISC](#)) y zorro (*Alopias vulpinus*) (NMFS). Como parte del [Proyecto Océanos Comunes de la FAO](#), en 2017 se finalizaron evaluaciones a escala del Pacífico entero del tiburón marrajo sardinero (*Lamna nasus*) en el hemisferio sur (Clarke 2017), y del tiburón zorro ojón (*Alopias superciliosus*) (Fu *et al.* 2018), mientras que la del tiburón sedoso (Clarke 2018a) y una evaluación de riesgo para la población del tiburón ballena del Indo-Pacífico (Clarke 2018b) se completaron en 2018. Las interacciones del tiburón ballena con la pesquería atunera de cerco en el OPO se resumen en el Documento [BYC-08 INF-A](#). Se desconocen los impactos de las pesquerías atuneras sobre las poblaciones de otras especies de tiburones, no mencionadas anteriormente, en el OPO.

En la [Tabla J-3](#) se muestran las capturas (t) de tiburones en las pesquerías cerqueras de buques grandes (1993-2019) y las estimaciones mínimas de captura reportada⁸ por las pesquerías palangreras (1993-2018), mientras que en la [Figura J-3](#) se muestran las capturas de las especies capturadas con más frecuencia, que se discuten a continuación. Al momento de redactar este informe no se disponía de estimaciones de la captura total de las pesquerías palangreras para 2019 y la notificación de muchas especies de tiburones comenzó en 2006. El tiburón sedoso (familia Carcharhinidae) es la especie de tiburón más comúnmente capturada en la pesquería de cerco, con capturas anuales que promedian las 559 t (principalmente de lances sobre objetos flotantes ([Figura J-3](#))) y que fueron 430 t en 2019. En cambio, la captura anual mínima reportada en los datos de muestra de palangre para 2006-2018 promedió 11,813 t y fue de 15,072 t en 2018. La captura anual de tiburón oceánico punta blanca (Carcharhinidae) en la pesquería de cerco promedió 61 t (también principalmente de lances sobre objetos flotantes) y fue de 5 t en 2019. La captura anual mínima reportada en la pesquería de palangre alcanzó un promedio de 79 t y fue de 19 t en 2018. Las capturas de tiburón oceánico punta blanca han disminuido en la pesquería de cerco desde principios de la década de 2000, mientras que las capturas han sido variables en la pesquería de palangre ([Figura J-3](#)). La captura mínima anual reportada de tiburón azul en la pesquería de palangre promedió 5,382 t y fue de 12,064 t en 2018. En cambio, la captura anual en la pesquería de cerco promedió solo 1.9 t, con 1 t capturada en 2019.

Otras especies importantes de tiburones capturadas en las pesquerías de cerco y palangre son los tiburones cornuda cruz (*Sphyrna zygaena*), zorro pelágico (*Alopias pelagicus*) y marrajos (*Isurus* spp.) ([Tabla J-3](#)). Las estimaciones de captura del tiburón cornuda cruz en la pesquería cerquera promediaron 22 t (principalmente capturados en lances sobre objetos flotantes) y fue de 18 t en 2019, mientras que en la pesquería palangrera la captura mínima anual reportada promedió 496 t (2006-2018), y fue de 851 t en 2018 ([Figura J-3](#)). En cambio, el zorro pelágico fue capturado principalmente en lances no asociados en la pesquería cerquera con una captura anual promedio de 4.8 t, y fue de 2 t en 2019 ([Figura J-3](#)). La captura mínima anual reportada de zorro pelágico en la pesquería palangrera promedió 1,042 t, y 464 en 2018. Las estimaciones de captura de marrajos en la pesquería cerquera fueron más bajas que las de las especies antes mencionadas, promediando 2.6 t, y 1 t en 2019. Sin embargo, en la pesquería de palangre la captura mínima anual reportada promedió 1,263 t y en 2018 fue de 2,882 t.

Las pesquerías palangreras artesanales a pequeña escala de los CPC costeros están dirigidas a tiburones, atunes, peces picudos y dorado (*Coryphaena hippurus*), y algunos de estos buques son similares a las

⁸ Los tiburones capturados por los buques palangreros se registran usando diferentes métricas de peso (por ejemplo, peso en vivo, del tronco o entero) y, por lo tanto, es posible que las estimaciones de la captura total anual reportada contengan una mezcla de estas métricas de peso. El personal está trabajando en la armonización de la recopilación de datos de tiburones para mejorar la fiabilidad de las estimaciones de captura total (por ejemplo, [SAC-11-13](#)).

pesquerías palangreras industriales en el sentido de que operan en zonas más allá de jurisdicciones nacionales (Martínez-Ortiz *et al.* 2015). Sin embargo, suelen faltar datos esenciales de tiburones de las pesquerías palangreras, y por lo tanto no se pueden producir evaluaciones convencionales y/o indicadores de condición de población (ver síntesis de retos de datos en [SAC-07-06b\(iii\)](#)). Se está llevando a cabo un proyecto, financiado por la Organización para la Agricultura y el Alimento de las Naciones Unidas (FAO) y el Fondo para el Medio Ambiente Mundial (FMAM) en el marco del programa Océanos Comunes ABNJ ([SAC-07-06b\(ii\)](#), [SAC-07-06b\(iii\)](#)), para mejorar la recolección de datos sobre tiburones de la pesquería palangrera, particularmente en Centroamérica. En 2019 se concluyó un estudio piloto de un año para recopilar datos de la pesquería de tiburones y desarrollar y probar diseños de muestreo para un programa de muestreo a largo plazo de la pesquería de tiburones en Centroamérica (Fase 2 del proyecto). Se preparó un informe del avance del proyecto FAO-FMAM ABNJ ([SAC-11-13](#)). Los datos obtenidos en este proyecto se incluirán en futuras versiones del informe de *Consideraciones Ecosistémicas* para brindar mejores estimaciones de los tiburones capturados por las distintas flotas palangreras.

3.6. Rayas

En la [Tabla J-4](#) se presentan las capturas anuales estimadas de mantarrayas (Mobulidae) y rayas pelágicas (Dasyatidae) por las pesquerías de cerco de buques grandes (1993-2019) y las capturas anuales mínimas reportadas por las pesquerías de palangre (1993-2018), mientras que en la [Figura J-4](#) se muestran las capturas de especies clave. Estas rayas son capturadas principalmente por la pesquería de cerco, con bajas capturas reportadas solo para la manta de Munk (2009: 6 t, 2010: 118 t) y Dasyatidae spp. (16 t en un periodo de 6 años), con la mitad de las capturas realizadas en 2007 por la pesquería de palangre ([Tabla J-4](#)). La manta gigante tuvo las capturas promedio más altas en la pesquería de cerco (19.4 t), seguida de la manta mobula (13.9 t) y la manta diablo (8.7 t). Las capturas de estas especies en 2019 fueron de 8, 19 y 5 t, respectivamente. Las capturas de la raya pelágica fueron bajas, con un promedio de solo 2.5 t y 2 t en 2019 ([Tabla J-4](#)). Aunque las capturas de estas rayas pueden variar por tipo de lance, han sido máximas en los lances no asociados, seguidos por los lances sobre delfines, y mínimas en los lances sobre objetos flotantes ([Figura J-4](#)).

3.7. Otros peces grandes

En la [Tabla J-5](#) se muestran los peces pelágicos grandes capturados por la pesquería cerquera de buques grandes, principalmente en lances sobre objetos flotantes (1993-2019) y en la pesquería con palangre (1993-2018), y en la [Figura J-5](#) se presentan series de tiempo de las capturas de especies clave. Los peces pelágicos más comúnmente capturados en ambas pesquerías son el dorado (Coryphaenidae), con una captura anual promedio estimada de 1,309 t para la pesquería de cerco (1,237 t en 2019) y una captura anual mínima reportada para la pesquería de palangre de 5,997 t en promedio (3,499 t en 2018). El dorado es también una de las especies más importantes capturadas en las pesquerías artesanales de las naciones costeras del OPO ([SAC-07-06a\(i\)](#)). En el documento [SAC-10-11](#) se pueden encontrar recomendaciones sobre puntos de referencia y reglas de control de extracción potenciales para el dorado en el OPO.

Otras especies clave capturadas por la pesquería de cerco son el peto (Scombridae) y el macarela salmón (Carangidae). El peto tuvo una captura promedio anual estimada de 386 t, aunque las capturas han disminuido de un pico de 1,025 t en 2001 a 202 t en 2019 ([Figura J-5](#)). La captura anual mínima reportada de peto por la pesquería de palangre ha promediado 149 t y fue de 313 t en 2018. No se han reportado capturas de macarela salmón en la pesquería de palangre. Sin embargo, en la pesquería de cerco las capturas anuales promedio estimadas de macarela salmón han sido de 48 t, alcanzando un pico en 2007 de 158 t y disminuyendo posteriormente a 21 t en 2019 ([Figura J-5](#)).

Entre los peces pelágicos comúnmente reportados por la pesquería palangrera se incluyen las opas (Lampridae), las sierras (Gempylidae) y las japutas (Bramidae). Las capturas mínimas anuales reportadas de estas especies alcanzaron un promedio de 324 t, 182 t y 49 t, respectivamente. Las capturas de todas estas

especies han aumentado después de mediados de la década de 2000 ([Figura J-5](#)). En el año más reciente (2018), se registraron 1,024 t, 227 t y 125 t de opas, sierras y japutas, respectivamente ([Tabla J-5](#)).

3.8. Especies de forraje

Un gran número de grupos taxonómicos que ocupan los niveles tróficos medios del ecosistema del OPO, denominados generalmente como “especies de forraje”, juegan un papel clave al proporcionar un vínculo trófico entre los productores primarios en la base de la red alimenticia y los depredadores de nivel trófico alto, como los atunes y peces picudos. Algunos peces de forraje pequeños son capturados incidentalmente en el OPO por buques cerqueros en alta mar, principalmente en lances sobre objetos flotantes, y en pesquerías artesanales costeras, pero son generalmente descartados en el mar. En la [Tabla J-6](#) se presentan las capturas de estas especies con las especies clave identificadas por los datos de captura presentados en la [Figura J-6](#) para la pesquería cerquera de buques grandes, con la mayoría de las capturas procedentes de lances sobre objetos flotantes.

Las melvas (Scombridae) son, por mucho, las especies de forraje más comunes, con capturas anuales promedio estimadas de 1,075 t entre 1993 y 2019. Sin embargo, sus capturas han disminuido de 1,922 en 2005 a 276 t en 2019 ([Figura J-6](#)). Los peces ballesta (Balistidae) y cachúas (Monacanthidae) son el segundo grupo de forraje más comúnmente reportado, con capturas anuales estimadas que promedian 268 t y suman 58 t en 2019. Las capturas de este grupo alcanzaron su pico en 2004 con 914 t, pero en general han sido variables. Las capturas anuales de chopas (Kyphosidae) han promediado 15 t, que comenzaron a aumentar después de 2002 pero han disminuido constantemente hasta <1 t en 2019. Por último, las capturas anuales de las diversas especies de la categoría “peces epipelágicos de forraje” promediaron 4.2 t, y se estima que en 2019 se capturaron 13 t.

4. MEDIO AMBIENTE FÍSICO

Las condiciones ambientales afectan a los ecosistemas marinos, la dinámica y capturabilidad de las especies objetivo y de captura incidental, y las actividades de los pescadores. Los factores físicos pueden tener importantes efectos en la distribución y la abundancia de las especies marinas⁹. El siguiente resumen del medio ambiente físico abarca: 1) indicadores ambientales a corto y largo plazo, y 2) condiciones ambientales y su efecto sobre la pesquería durante el año anterior, en este caso, 2019.

4.1. Indicadores ambientales

El medio ambiente oceánico varía en una variedad de escalas temporales, de estacional a interanual, decadal, y más largas. Los cambios inducidos por el clima a más largo plazo, típicamente decadales (a intervalos de 10 a 30 años) y caracterizados por condiciones y patrones promedio relativamente estables en las variables físicas y biológicas se denominan “regímenes”. Sin embargo, la fuente dominante de variabilidad en las capas superiores del OPO es El Niño-Oscilación del Sur (ENOS), una fluctuación irregular que afecta el Océano Pacífico tropical y la atmósfera global (Fiedler 2002). Los eventos de El Niño ocurren a intervalos de entre dos y siete años, y se caracterizan por vientos alisios más débiles, termoclinas más profundas, y temperaturas superficiales del mar (TSM) altas en el OPO ecuatorial. La fase contraria a El Niño, denominada comúnmente La Niña, se caracteriza por vientos alisios más fuertes, termoclinas menos profundas, y TSM más bajas. Los cambios en el medio ambiente biogeoquímico debidos a ENOS tienen un impacto sobre la productividad biológica, alimentación y reproducción de peces, aves y mamíferos marinos (Fiedler 2002).

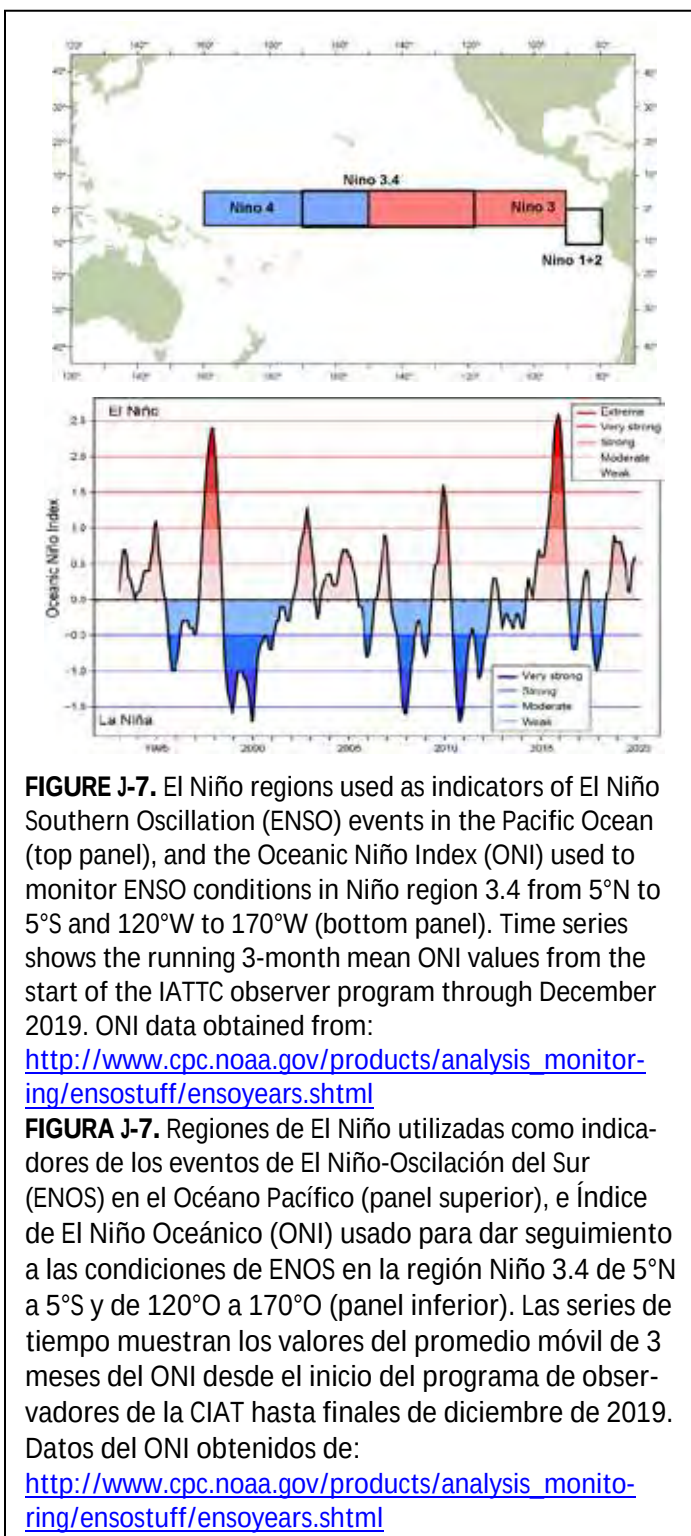
⁹ Ver [SAC-04-08](#), *Medio ambiente físico*, y [SAC-06 INF-C](#) para una descripción completa de los efectos de la oceanografía física y biológica sobre los atunes, las comunidades de presas y las pesquerías en el OPO.

Se cree que ENOS causa variabilidad considerable en la disponibilidad de atunes y peces picudos de importancia comercial en el OPO para su captura (Bayliff 1989). Por ejemplo, la termoclina poco profunda durante un evento de La Niña puede aumentar las tasas de captura de atunes con red de cerco, al comprimir el hábitat térmico preferido de los atunes pequeños cerca de la superficie del mar, mientras que es probable que la termoclina más profunda durante un evento de El Niño haga que los atunes sean menos vulnerables a la captura y, por lo tanto, se reduzcan las tasas de captura. Además, TSM superiores e inferiores al promedio pueden también causar que los peces se desplacen a hábitats más favorables, lo que también puede afectar las tasas de captura, ya que los pescadores dedican más esfuerzo a localizar los peces.

Es posible que el reclutamiento de los atunes tropicales en el OPO también se vea afectado por eventos de ENOS. Por ejemplo, los eventos fuertes de La Niña en 2007-2008 podrían ser parcialmente responsables del reclutamiento bajo de patudo en el OPO, mientras que el reclutamiento máximo ha correspondido a los eventos extremos de El Niño en 1982-1983 y 1998 (SAC-09-05). El reclutamiento del aleta amarilla también fue bajo en 2007, pero fue alto en 2015-2016, después del evento extremo de El Niño en 2014-2016 (SAC-09-06).

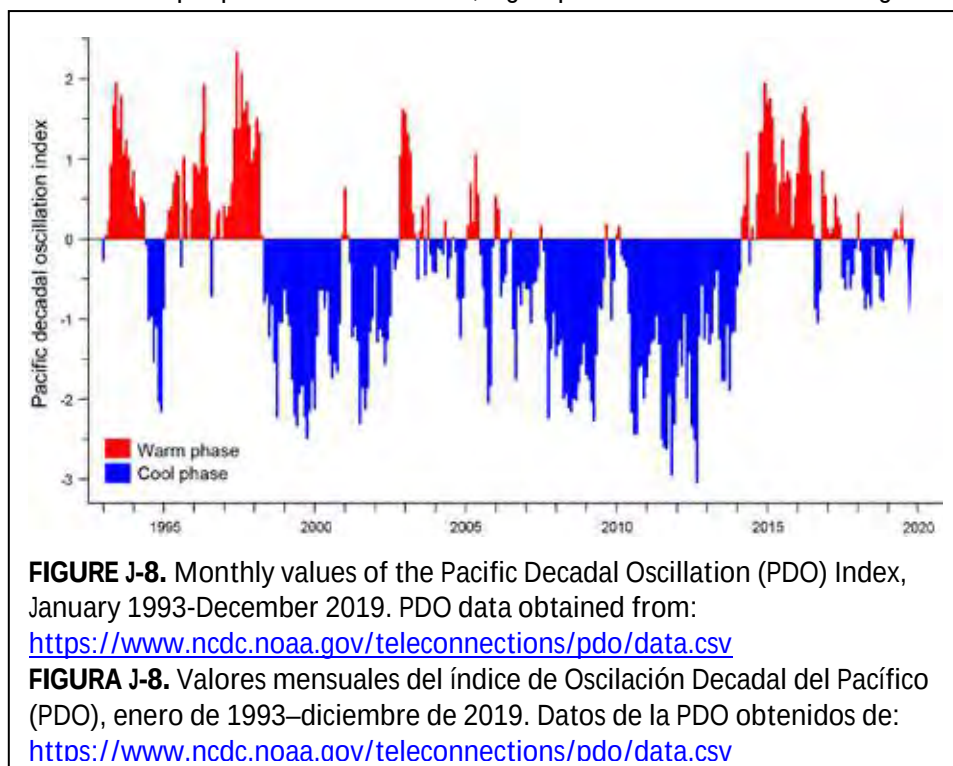
El *Boletín de Diagnóstico Climático* del Servicio Meteorológico Nacional de Estados Unidos informó que en 2019 las anomalías, definidas en el Boletín como una desviación del promedio mensual, de las características oceánicas y atmosféricas (temperaturas superficiales y subsuperficiales, profundidad de la termoclina, viento, convección, etc.) eran indicativas de condiciones de El Niño durante enero-junio y de condiciones neutras de ENOS durante julio-diciembre.

Los índices de variabilidad en dichas condiciones se utilizan comúnmente para dar seguimiento a la dirección y magnitud de los eventos de ENOS en el Océano Pacífico. En el presente informe, se usa el Índice de



El Niño Oceánico (ONI, por sus siglas en inglés), utilizado por la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica de los Estados Unidos (NOAA) como indicador principal de condiciones cálidas de El Niño y frías de La Niña en la región Niño 3.4 en el Océano Pacífico tropical oriental-central (Dahlman 2016) (Figura J-7), para caracterizar la variabilidad interanual de las anomalías en la TSM. El ONI es una medida de El Niño definida por la NOAA como “un fenómeno en el Océano Pacífico ecuatorial caracterizado por cinco medias consecutivas de 3 meses de anomalías de TSM en la región Niño 3.4 que está por encima (por debajo) del umbral de $+0,5^{\circ}\text{C}$ ($-0,5^{\circ}\text{C}$)”. El ONI categoriza los eventos ENOS desde “extremo” hasta “débil” (Figura J-7). Por ejemplo, el evento “extremo” de El Niño en 1997-1998 fue seguido de un evento “muy fuerte” de La Niña en 1998-2000. También se observaron eventos “fuertes” de La Niña en 2007-2008 y 2010-2011. Los valores de ONI más altos (>2.5) se registraron durante el evento de El Niño en 2015-2016, mientras que las condiciones de El Niño moderadas-débiles persistieron en 2019.

El índice de Oscilación Decadal del Pacífico (PDO, por sus siglas en inglés; Figura J-8) se usa para describir fluctuaciones a mayor plazo en el Océano Pacífico, y también se ha utilizado para explicar, por ejemplo, la influencia de los impulsores ambientales sobre la vulnerabilidad de los tiburones sedosos a las pesquerías en el OPO (Lennert-Cody *et al.* 2018). La PDO, un patrón de variabilidad climática de larga vida en el Pacífico parecido a El Niño con eventos que persisten 20-30 años, sigue patrones interdecadales a gran escala de cambios ambientales y bióticos, principalmente en el Océano Pacífico norte (Mantua 1997), con patrones secundarios observados en el Pacífico tropical, lo opuesto a ENOS (Hare y Mantua 2000). Al igual que ENOS, las fases de la PDO se clasifican como “cálidas” o “frías”. Los valores de la PDO alcanzaron dos picos, 2.79 en agosto de 1997 y 2.62 en abril de 2016, ambos coincidiendo con los eventos extremos de El Niño indicados por el ONI. Durante 2019, las condiciones de PDO fueron principalmente frías.



4.2. Exploración espaciotemporal de las condiciones ambientales

Se exploró una serie de tiempo de TSM y CHL-a (Figura J-9) en el Pacífico oriental tropical (POT) entre 5°N y 5°S , la misma banda latitudinal utilizada en el ONI, para mostrar la variabilidad de estas variables a lo largo del tiempo y el espacio usando diagramas de Hovmöller de tiempo-longitud. Las series de tiempo de la TSM muestran valores mensuales promedio de 1993-2019, mientras que las de las concentraciones de CHL-a cubren datos de 2003-2019 debido a la disponibilidad de datos. La gráfica de TSM (Figura J-9) muestra claramente la extensión de los eventos extremos de El Niño de 1997-1998 y 2015-2016, con aguas más cálidas, y los eventos fuertes de La Niña en 1999-2000, 2007-2008 y 2010-2011, con aguas más frías

a través del POT. La gráfica de CHL-a ([Figura J-9](#)), aunque el patrón es menos claro que el de la gráfica de TSM, muestra un aumento en las concentraciones de CHL-a después de los eventos fuertes de La Niña en 2007-2008 y 2010-2011, posiblemente debido al aumento de la disponibilidad de nutrientes. Debido a que no se observó una gran variabilidad interanual con las series de tiempo de CHL-a, la TSM puede ser un impulsor más importante de cualquier cambio observado en las capturas.

4.3. Condiciones ambientales y distribución de las capturas

La disponibilidad de peces y, por lo tanto, de capturas, está fuertemente relacionada con las condiciones y procesos ambientales, en particular en las aguas pelágicas (Fiedler y Lavín 2017; Chassot *et al.* 2011). Las condiciones de ENOS están influenciadas por muchos factores oceánicos y atmosféricos, pero se sabe que tanto la TSM como los niveles de clorofila-a (CHL-a, un indicador de la biomasa de productividad primaria) son buenas variables explicativas para describir y predecir el hábitat y la distribución de los animales oceánicos (Hobday y Hartog 2014).

Las [Figuras J-10](#) y [J-11](#) muestran las concentraciones promedio trimestrales de TSM y CHL-a, respectivamente, para: 1) proporcionar una indicación general de la variabilidad estacional, y 2) superponer la distribución de las capturas de atunes tropicales, como primer paso, para ilustrar la potencial influencia de las condiciones ambientales en las capturas en el OPO durante 2019. En el futuro, el personal planea incorporar la distribución de la captura de especies de captura incidental y aplicar modelos sofisticados para describir mejor las relaciones entre el medio ambiente y las capturas.

Las aguas más frías se produjeron en el norte de México y el suroeste de Estados Unidos alrededor de

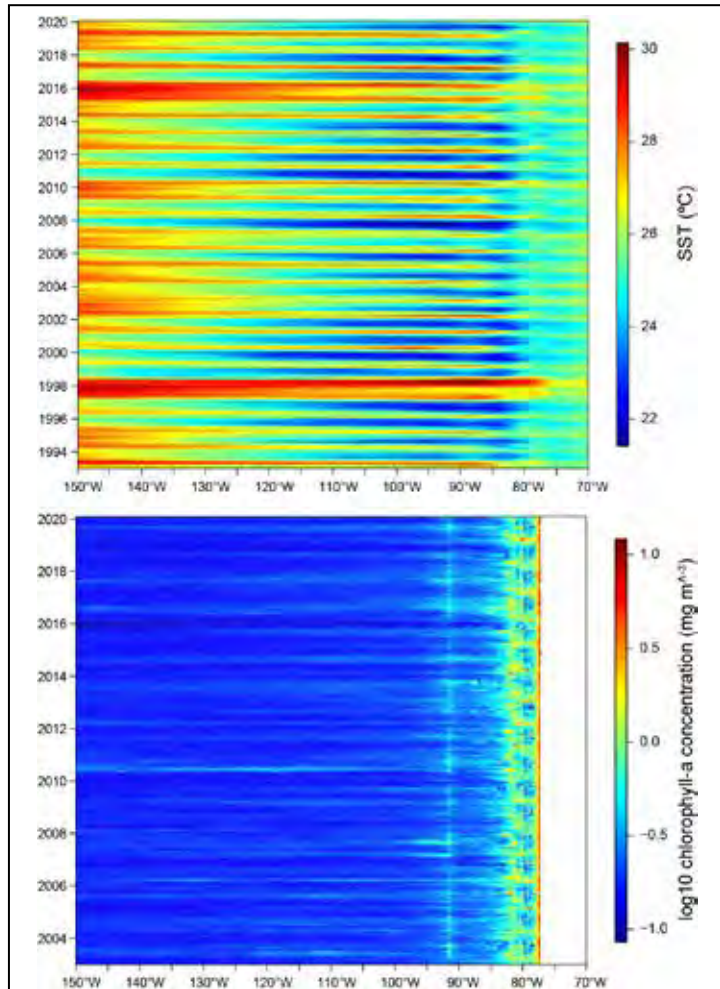


FIGURE J-9. Time-longitude Hovmöller diagram with data averaged across the tropical eastern Pacific Ocean from 5°N to 5°S for mean monthly SST for January 1993–January 2020 (top panel) (<https://www.esrl.noaa.gov/psd/>) and mean monthly chlorophyll-a concentration for January 2003–January 2020 (bottom panel) (<https://coastwatch.pfeg.noaa.gov/erddap/info/erdMH1chlamday/index.html>)

FIGURA J-9. Diagrama de Hovmöller tiempo-longitud con datos promediados en el Océano Pacífico tropical oriental de 5°N a 5°S para la TSM promedio mensual de enero de 1993 a enero de 2020 (panel superior) (<https://www.esrl.noaa.gov/psd/>) y concentración promedio mensual de clorofila-a de enero de 2003 a enero de 2020 (panel inferior) (<https://coastwatch.pfeg.noaa.gov/erddap/info/erdMH1chlamday/index.html>).

30°N y se extendieron hacia el oeste durante los trimestres 1 (enero-marzo) y 2 (abril-junio), y en Sudamérica, predominantemente alrededor de 5°S a 100°O, en los trimestres 3 (julio-septiembre) y 4 (octubre-diciembre). Las aguas más cálidas se desarrollaron en Centroamérica y se extendieron hacia el oeste durante los trimestres 2 y 3. Se observó un charco cálido secundario en el OPO suroccidental (0-20°S, 130°-150°O) durante todo el año, pero las aguas fueron más cálidas y de mayor superficie en esta región durante los trimestres 1 y 2, en comparación con los trimestres 3 y 4.

Las concentraciones de CHL-a fueron más altas a lo largo de la línea ecuatorial y la costa del continente americano durante todo el año. El Giro oligotrófico¹⁰ del Pacífico Sur, ubicado entre 20°-40°S, presente en el trimestre 1 se retrajo en los trimestres 2 y 3 pero regresó en el trimestre 4.

Durante los trimestres 1 y 2, el barrilete predominó en las capturas en las aguas más frías (~25°C) de la costa de Sudamérica, donde la concentración de CHL-a era elevada. Durante el trimestre 3, una gran porción de las capturas de atún consistió en barrilete a lo largo de un frente de aguas cálidas (25~28°C) ligeramente al norte de la línea ecuatorial desde la costa de Sudamérica hasta aproximadamente 120°O, también una región de alta concentración de CHL-a, y éstas persistieron hasta el trimestre 4, aunque con mayores capturas al este de 100°O. Una concentración secundaria de capturas ocurrió al oeste de 130°O, cerca del límite occidental del OPO.

Durante el trimestre 1 la mayor parte de la captura a lo largo de la línea ecuatorial desde aproximadamente 110°O hasta 140°O consistió en aleta amarilla, mientras que el barrilete y el patudo constituyeron una mayor proporción de las capturas durante los trimestres 2-4.

5. IDENTIFICACIÓN DE ESPECIES EN RIESGO

El objetivo principal del EEOP es asegurar la sostenibilidad a largo plazo de todas las especies afectadas, directa o indirectamente, por la pesca. Sin embargo, esto representa un reto importante para las pesquerías que interactúan con muchas especies no objetivo con distintos ciclos vitales, para las cuales se carece de datos de captura y biológicos fiables para evaluaciones de especies individuales. Una alternativa para estas situaciones de datos limitados, reflejada en la [Meta L](#) del PCE, son las Evaluaciones de Riesgos Ecológicos (ERE), evaluaciones de vulnerabilidad diseñadas para identificar y priorizar especies en riesgo para la recolección de datos, la investigación y la ordenación.

La "vulnerabilidad" se define como la posibilidad de que la productividad de una población disminuya por los impactos directos e indirectos de las actividades de pesca. El personal de la CIAT ha aplicado evaluaciones cualitativas, usando análisis de productividad-susceptibilidad (APS) para estimar la vulnerabilidad relativa de especies no objetivo de datos limitados capturadas en el OPO por buques cerqueros grandes (clase 6) (Duffy *et al.* 2019) y en la pesquería palangrera ([SAC-08-07d](#)).

Debido a que el APS no puede estimar cuantitativamente los efectos acumulativos de múltiples pesquerías sobre especies de captura incidental de datos escasos, el personal de la CIAT desarrolló en 2018 un nuevo enfoque ([SAC-09-12](#)), la Evaluación Ecológica de los Impactos Sostenibles de las Pesquerías (EASI-Fish), para superar este problema. Este método flexible y espacialmente explícito emplea un conjunto de parámetros más pequeño que el APS para primero producir un sustituto de la tasa de mortalidad por pesca (F) de cada especie, con base en el "solapamiento volumétrico" de cada pesquería con la distribución geográfica de estas especies. La estimación de F se usa luego en modelos por recluta estructurados por talla para evaluar la vulnerabilidad de cada especie, usando puntos de referencia biológicos convencionales (por ejemplo, F_{RMS} , $F_{0.1}$).

En 2018, EASI-Fish fue aplicado con éxito, como "prueba de concepto" a 24 especies que representan una gama de ciclos vitales, incluyendo atunes, peces picudos, especies afines a los atunes, elasmobranquios,

¹⁰ Un área de baja productividad, nutrientes y clorofila superficial, a menudo denominada "desierto oceánico".

tortugas marinas y cetáceos capturados en las pesquerías atuneras del OPO ([SAC-09-12](#)). Posteriormente se usó para evaluar la situación de vulnerabilidad de la manta mobula (*Mobula mobular*), capturada por todas las pesquerías atuneras industriales en el OPO ([BYC-09-01](#)), y la población de tortuga laúd (*Dermochelys coriacea*) del OPO, en peligro crítico de extinción ([BYC-10 INF-B](#)). Por lo tanto, se usará EASI-Fish en el futuro para evaluar la vulnerabilidad de todos los grupos de especies (por ejemplo, elasmobranquios, tortugas marinas, teleósteos) impactadas por las pesquerías atuneras del OPO.

6. DINÁMICA DEL ECOSISTEMA

Aunque las evaluaciones de vulnerabilidad (por ejemplo, EASI-Fish) pueden ser útiles para evaluar los impactos ecológicos de la pesca al evaluar las poblaciones de especies individuales, se necesitan modelos ecosistémicos para detectar cambios en la estructura o dinámica interna de un ecosistema. La elaboración de estos modelos suele requerir una gran cantidad de datos y de trabajo y, por consiguiente, pocas pesquerías del mundo tienen acceso a un modelo ecosistémico fiable que sirva de guía para las medidas de conservación y ordenación. Estos modelos requieren una buena comprensión de los componentes del ecosistema y la dirección y magnitud de los flujos tróficos entre ellos, lo que requiere estudios ecológicos detallados sobre contenidos estomacales y/o estudios de isótopos estables. A propósito, el personal de la CIAT ha tenido una larga historia de emprender estos estudios tróficos, comenzando con la determinación experimental de las estimaciones de consumo del atún aleta amarilla en el laboratorio de Achotines de la CIAT en la década de 1980, hasta análisis más recientes del contenido estomacal e indicadores químicos de una gama de depredadores ápice.

En 2003, el personal de la CIAT compiló los datos tróficos para completar el desarrollo de un modelo del ecosistema pelágico en el OPO tropical (Boletín de la CIAT, [Vol. 22, No. 3](#)), llamado “ETP7”, para explorar cómo la pesca y la variación climática podrían afectar las especies objetivo (por ejemplo, atunes), las especies secundarias (peto, dorado), los elasmobranquios (por ejemplo, tiburones), los grupos de forraje (por ejemplo, voladores, calamares) y especies de importancia para la conservación (por ejemplo, tortugas marinas, cetáceos). En la [Figura J-12](#) se muestra un diagrama simplificado de la red alimenticia del modelo, con los niveles tróficos (TL) aproximados.

El modelo fue calibrado a series de tiempo de datos de biomasa y captura de un número de especies objetivo durante 1961-1998. Los programas de recolección de datos en el OPO han mejorado significativamente desde 1998, lo cual ha permitido actualizar el modelo con estos nuevos datos hasta 2018 (ETP8).

6.1. Indicadores ecológicos

Desde 2017, se ha usado el ETP8 en el informe de *Consideraciones Ecosistémicas* para proporcionar valores anuales de seis indicadores ecológicos que, en conjunto, pueden identificar cambios en la estructura y la dinámica interna del ecosistema del POT. Estos indicadores son: el nivel trófico medio de la captura (TL_c), el Índice Trófico Marino (MTI), el índice de Pesca en Equilibrio (FIB), el índice de Shannon, y el nivel trófico medio comunitario para los niveles tróficos 2.0-3.5 ($TL_{2.0}$), ≥ 3.25 -4.0 ($TL_{3.5}$), y > 4.0 ($TL_{4.0}$). En el documento [SAC-10-14](#) se ofrece una descripción completa de estos indicadores. Además, se realizaron simulaciones utilizando el ETP8 para evaluar los posibles impactos de la pesca sobre plantados en la estructura del ecosistema ([SAC-10-15](#)).

No se realizó una evaluación actualizada del modelo ETP8 en 2020 debido a un cambio significativo en la forma en que el personal de la CIAT ha reclasificado los datos de captura presentados por los CPC para "otras artes" en palangre y otros tipos de artes tras una revisión interna de los datos. Esto resultó en un aumento dramático de las capturas palangreras reportadas de depredadores de nivel trófico alto (tiburones), lo cual puede tener una fuerte influencia en la dinámica del ecosistema. Aunque ya se han finalizado las estimaciones de captura para 2019, el personal tiene ahora la tarea de asignar la captura por especie a los grupos funcionales pertinentes en el modelo ETP8, y luego reequilibrar y recalibrar el modelo para proporcionar una condición actualizada del ecosistema para 2019 en SAC-11 en 2021.

El informe más reciente sobre indicadores ecológicos realizado en 2019 ([SAC-10-14](#)) mostró que los valores de TL_c y MTI aumentaron de 4.65 y 4.67 en 1970 a 4.69 y 4.70 en 1991, respectivamente, cuando el esfuerzo de pesca cerquero sobre plantados aumentó significativamente ([Figura J-13](#)). El TL_c siguió disminuyendo a una mínima de 4.65 en 1997, debido a la rápida expansión de la pesquería desde 1993, cuando hubo un incremento de capturas incidentales de especies de alto nivel trófico que tienden a concentrarse alrededor de objetos flotantes (por ejemplo, tiburones, peces picudos, peto y dorado). Se observa esta expansión en el índice FIB positivo durante el mismo periodo, y también un cambio en la uniformidad de la biomasa de la comunidad indicada por el índice de Shannon. Para principios de la década de 2000, TL_c , MTI y el índice de Shannon muestran una disminución paulatina, mientras que el FIB aumentó gradualmente desde cero hasta su pico de 0.66 en 2017 ([Figura J-13](#)). Tanto TL_c como MTI alcanzaron sus niveles históricos más bajos de 4.64 y 4.65 en 2017, respectivamente. Desde su pico en 1991, TL_c disminuyó 0.05 de un nivel trófico en los 27 años subsiguientes, o 0.02 niveles tróficos por década.

Estos indicadores generalmente describen el cambio en los componentes explotados del ecosistema, mientras que los indicadores de biomasa comunitaria describen cambios en la estructura del ecosistema una vez extraída la biomasa debido a la pesca. La biomasa de la comunidad $TL_{MC4.0}$ alcanzó uno de sus valores más altos (4.449) en 1993, pero ha seguido disminuyendo hasta 4.443 en 2017 ([Figura J-13](#)). Como resultado de cambios en la presión de depredación sobre los niveles tróficos más bajos, entre 1993 y 2017, la biomasa de la comunidad $TL_{MC3.0}$ aumentó de 3.800 a 3.803, mientras que la de la comunidad $TL_{MC2.0}$ también aumentó, de 3.306 a 3.308.

Conjuntamente, estos indicadores señalan que la estructura del sistema probablemente ha cambiado durante el periodo de 50 años del análisis. Sin embargo, estos cambios, aún si son resultado directo de la pesca, actualmente no parecen ser ecológicamente perjudiciales, pero los patrones de cambios, particularmente en el nivel trófico medio comunitario, definitivamente justifican la continuación, y posible expansión, de los programas de seguimiento de pesquerías en el OPO.

7. ACONTECIMIENTOS FUTUROS

Es poco probable, al menos en el futuro cercano, que se realicen evaluaciones de las poblaciones de la mayoría de las especies de captura incidental. Por lo tanto, la CIAT debe seguir realizando investigaciones ecológicas que puedan proporcionar a los gestores información fiable para orientar el desarrollo de medidas de conservación y ordenación basadas en la ciencia, cuando sea necesario, a fin de asegurar que la CIAT siga cumpliendo sus responsabilidades en virtud de la Convención de Antigua y los objetivos del [PCE quinquenal de la CIAT](#). A continuación, se detallan las áreas de investigación prioritarias que han sido identificadas por el personal científico y que requieren un mayor desarrollo:

- Tras el desarrollo del enfoque EASI-Fish, a partir de 2021 se realizará por etapas un análisis del conjunto completo de más de 100 especies de captura incidental impactadas, por grupo taxonómico. Es probable que la prioridad de los grupos que se evalúen sean los elasmobranquios, los teleósteos, las tortugas y los cetáceos.
- Una deficiencia del modelo ecosistémico ETP8, del que se derivan los indicadores ecológicos, es que su estructura se basa en datos del contenido estomacal de peces recolectados en 1992-1994. Dados los cambios ambientales significativos que se han observado en el OPO en la última década, existe una necesidad crítica de recolectar información trófica actualizada. En 2018, 2019 y 2020 el personal ha propuesto establecer un programa de monitoreo ecológico para recolectar datos de contenido estomacal para actualizar el modelo ecosistémico.
- Una segunda limitación del modelo ETP8 es que describe solamente el componente tropical del ecosistema del OPO, y los resultados no pueden ser extrapolados de forma fiable a otras regiones del OPO. Por lo tanto, tras recolectar información actualizada sobre la dieta, el trabajo futuro apuntará a desarrollar un modelo espacialmente explícito que cubra el OPO entero y calibrar el

modelo con las series de tiempo de capturas disponibles, idealmente para especies que representen diferentes niveles tróficos, y datos de esfuerzo para las pesquerías claves del OPO.

Las variables ambientales pueden tener una profunda influencia en las capturas de especies objetivo y de captura incidental, como lo ha demostrado anteriormente el personal de la CIAT y ahora se hace anualmente en el presente informe. No obstante, las investigaciones del personal para estudiar el impacto de las condiciones ambientales en la pesquería podrían mejorarse mucho con la disponibilidad de datos operacionales de alta resolución de la pesquería palangrera. Aunque ahora se exige a los miembros de la CIAT y los CPC que remitan a la CIAT datos operacionales de observadores que abarquen al menos el 5% de sus flotas, es necesario que en el futuro se evalúe la representatividad de esos datos para futuros análisis ambientales.

AGRADECIMIENTOS

Quisiéramos agradecer a Nick Vogel, Joydelee Marrow y Joanne Boster su ayuda con la preparación de datos, a Alex Aires-da-Silva, Nick Webb y Paulina Llano por sus revisiones de este documento, y a Christine Patnode por perfeccionar las figuras. Reconocemos con gratitud las primeras investigaciones sobre el ecosistema realizadas por Robert Olson que contribuyeron a la elaboración de este informe. Su informe inicial de Consideraciones Ecosistémicas fue presentado por primera vez en la 8ª reunión del Grupo de Trabajo sobre Evaluación de Poblaciones en 2007 (SAR-8-17 J) y ha sido actualizado anualmente