

INTER-AMERICAN TROPICAL TUNA COMMISSION
COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL

Stock Assessment Report 18

Informe de Evaluación de Stocks 18

STATUS OF THE TUNA AND BILLFISH STOCKS IN 2016
CONDICIÓN DE LOS STOCKS DE ATUNES Y PECES PICUDOS EN 2016

La Jolla, California

2018

INTRODUCTION

Stock Assessment Report 18 consists of the following background documents, prepared for the 8th meeting of the IATTC Scientific Advisory Committee in 08-12 May 2017.

CONTENTS

1. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2016 and outlook for the future *by* Alexandre Aires-da-Silva and Mark N. Maunder 3
2. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2016 and outlook for the future *by* Carolina V. Minte-Vera, Alexandre Aires-da-Silva and Mark N. Maunder 19
3. Status of skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean in 2016 *by* Mark N. Maunder 35

INTRODUCCIÓN

El Informe de Evaluación de Stocks 18 es integrado por los siguientes documentos de información, preparados para la 8ª reunión del Comité Científico Asesor de la CIAT en 08-12 de mayo de 2017.

ÍNDICE

1. Condición del atún patudo en el Océano Pacífico oriental en 2016 y perspectivas para el futuro *por* Alexandre Aires-da-Silva y Mark N. Maunder..... 15
2. Condición del atún aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental en 2016 y perspectivas para el futuro *por* Carolina V. Minte-Vera, Alexandre Aires-da-Silva y Mark N. Maunder..... 31
3. Condición del atún barrilete en el Océano Pacífico oriental en 2016 *por* Mark N. Maunder 39

STATUS OF BIGEYE TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN IN 2016 AND OUTLOOK FOR THE FUTURE

Alexandre Aires-da-Silva, Carolina Minte-Vera and Mark N. Maunder

EXECUTIVE SUMMARY

1. The assessment of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean (EPO) in 2016 is similar to the previous assessment.
2. The results of this assessment indicate a recovering trend for bigeye in the EPO during 2005-2009, subsequent to IATTC tuna conservation resolutions initiated in 2004. However, although the resolutions have continued since 2009, the rebuilding trend was not sustained during 2010-2013, and the spawning biomass ratio (SBR) gradually declined to a historically low level of 0.16 at the start of 2013. This decline could be related to the below-average recruitments in 2007 and 2008, and coincides with a series of particularly strong La Niña events. More recently, the SBR is estimated to have increased greatly, from 0.16 in 2013 to 0.26 at the start of 2017; in the model, this increase is driven mainly by the recent increase in the catch per unit of effort (CPUE) of the longline fisheries that catch adult bigeye. This increase can be attributed to the strong recruitment in 2012.
3. There is uncertainty about recent and future levels of recruitment and biomass. At current levels of fishing mortality, and if effort and catchability continue at recent levels and average recruitment persists, the spawning biomass is predicted to stabilize around the current SBR of 0.26, above the level corresponding to the maximum sustainable yield (MSY) (0.21).
4. According to the base case assessment, recent fishing mortality rates (F) are below the level corresponding to MSY (F_{MSY}), whereas recent spawning biomasses are above that level. These interpretations are subject to uncertainty, but do not exceed the limit reference points; however, they are highly sensitive to the assumptions made about the steepness parameter (h) of the stock-recruitment relationship, the weighting assigned to the size-composition data (in particular to the longline size-composition data), the growth curve, and the assumed rates of natural mortality (M) for bigeye, as shown in previous assessments.
5. The following topics should be a priority in future research into the bigeye stock assessment:
 - a. Investigation of the causes of model misspecification responsible for the two-regime recruitment pattern in the bigeye assessment.
 - b. Formulation of a growth curve that is more representative of the data.
 - c. Weighting of the different data sets.
 - d. Fishery definitions.
 - e. Stock structure. The IATTC staff will also conduct research aimed at improving the spatial structure in the current EPO bigeye stock assessment model, as well as how best to incorporate the available tagging data. In addition, the IATTC staff will continue collaborating with the Secretariat of the Pacific Community (SPC) on a Pacific-wide assessment of bigeye. This will incorporate new tagging data in a spatially-structured population dynamics model, which will help to evaluate potential biases resulting from the current approach of conducting separate assessments for the EPO and the Western and Central Pacific Ocean.
 - f. Improving the estimates of natural mortality

SUMMARY ASSESSMENT

This report presents the key results of an update stock assessment of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the

eastern Pacific Ocean (EPO), conducted using an integrated statistical age-structured stock assessment model (Stock Synthesis 3.23b). “Update” stock assessment means that the base case model used in this assessment is the same as that used in the previous full assessment, conducted in 2016 ([SAC-07-05a](#)), and that only the data used in the model have been updated. The Stock Synthesis assessment model produces an extensive series of model output results and fit diagnostics. These are available for the base case model in html and pdf formats.

Bigeye tuna are distributed across the Pacific Ocean, but the bulk of the catch is made towards the eastern and western ends of the ocean basin. The purse-seine catches of bigeye are substantially lower close to the western boundary of the EPO (150°W); the longline catches are more continuous, but relatively low between 160°W and 180°. Bigeye are not often caught by purse seiners in the EPO north of 10°N, but a substantial portion of the longline catches of bigeye in the EPO is taken north of that parallel.

The assessment is conducted as if there were a single stock of bigeye in the EPO, with minimal net movement of fish between the EPO and the western and central Pacific Ocean (WCPO). The results are consistent with those of other Pacific-wide analyses of bigeye. However, a large amount of conventional and electronic tagging data has recently become available from the SPC’s Pacific Tuna Tagging Programme, which has focused its efforts between 180° and 140°W since 2008. The tag recoveries clearly show that there is extensive longitudinal movement of bigeye across the IATTC’s management boundary at 150°W, in particular from west to east. The IATTC staff will continue to collaborate with SPC on research into a Pacific-wide stock assessment model for bigeye. This will incorporate the new tagging data in a spatially-structured population dynamics model, which will help in the ongoing evaluation of potential biases resulting from ignoring exchange of fish across the WCPO-EPO boundary in the current approach of conducting separate assessments for the EPO and WCPO.

A major modeling challenge, recognized in the Pacific-wide bigeye research, is possible misspecification in the model resulting from assuming common growth rates for bigeye across the Pacific, while available studies indicate regional differences. The staff of the SPC recently constructed a Pacific-wide stock assessment model to test the sensitivity of management advice for the WCPO to the assumption that the dynamics of bigeye in the EPO can effectively be ignored when conducting WCPO stock assessments ([McKechnie et al. 2015](#)). The results indicated that the dynamics of bigeye in the WCPO estimated by the Pacific-wide model are not substantially different from those estimated by the WCPO-only model, and that it is therefore reasonable to continue to make management recommendations to the Western and Central Pacific Fisheries Commission (WCPFC) on the basis of WCPO regional assessment models.

The stock assessment requires a substantial amount of information. Data on retained catch, discards, catch per unit of effort (CPUE), and size compositions of the catches from several different fisheries have been analyzed. Several assumptions regarding processes such as growth, recruitment, movement, natural mortality (M), and fishing mortality (F), have also been made. Catch and CPUE data for the surface fisheries have been updated, and include new data for 2016. New or updated longline catch data are available for China (2015), Japan (2013-2015), Korea (2015), Chinese Taipei (2013-2015), the United States (2014-2015), French Polynesia (2015), Vanuatu (2015) and other nations (2014-2016). Longline catch data for 2016 are available for China, Japan, Chinese Taipei, and Korea from the monthly report statistics. For longline fisheries with no new catch data for 2016, catches were assumed to be the same as in 2015. New or updated CPUE data are available for the Japanese longline fleet for 2014-2016. New purse-seine length-frequency data are available for 2016, and data from previous years were updated. New or updated Japanese commercial longline length-frequency data are also available (2013-2015).

A prominent feature in the time series of estimated bigeye recruitments is that the highest recruitment peaks of 1982-1983 and 1998 coincide with the strongest El Niño events during the historic period of the assessment ([Figure 1](#)). There was a period of above-average annual recruitment during 1994-1998, followed by below-average recruitments in 1999 and 2000. Recruitment was above average from 2001 to 2006, and was particularly strong in 2005; this was followed by below-average recruitment in 2007 and

2008. The 2009-2016 period was dominated by above-average recruitments; it was particularly strong in 2012. The most recent estimates (2014-2016) are highly uncertain, and should be regarded with caution, since recently-recruited bigeye are represented in only a few length-frequency data sets.

Over the range of spawning biomasses estimated by the base case assessment, the abundance of bigeye recruits appears to be unrelated to the spawning potential of adult females at the time of spawning.

During 2005-2008, the spawning biomass ratio (SBR; the ratio of the spawning biomass at that time to that of the unfished stock) gradually increased, to 0.25 at the start of 2009, probably due to the combined effect of above-average recruitment during 2001-2006, the IATTC tuna conservation resolutions that started in 2004, and decreased longline fishing effort in the EPO during 2004-2008. However, although the resolutions have continued since 2009, the rebuilding trend was not sustained during 2010-2013, and the SBR gradually declined to a low historic level of 0.16 at the start of 2013 ([Figure 2](#)). This decline could be related to the below-average recruitments in 2007-2008, and coincides with a series of particularly strong La Niña events. More recently, the SBR is estimated to have increased greatly, from 0.16 in 2013 to 0.26 at the start of 2017; in the model, this increase is driven mainly by the recent increase in the CPUE of the longline fisheries that catch adult bigeye. This increase can be attributed to the strong recruitment in 2012.

There have been important changes in the amount of fishing mortality (F) caused by the fisheries that catch bigeye tuna in the EPO. On average, since 1993 the fishing mortality of bigeye less than about 15 quarters old has increased substantially, but has fallen in recent years. For fish more than about 15 quarters old, F also increased initially, but then fluctuated around a constant level ([Figure 3](#)). The increase in the fishing mortality of the younger fish was caused by the expansion of the purse-seine fisheries that catch tuna in association with floating objects. It is clear that the longline fishery had the greatest impact on the stock prior to 1995, but with the decrease in longline effort and the expansion of the floating-object fishery, at present the impact of the purse-seine fishery on the bigeye stock is far greater than that of the longline fishery ([Figure 4](#)). The discarding of small bigeye has a small, but detectable, impact on the depletion of the stock.

According to the base case results, at the beginning of 2017 the spawning biomass (S) of bigeye in the EPO was about 23% above the level corresponding to the maximum sustainable yield (MSY ; S_{MSY}), and the recent catches are estimated to have been about 11% lower than the MSY level. If fishing mortality is proportional to fishing effort, and the current patterns of age-specific selectivity are maintained, the level of fishing mortality corresponding to the MSY (F_{MSY}) is about 15% higher than the current level of effort ([Table 1](#)).

The most recent estimate from the base case assessment indicates that the bigeye stock in the EPO is not overfished ($S > S_{MSY}$) and that overfishing is not taking place ($F < F_{MSY}$) ([Figure 5](#)). Likewise, the current base case model indicates that the limit reference points of $0.38 S_{MSY}$ and $1.6 F_{MSY}$, which correspond to a 50% reduction in recruitment from its average unexploited level based on a conservative steepness value ($h = 0.75$) for the Beverton-Holt stock-recruitment relationship, have not been exceeded ([Figure 5](#)). These interpretations, however, are subject to uncertainty, as indicated by the approximate confidence intervals around the most recent estimate in the phase plots, which includes $F > F_{MSY}$ and $S < S_{MSY}$, but they do not exceed the limit reference points. Note that the confidence intervals consider only parameter estimation uncertainty, and do not include uncertainty in fixed parameters or model structure. As illustrated in the previous assessment ([SAC-07-05a](#)), the interpretations of stock status are strongly dependent on the assumptions about the steepness parameter (h) of the stock-recruitment relationship, the assumed levels of juvenile and adult natural mortality (M), the growth curve, and the weighting assigned to the size-composition data.

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 MSY and the fishing

mortality was much less than F_{MSY} ([Figure 6](#)).

At current levels of fishing mortality, and if recent levels of effort and catchability continue and average recruitment levels persist, the spawning biomass is predicted to stabilize at around the current SBR of 0.26, above the level corresponding to MSY (0.21) ([Figure 2](#)). It is estimated that catches will be similar in the future at current levels of fishing effort ([Figure 7](#)). These simulations are based on the assumption that selectivity and catchability patterns will not change in the future. Changes in targeting practices or increased catchability of bigeye as abundance declines (*e.g.* density-dependent catchability) could result in differences from the outcomes predicted here.

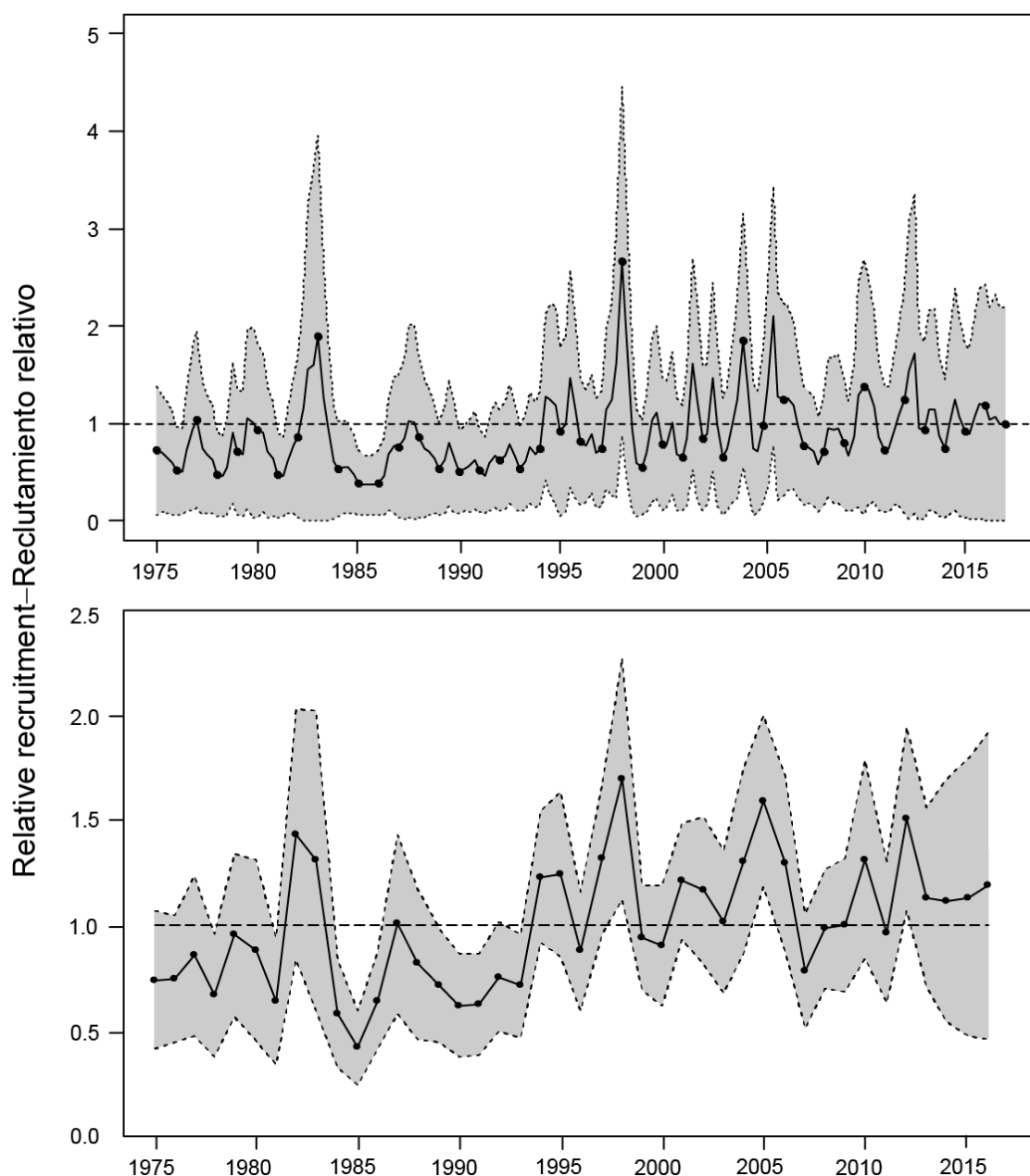


FIGURE 1. Estimated quarterly (top panel) and annual (bottom panel) recruitment of bigeye tuna to the fisheries of the EPO. The estimates are scaled so that the estimate of virgin recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line). The solid line shows the maximum likelihood estimates (MLE) of recruitment, and the shaded area indicates the approximate 95% intervals around those estimates.

FIGURA 1. Reclutamiento estimado trimestral (recuadro superior) y anual (recuadro inferior) de atún patudo a las pesquerías del OPO. Se fija la escala de las estimaciones para que la estimación de reclutamiento virgen equivalga a 1,0 (línea de trazos horizontal). La línea sólida indica las estimaciones de verosimilitud máxima (EVM) del reclutamiento, y el área sombreada indica los intervalos de confianza de 95% aproximados de esas estimaciones.

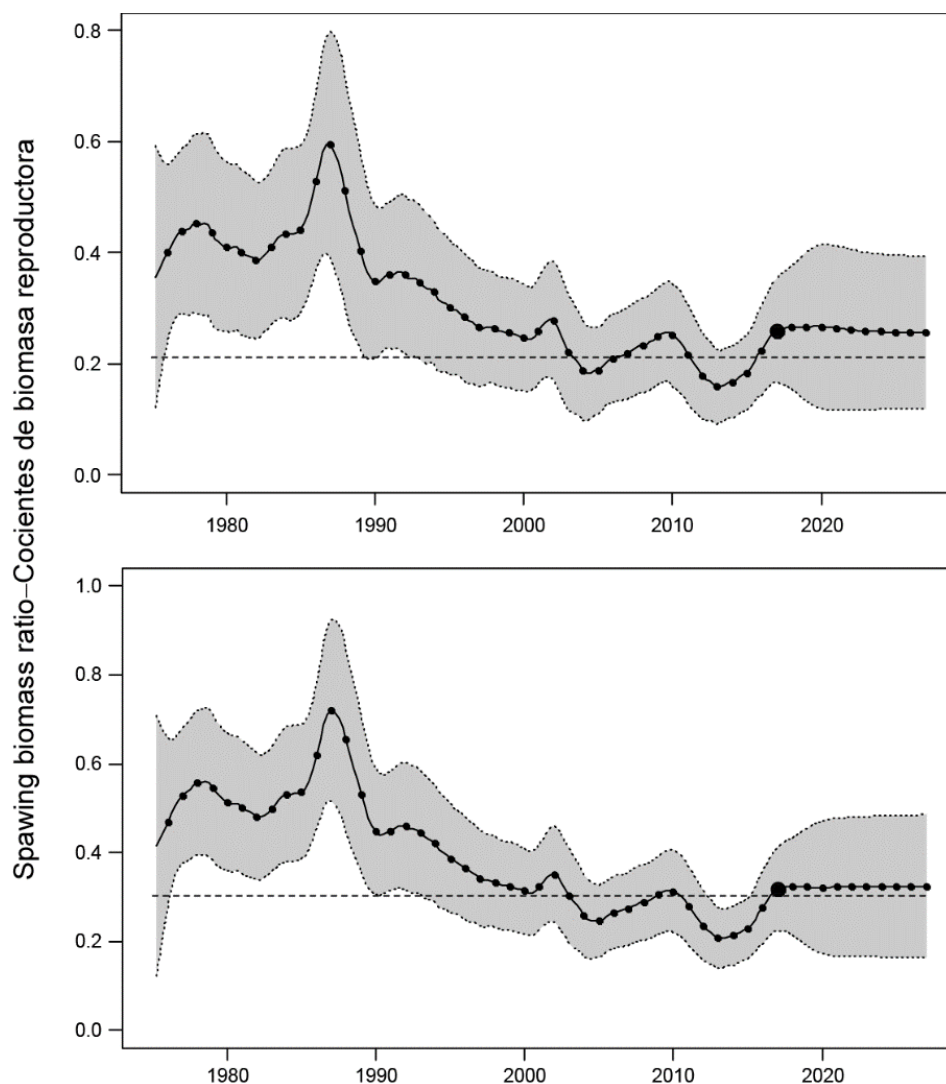


FIGURE 2. Estimated spawning biomass ratios (SBRs) of bigeye tuna in the EPO, including projections for 2017-2027 based on average fishing mortality rates during 2014-2016, from the base case (top panel) and the sensitivity analysis that assumes a stock-recruitment relationship ($h = 0.75$, bottom panel). The dashed horizontal line (at 0.21 and 0.30, respectively) identifies the SBR at MSY. The solid line illustrates the maximum likelihood estimates, and the estimates after 2017 (the large dot) indicate the SBR predicted to occur if fishing mortality rates continue at the average of that observed during 2014-2016, and recruitment is average during the next 10 years. The shaded area indicates the approximate 95-percent confidence intervals around those estimates.

FIGURA 2. Cocientes de biomasa reproductora (SBR) estimados de atún patudo en el OPO, incluyendo proyecciones para 2017-2027 basadas en las tasas medias de mortalidad por pesca durante 2014-2016, del caso base (recuadro superior) y el análisis de sensibilidad que supone una relación población-reclutamiento ($h = 0.75$, recuadro inferior). La línea de trazos horizontal (en 0.21 y 0.30, respectivamente) identifica SBR_{RMS} . La línea sólida ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima, y las estimaciones a partir de 2017 (el punto grande) señalan el SBR que se predice ocurrirá si las tasas de mortalidad por pesca continúan en el promedio observado durante 2014-2016 y el reclutamiento es promediado durante los 10 años próximos. El área sombreada representa los intervalos de confianza de 95% alrededor de esas estimaciones.

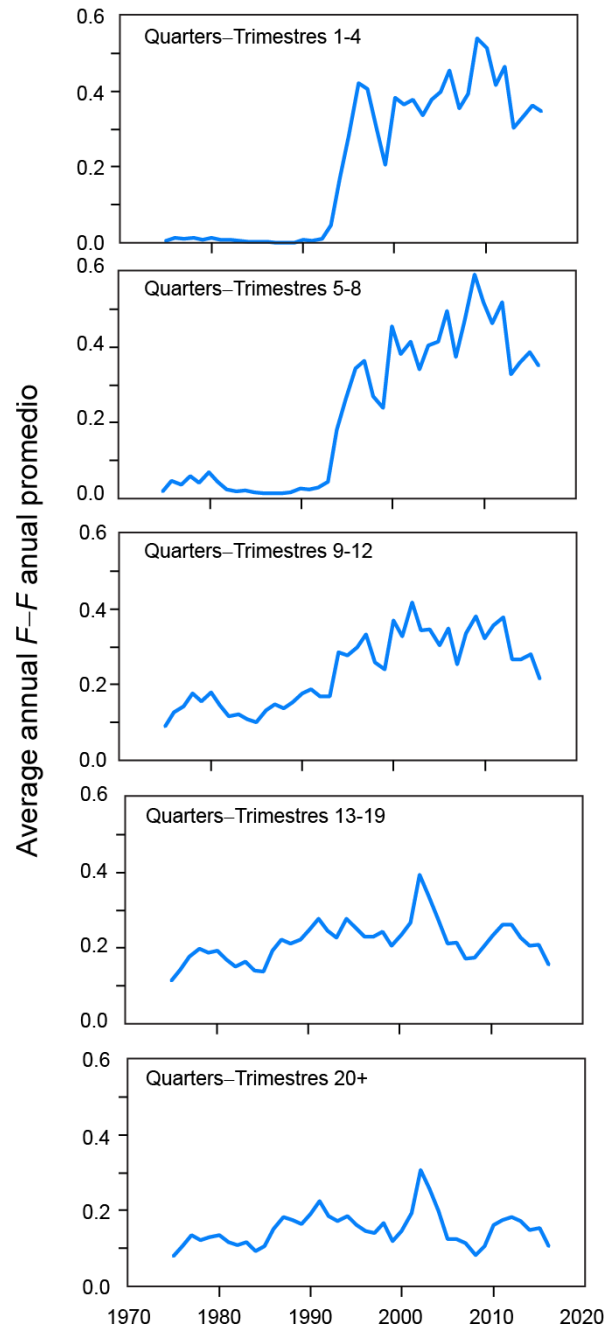


FIGURE 3. Average annual fishing mortality, by all gears, of bigeye tuna recruited to the fisheries of the EPO. Each panel illustrates the average fishing mortality rates that affected the fish within the range of ages, in quarters, indicated in the title of each panel. For example, the trend illustrated in the top panel is an average of the fishing mortalities that affected the fish that were 1-4 quarters old.

FIGURA 3. Mortalidad por pesca anual media, por todas las artes, de atún patudo reclutado a las pesquerías del OPO. Cada recuadro ilustra las tasas medias de mortalidad por pesca que afectaron a los peces de la edad, en trimestres, indicada en el título de cada recuadro. Por ejemplo, la tendencia ilustrada en el recuadro superior es un promedio de las mortalidades por pesca que afectaron a los peces de entre 1 y 4 trimestres de edad.

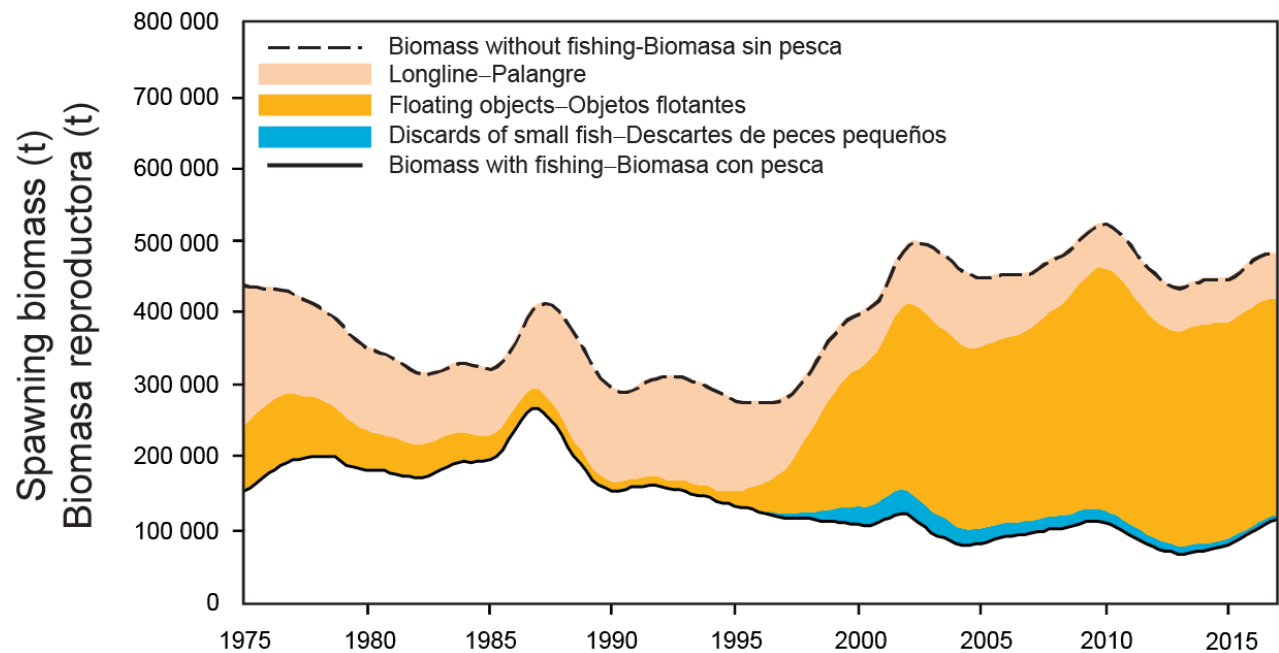


FIGURE 4. Trajectory of the spawning biomass of a simulated population of bigeye tuna that was not exploited (top line) and that predicted by the stock assessment model (bottom line). The shaded areas between the two lines show the portions of the impact attributed to each fishing method. t = metric tons.

FIGURA 4. Trayectoria de la biomasa reproductora de una población simulada de atún patudo no explotada (línea superior) y la que predice el modelo de evaluación (línea inferior). Las áreas sombreadas entre las dos líneas señalan la porción del efecto atribuida a cada método de pesca. t = toneladas métricas.

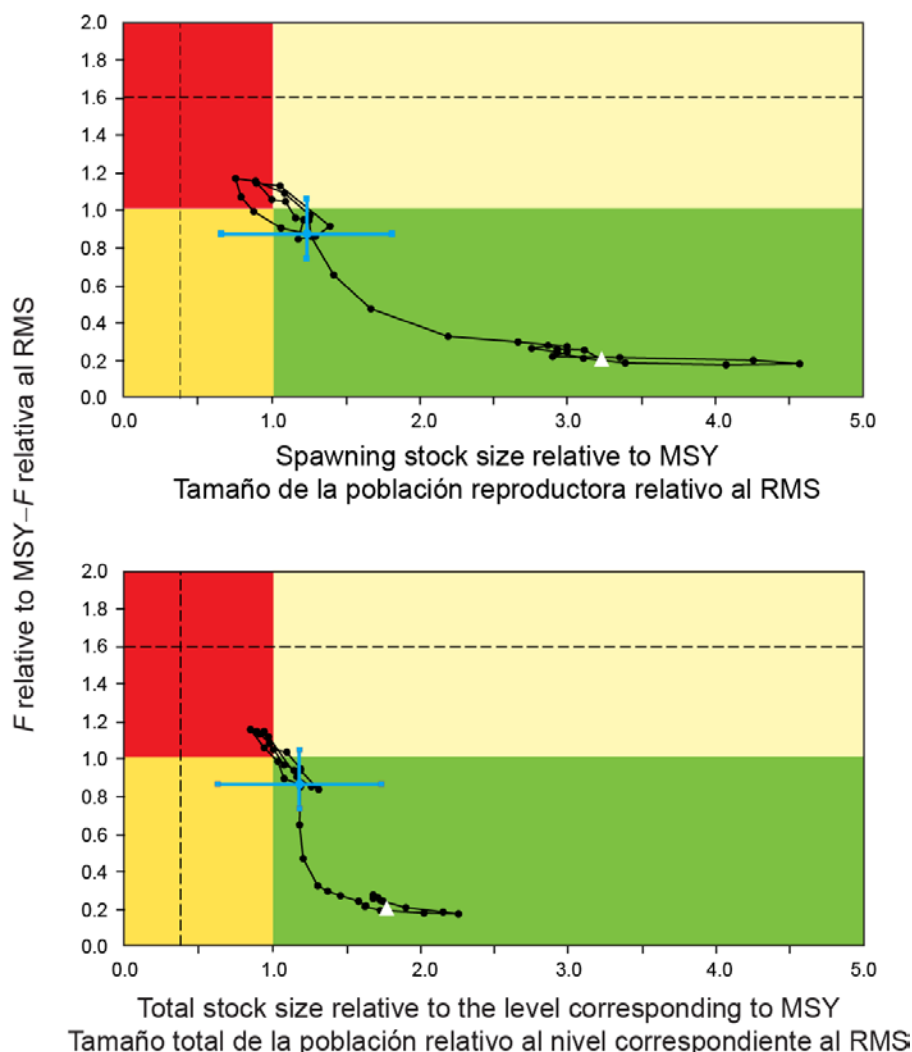


FIGURE 5. Kobe (phase) plot of the time series of estimates of spawning stock size (top panel: spawning biomass; bottom panel: total biomass aged 3+ quarters) and fishing mortality relative to their MSY reference points. The colored panels represent target reference points (S_{MSY} and F_{MSY} ; solid lines) and limit reference points (dashed lines) of $0.38 S_{MSY}$ and $1.6 F_{MSY}$, which correspond to a 50% reduction in recruitment from its average unexploited level based on a conservative steepness value ($h = 0.75$) for the Beverton-Holt stock-recruitment relationship. Each dot is based on the average fishing mortality rate over three years; the large dot indicates the most recent estimate. The squares around the most recent estimate represent its approximate 95% confidence interval. The triangle represents the first estimate (1975).

FIGURA 5. Gráfica de Kobe (fase) de la serie de tiempo de las estimaciones del tamaño de la población reproductora (panel superior: biomasa reproductora; panel inferior: biomasa total de edad 3+ trimestres) y la mortalidad por pesca relativas a sus puntos de referencia de RMS. Los recuadros colorados representan los puntos de referencia objetivo provisionales (S_{RMS} y F_{RMS} ; líneas sólidas) y los puntos de referencia límite (líneas de trazos) de $0.38 S_{RMS}$ y $1.6 F_{RMS}$, que corresponden a una reducción de 50% del reclutamiento de su nivel medio no explotado basada en un valor cauteloso ($h = 0.75$) de la inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt. Cada punto se basa en la tasa de explotación media de un trienio; el punto grande indica la estimación más reciente. Los cuadros alrededor de la estimación más reciente representan su intervalo de confianza de 95% aproximado. El triángulo representa la primera estimación (1975).

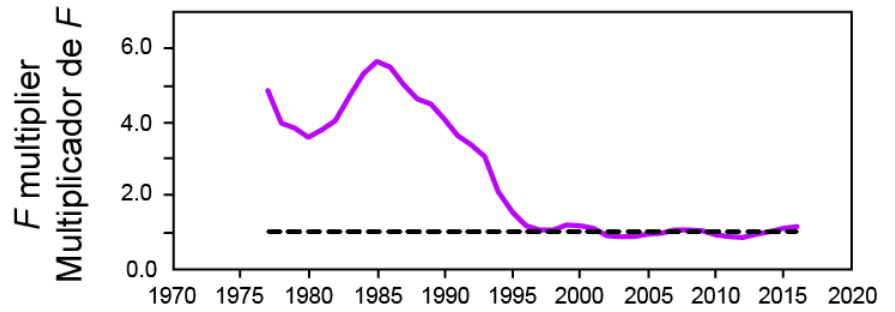
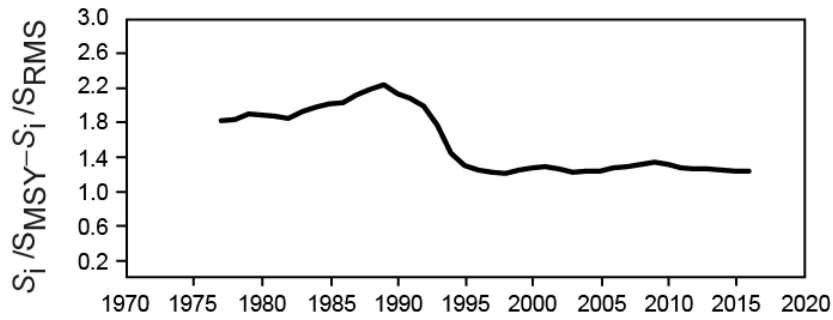
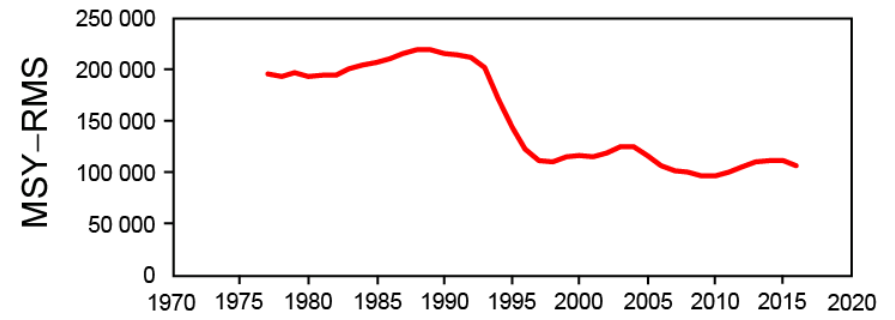
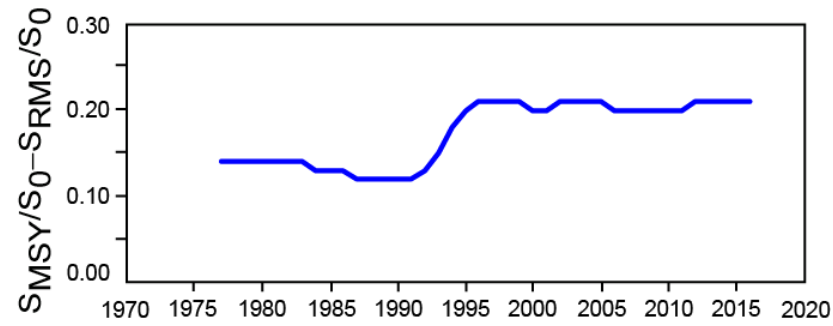


FIGURE 6. Estimates of MSY-related quantities calculated using the average age-specific fishing mortality for each year. (S_i is the spawning biomass at the end of the last year in the assessment.)

FIGURA 6. Estimaciones de cantidades relacionadas con el RMS calculadas usando la mortalidad por pesca media por edad de cada año. (S_i es la biomasa reproductora al fin del último año en la evaluación.

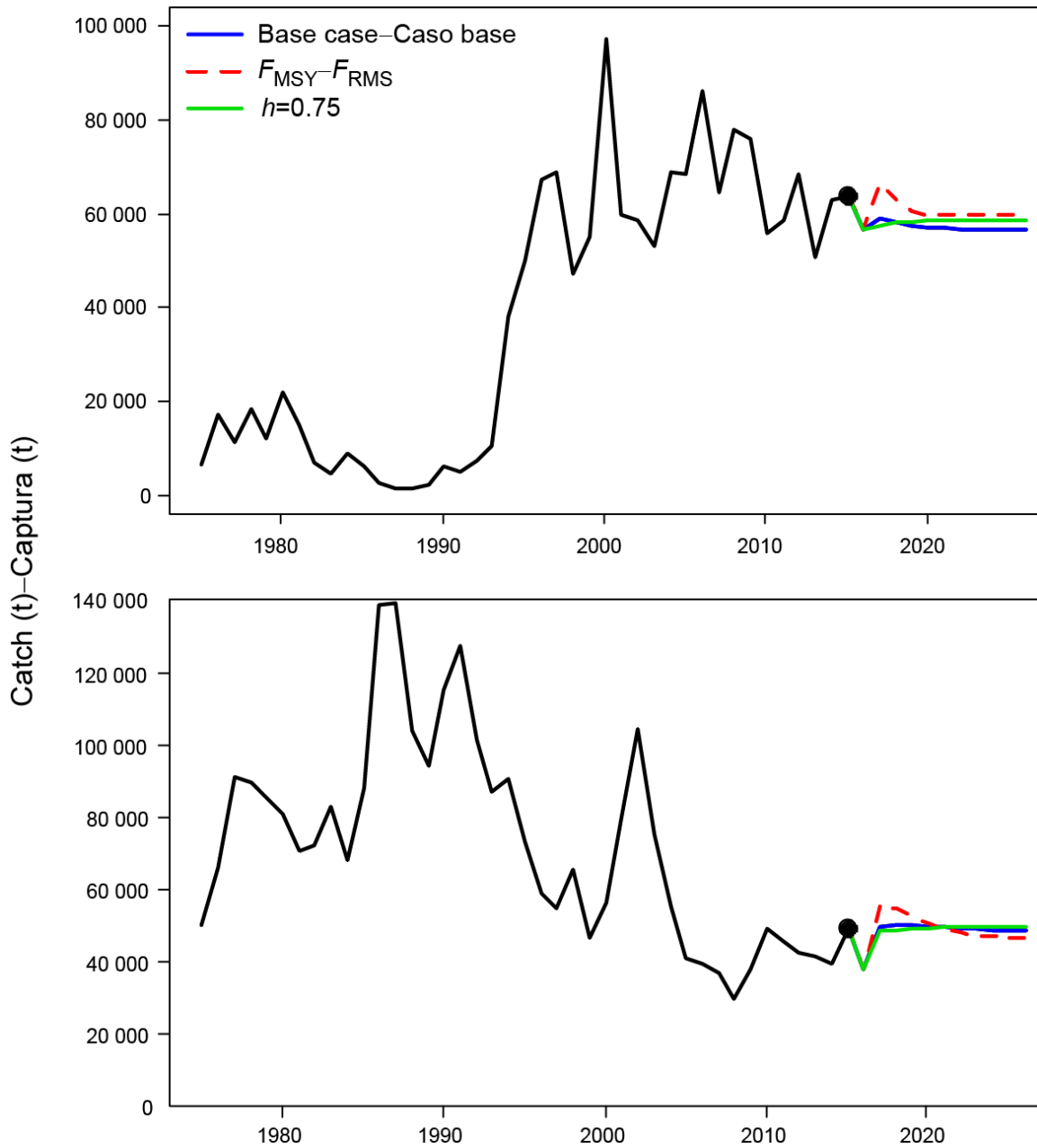


FIGURE 7. Historic and projected annual catches of bigeye tuna over a period of 10 years by surface (top panel) and longline (bottom panel), based on fishing mortality rates during 2014-2016. Projected catches are compared between the base case, the analysis assuming F_{MSY} , and the analysis in which a stock-recruitment relationship ($h = 0.75$) was used. t = metric tons.

FIGURA 7. Capturas anuales históricas y proyectadas de atún patudo durante un decenio por las pesquerías de superficie (recuadro superior) y de palangre (recuadro inferior), basadas en las tasas de mortalidad por pesca durante 2014-2016. Se comparan las capturas proyectadas entre el caso base, el análisis que supone F_{RMS} , y el análisis en el que se usa una relación población-reclutamiento ($h = 0.75$). t = toneladas.

TABLE 1. Estimates of the MSY and its associated quantities for bigeye tuna for different assumptions on steepness (h). All analyses are based on average fishing mortality during 2014-2016. B_{recent} and B_{MSY} are defined as the biomass of fish 3+ quarters old (in metric tons) at the beginning of 2017 and at MSY, respectively. S_{recent} and S_{MSY} are in metric tons. C_{recent} is the estimated total catch in 2016. The F multiplier indicates how many times effort would have to be effectively increased to achieve the MSY in relation to the average fishing mortality during 2014-2016.

TABLA 1. Estimaciones del RMS y sus cantidades asociadas para el atún patudo correspondientes a distintos supuestos de la inclinación (h). Todos los análisis se basan en la mortalidad por pesca promedio de 2014-2016. Se definen B_{recent} y B_{RMS} como la biomasa de peces de 3+ trimestres de edad (en toneladas) al principio de 2017 y en RMS, respectivamente. Se expresan S_{recent} y S_{MSY} en toneladas. C_{recent} es la captura total estimada en 2016. El multiplicador de F indica cuántas veces se tendría que incrementar el esfuerzo para lograr el RMS en relación con la mortalidad por pesca media durante 2014-2016.

	Base case- Caso base	$h = 0.75$
MSY-RMS	106,201	108,635
$B_{\text{MSY}} - B_{\text{RMS}}$	391,298	748,975
$S_{\text{MSY}} - S_{\text{RMS}}$	96,360	207,133
$B_{\text{MSY}}/B_0 - B_{\text{RMS}}/B_0$	0.26	0.34
$S_{\text{MSY}}/S_0 - S_{\text{RMS}}/S_0$	0.21	0.30
$C_{\text{recent}}/\text{MSY} - C_{\text{recent}}/\text{RMS}$	0.89	0.87
$B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} - B_{\text{recent}}/B_{\text{RMS}}$	1.18	1.02
$S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} - S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$	1.23	1.04
F multiplier-Multiplicador de F	1.15	1.05

CONDICIÓN DEL ATÚN PATUDO EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL EN 2016 Y PERSPECTIVAS PARA EL FUTURO

Alexandre Aires-da-Silva, Carolina Minte-Vera, y Mark N. Maunder

RESUMEN EJECUTIVO

1. La evaluación del atún patudo en el Océano Pacífico oriental (OPO) en 2016 es similar a la evaluación previa.
2. Los resultados de esta evaluación indican una tendencia recuperativa del atún patudo en el OPO durante 2005-2009, subsiguiente a las resoluciones de conservación de atún de la CIAT iniciadas en 2004. No obstante, aunque las resoluciones han continuado desde 2009, la tendencia recuperativa no se ha mantenido durante 2010-2013, y el cociente de biomasa reproductora (SBR) disminuyó paulatinamente a su nivel histórico mínimo de 0.16 al principio de 2013. Esta disminución podría estar relacionada a los reclutamientos inferiores al promedio en 2007 y 2008, y coincide con una serie de eventos de La Niña particularmente fuertes. Más recientemente, se estima que el SBR aumentó de forma importante, de 0.16 en 2013 a 0.26 al principio de 2017; en el modelo, este aumento es impulsado principalmente por el incremento reciente de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de las pesquerías palangreras que capturan patudo adulto. Este incremento puede ser atribuido al reclutamiento fuerte de 2012.
3. Existe incertidumbre con respecto a los niveles de reclutamiento y biomasa recientes y futuros. Con los niveles actuales de mortalidad por pesca, y si el esfuerzo y la capturabilidad continúan en los niveles recientes y persiste el reclutamiento promedio, se predice que la biomasa reproductora se estabilizará alrededor del SBR actual de 0.26, por encima del nivel correspondiente al RMS (0.21).
4. Según la evaluación de caso base, las tasas recientes de mortalidad por pesca (F) están por debajo del nivel correspondiente al RMS (F_{RMS}), mientras que las biombras reproductoras recientes están por encima de dicho nivel. Estas interpretaciones están sujetas a incertidumbre, pero no rebasan los puntos de referencia límite; sin embargo, son altamente sensibles a los supuestos correspondientes al parámetro de inclinación (h) de la relación población-reclutamiento, la ponderación asignada a los datos de composición por talla, en particular los de palangre, la curva de crecimiento, y las tasas supuestas de mortalidad natural (M) del patudo adulto. Los resultados son más pesimistas si se supone una relación población-reclutamiento y tasas más bajas de M para el patudo adulto tal como se demostró en evaluaciones previas.
6. Los temas siguientes deberían ser prioritarios en investigaciones futuras de la evaluación de la población de patudo:
 - a. investigación de las causas de especificación errónea del modelo responsables del patrón de reclutamiento en dos etapas en la evaluación del patudo.
 - b. Formulación de una curva de crecimiento más representativa de los datos.
 - c. Ponderación de los distintos conjuntos de datos.
 - d. Definiciones de las pesquerías.
 - e. Estructura de la población. El personal de la CIAT realizará también investigaciones dirigidas a mejorar la estructura espacial en el modelo actual de evaluación del patudo en el OPO, así como la mejor forma de incorporar los datos de marcado disponibles. Además, continuara su colaboración con la Secretaría de la Comunidad del Pacífico (SPC) en una evaluación del patudo a escala del Pacífico entero. Se incorporarán los nuevos datos de marcado en un modelo de dinámica poblacional con estructura por edad, que ayudará a evaluar los sesgos potenciales que resultan del enfoque actual de realizar evaluaciones separadas para el OPO y el Océano Pacífico

central y occidental (OPOC).

f. Mejorar las estimaciones de mortalidad natural.

RESUMEN DE LA EVALUACIÓN

Este informe presenta los resultados clave de una evaluación actualizada de la población del atún patudo (*Thunnus obesus*) en el Océano Pacífico oriental (OPO), realizada usando un modelo de evaluación de poblaciones estadístico integrado con estructura por edad (*Stock Synthesis* 3.23b). Evaluación « actualizada » significa que el modelo de caso base usado en la presente evaluación es el mismo que se usó en la evaluación completa previa, realizada en 2016 ([SAC-07-05a](#)), y que solamente los datos usados en el modelo han sido actualizados. El modelo *Stock Synthesis* produce una serie extensa de resultados y diagnósticos de ajuste. Están disponibles para el modelo de caso base en formatos html y pdf.

El atún patudo se encuentra distribuido por todo el Océano Pacífico, pero la mayor parte de la captura proviene de las zonas oriental y occidental del mismo. Las capturas cerqueras de patudo son sustancialmente más bajas cerca del límite occidental del OPO (150°O); las capturas palangreras son más continuas, pero relativamente bajas entre 160°O y 180°. El patudo no es capturado frecuentemente con arte de cerco en el OPO al norte de 10°N, pero una porción sustancial de las capturas palangreras de patudo en el OPO proviene del norte de ese paralelo.

Se realiza la evaluación como si existiera una sola población de patudo en el OPO, con desplazamientos netos mínimos de peces entre el OPO y el Océano Pacífico central y occidental. Los resultados son consistentes con aquéllos de otros análisis del patudo a escala del Pacífico entero. Sin embargo, recientemente se obtuvieron grandes cantidades de datos de marcas electrónicas del *Pacific Tuna Tagging Programme* de la SPC, que ha enfocado sus esfuerzos entre 180° y 140°O desde 2008. Las marcas recuperadas indican claramente que existen desplazamientos longitudinales extensos de patudo a través del límite occidental de la zona de ordenación de la CIAT en 150°O, en particular de oeste a este. El personal de la CIAT continuará colaborando con la SPC en investigaciones de un modelo de evaluación del patudo a escala del Pacífico entero. Se incorporarán los nuevos datos de marcado en un modelo de dinámica poblacional con estructura por edad, que ayudará en la evaluación actual de sesgos potenciales que resultan de hacer caso omiso al intercambio de peces a través del límite OPOC-OPO en el enfoque actual de realizar evaluaciones separadas para el OPO y el OPOC.

Un reto importante para el modelado, reconocido en la investigación del patudo a escala del Pacífico entero, es la posible especificación errónea en el modelo que resulta de suponer tasas de crecimiento comunes para el patudo en el Pacífico entero, mientras que los estudios disponibles indican diferencias regionales. El personal de la SPC ha construido recientemente un modelo de evaluación a escala del Pacífico entero para probar la sensibilidad del asesoramiento de ordenación para el OPOC al supuesto de que se puede en efecto hacer caso omiso a la dinámica del patudo en el OPO al realizar evaluaciones de la población del OPOC ([McKechnie et al. 2015](#)). Los resultados indican que la dinámica del patudo en el OPOC estimada por el modelo del Pacífico entero no es sustancialmente diferente de aquella estimada por el modelo que incluye sólo el OPOC, y que es por lo tanto razonable seguir haciendo recomendaciones de ordenación a la Comisión de Pesca del Pacífico Central y Occidental (WCPFC) sobre la base de modelos de evaluación regionales para el OPOC.

La evaluación de la población requiere una cantidad sustancial de información. Se analizaron datos de capturas retenidas, descartes, captura por unidad de esfuerzo (CPUE), y de composición por tamaño de las capturas de varias pesquerías distintas. Se hicieron también varios supuestos sobre procesos tales como crecimiento, reclutamiento, desplazamiento, mortalidad natural (M), y mortalidad por pesca (F). Se actualizaron los datos de captura y CPUE de las pesquerías de superficie, e incluyen datos nuevos de 2016. Se dispone de datos nuevos o actualizados de la captura palangrera de China (2015), Japón (2013-2015), Corea (2015), Taipéi Chino (2013-2015), Estados Unidos (2014-2015), Polinesia Francesa (2015), Vanuatu (2015), y otras naciones (2014-2016). Se dispone de datos de captura palangrera de 2016 para

China, Japón, Taipéi Chino, y Corea a partir de las estadísticas de los informes mensuales. En el caso de las capturas palangreras sin datos de captura nuevos para 2016, se supuso que las capturas eran iguales que en 2015. Se dispone de datos de CPUE nuevos o actualizados de la flota palangrera japonesa para 2014-2016. Se dispone de datos nuevos de frecuencia de talla de la pesquería de cerco para 2016, y se actualizaron los datos de años previos. Se dispone también de datos de frecuencia de talla nuevos o actualizados de la flota palangrera comercial japonesa (2013-2015).

Una característica prominente de la serie de tiempo de estimaciones de reclutamientos de patudo es que los picos máximos de 1982-1983 y 1998 coinciden con los eventos de El Niño más fuertes del periodo histórico de la evaluación ([Figura 1](#)). Hubo un período de reclutamiento anual superior al promedio durante 1994-1998, seguido por reclutamientos inferiores al promedio en 1999 y 2000. El reclutamiento fue superior al promedio entre 2001 y 2006, y fue particularmente fuerte en 2005; fue seguido por reclutamiento inferior al promedio en 2007 y 2008. El periodo de 2009 a 2016 fue dominado por reclutamientos superiores al promedio; fue particularmente fuerte en 2012. Las estimaciones más recientes (2014-2016) son altamente inciertas, y deben ser consideradas con cautela, ya que el patudo recién reclutado está representado en solamente unos pocos conjuntos de datos de frecuencia de talla.

Dentro de la gama de biomazas reproductoras estimadas por la evaluación de caso base, la abundancia de los reclutas de patudo no parece estar relacionada con el potencial reproductor de las hembras adultas en el momento de cría.

Durante 2005-2008, el cociente de biomasa reproductora (*spawning biomass ratio*, o SBR: el cociente de la biomasa reproductora actual a aquélla de la población no explotada) aumentó paulatinamente, a 0.25 al principio de 2009, debido probablemente al efecto combinado de reclutamiento superior al promedio durante 2001-2006, las resoluciones de conservación de atunes de la CIAT que comenzaron en 2004, y la reducción del esfuerzo de pesca palangrero en el OPO durante 2004-2008. No obstante, aunque las soluciones han continuado desde 2009, la tendencia recuperativa no se mantuvo durante 2010-2013, y el SBR disminuyó paulatinamente a un nivel histórico bajo de 0.16 al principio de 2013 ([Figura 2](#)). Esta disminución podría estar relacionada con los reclutamientos inferiores al promedio en 2007-2008, y coincide con una serie de eventos de La Niña particularmente fuertes. Más recientemente, se estima que el SBR aumentó de forma importante, de 0.16 en 2013 a 0.26 al principio de 2017; en el modelo, este aumento es impulsado principalmente por el incremento reciente de la CPUE de las pesquerías palangreras que capturan patudo adulto. Este incremento puede ser atribuido al reclutamiento fuerte de 2012.

Han ocurrido cambios importantes en la cantidad de mortalidad por pesca (F) causada por las pesquerías que capturan patudo en el OPO. En promedio, desde 1993 la mortalidad por pesca de patudo de menos de unos 15 trimestres de edad ha aumentado sustancialmente, pero ha disminuido en los últimos años. En el caso de los peces de más de unos 15 trimestres de edad, F aumentó inicialmente también, pero luego fluctuó alrededor de un nivel constante ([Figura 3](#)). El aumento de la mortalidad por pesca de los peces más jóvenes fue causado por la expansión de las pesquerías de cerco que capturan atún en asociación con objetos flotantes. Queda claro que la pesquería de palangre ejerció el mayor impacto sobre la población antes de 1995, pero con la reducción del esfuerzo de palangre, y la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes, en la actualidad el impacto de la pesquería de cerco sobre la población de patudo es mucho mayor que aquél de la pesquería de palangre ([Figura 4](#)). Los descartes de patudo pequeño tienen un impacto pequeño pero detectable sobre la merma de la población.

Según los resultados del caso base, al principio de 2017 la biomasa reproductora (S) de patudo en el OPO estuvo un 23% por encima del nivel correspondiente al rendimiento máximo sostenible (RMS; S_{RMS}), y se estima que las capturas recientes están un 11% por debajo del nivel de RMS. Si la mortalidad por pesca es proporcional al esfuerzo de pesca, y se mantienen los patrones actuales de selectividad por edad, el nivel de mortalidad por pesca correspondiente al RMS (F_{RMS}) es un 15%

mayor que el nivel de esfuerzo actual ([Tabla 1](#)).

La estimación más reciente de la evaluación de caso base indica que la población de patudo en el OPO no se encuentra sobrepescada ($S > S_{RMS}$) y que no está ocurriendo sobrepesca ($F < F_{RMS}$) ([Figura 5](#)). Similarmente, el modelo de caso base actual indica que los puntos de referencia límite de $0,38 S_{RMS}$ y $1,6 F_{RMS}$, que corresponden a una reducción de 50% del reclutamiento de su nivel medio no explotado basada en un valor cauteloso de la inclinación de la relación población reclutamiento de Beverton-Holt ($h = 0.75$), no han sido rebasados ([Figura 5](#)). Sin embargo, estas interpretaciones están sujetas a incertidumbre, tal como indican los intervalos de confianza aproximados alrededor de la estimación más reciente en las gráficas de fase, que incluyen $F > F_{RMS}$ y $S < S_{RMS}$, pero no rebasan los puntos de referencia límite. Cabe notar que los intervalos de confianza consideran solamente la incertidumbre en la estimación de parámetros, y no incluyen incertidumbre en los parámetros fijos o la estructura del modelo. Tal como se ilustra en la evaluación previa, las interpretaciones de la condición de la población dependen fuertemente de los supuestos acerca del parámetro de inclinación (h) de la relación población-reclutamiento, los niveles supuestos de mortalidad natural (M) de adultos, y juveniles, la curva de crecimiento, y la ponderación asignada a los datos de composición por talla.

El RMS de patudo en el OPO podría ser maximizado si el patrón de selectividad por edad fuese similar a aquél de las pesquerías de palangre, porque capturan peces más grandes de un peso cercano al crítico (el peso al cual debería idealmente ser capturado para maximizar el rendimiento por recluta). Antes de la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes que comenzó en 1993, el RMS fue mayor que el RMS actual, y la mortalidad por pesca fue mucho menos que F_{RMS} ([Figura 6](#)).

Con los niveles actuales de mortalidad por pesca, y si el esfuerzo y la capturabilidad continúan en los niveles recientes y persiste el reclutamiento promedio, se predice que la biomasa reproductora se estabilizará alrededor del SBR actual de 0.26, por encima del nivel correspondiente al RMS (0.21) ([Figura 2](#)). Se estima que, con los niveles actuales de esfuerzo de pesca, las capturas serán similares en el futuro ([Figura 7](#)).

Estas simulaciones se basan en el supuesto que los patrones de selectividad y capturabilidad no cambiarán en el futuro. Cambios en las prácticas con respecto a los objetivos de la pesca, o una mayor capturabilidad de patudo a medida que disminuye la abundancia (por ejemplo, capturabilidad dependiente de la densidad) podrían resultar en diferencias de los resultados aquí predichos.

STATUS OF YELLOWFIN TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN IN 2016 AND OUTLOOK FOR THE FUTURE

Carolina V. Minte-Vera, Alexandre Aires-da-Silva, and Mark N. Maunder

EXECUTIVE SUMMARY

1. The assessment of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2016 is similar to the previous assessment.
2. There is uncertainty about recent and future levels of recruitment and biomass. There have been three different productivity regimes since 1975, and the levels of maximum sustainable yield (MSY) and the biomasses corresponding to the MSY may differ among the regimes. The recruitment was below average until 1982, mostly above average from 1983 to 2002, and then mostly below average until 2014. The annual recruitments for 2015 and 2016 were estimated to be above average. The spawning biomass ratio (SBR) has been average or below average since 2006, except during 2008-2010. Under the current (2014-2016 average) fishing mortality, the SBR is predicted to increase in the next two years because of the large recent recruitments, and level off at about MSY level if recruitment is average.
3. The recent fishing mortality (F) is slightly below the MSY level (F multiplier = 1.03), and the current spawning biomass (S) is estimated to be below that level ($S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} = 0.86$). The recent biomass of fish aged 3 quarters and older (B), however, is higher than that corresponding to the MSY level ($B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} = 1.30$), because of the high recruitments of 2015 and 2016. As noted in Document [SAC-07-05b](#), these interpretations are uncertain, and highly sensitive to the assumptions made about the steepness parameter (h) of the stock-recruitment relationship, the average size of the oldest fish (L_2), and the assumed levels of natural mortality (M). The results are more pessimistic if a stock-recruitment relationship is assumed, if a higher value is assumed for L_2 , and if lower rates of M are assumed for adult yellowfin. Previous assessments reported that the data components diverge on their information about abundance levels: results are more pessimistic if the weighting assigned to length-frequency data is decreased, and more optimistic if the model is fitted more closely to the index of relative abundance based on the catch per unit of effort (CPUE) of the northern dolphin-associated purse-seine fishery rather than of the southern longline fishery.
4. The highest fishing mortality (F) has been on fish aged 11-20 quarters (2.75-5 years). The average annual F has been increasing for all age classes since 2009, but in 2016 it showed a slight decline for the 11-20 quarter age group.
5. Increasing the average weight of the yellowfin caught could increase the MSY.
6. The following topics should be a priority in future research for improving the yellowfin stock assessment:
 - a. Implementation of a large-scale tagging program to address hypotheses about stock structure and regional differences in life-history parameters and depletion.
 - b. Improved estimates of growth, particularly for older fish.
 - c. Weighting of the different data sets that are fitted in the assessment model.
 - d. Refinement of fisheries definitions within the assessment model.
 - e. Implementation of time-variant selectivity, mainly for the purse-seine fisheries on floating objects.
 - f. Exploration of alternative assumptions about stock structure within the assessment model.
 - g. Analysis of changes in spatial distribution of effort for the Southern longline fishery, and whether they invalidate the use of the CPUE of this fishery as the main abundance index in the assessment model.

SUMMARY ASSESSMENT

This report presents the key results of an update stock assessment of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the eastern Pacific Ocean (EPO), conducted using an integrated statistical age-structured stock assessment model (Stock Synthesis Version 3.23b). “Update” stock assessment means that the base case model used in this assessment is the same as that used in the previous full assessment, conducted in 2016 (Document [SAC-07-05b](#)), and that only the data used in the model have been updated. The Stock Synthesis assessment model produces an extensive series of model output results and fit diagnostics. These are available for the base case model in html and pdf formats.

Yellowfin are distributed across the Pacific Ocean, but the bulk of the catch is made in the eastern and western regions. Purse-seine catches of yellowfin are relatively low in the vicinity of the western boundary of the EPO at 150°W. The majority of the catch in the EPO is taken in purse-seine sets on yellowfin associated with dolphins and in unassociated schools. Tagging studies of yellowfin throughout the Pacific indicate that the fish tend to stay within 1 800 km of their release positions. This regional fidelity, along with the geographic variation in phenotypic and genotypic characteristics of yellowfin shown in some studies, suggests that there might be multiple stocks of yellowfin in the EPO and throughout the Pacific Ocean. This is consistent with the fact that longline catch-per-unit-of-effort (CPUE) trends differ among areas in the EPO. However, movement rates between these putative stocks, as well as across the 150°W meridian, cannot be estimated with currently-available tagging data. This assessment assumes a single stock of yellowfin in the EPO.

The stock assessment requires a substantial amount of information. Data on retained catch, discards, catch per unit of effort (CPUE), and size compositions of the catches from several different fisheries have been analyzed. Several assumptions regarding processes such as growth, recruitment, movement, natural mortality (M), and fishing mortality (F), have also been made. The catch data for the surface fisheries have been updated and new data added for 2016. New or updated longline catch data are available for China (2015), Japan (2013-2016), Korea (2015), Chinese Taipei (2013-2015), the United States (2014-2015), French Polynesia (2015), Vanuatu (2015), and other nations (2014-2015). For longline fisheries with no catch data for 2013-2016, catches were assumed to be the same as in the most recent year with available data. Surface fishery CPUE data were updated, and new CPUE data added for 2016. New or updated CPUE data are available for the Japanese longline fleet for 2014-2016. New surface-fishery size-composition data for 2016 were added, and data for previous years were updated. New or updated length-frequency data for the Japanese commercial longline fleet are available for 2013-2014.

In general, recruitment of yellowfin to the fisheries in the EPO is variable, with a seasonal component. This analysis and previous analyses indicate that the yellowfin population has most likely experienced three different recruitment productivity regimes (1975-1982, 1983-2002, 2003-2014). The recruitment was below average until 1982, mostly above average from 1983 to 2002, and then mostly below average from 2003 to 2014 ([Figure 1](#)). The most recent annual recruitments (2015 and 2016) were estimated to be markedly above average, because of high quarterly recruitments from mid-2015 to the third quarter of 2016, but these estimates are highly uncertain. The productivity regimes correspond to regimes in biomass, with higher-productivity regimes producing greater biomasses ([Figure 2](#)). A stock-recruitment relationship is also supported by the data from these regimes, but the evidence is weak, and this is probably an artifact of the apparent regime shifts.

The spawning biomass ratio (the ratio of the spawning biomass to that of the unfished population; SBR) of yellowfin in the EPO was below the level corresponding to the maximum sustainable yield (MSY) during 1977-1983, coinciding with the low productivity regime, but above that level during most of the following years until 2005 ([Figure 2](#)). Since 2005, the SBR has been below the MSY level, except during 2008-2010, following the above-average recruitment of 2006. The 1984 increase in the SBR is attributed to the regime change, and the recent decrease may be a reversion to an intermediate productivity regime. The SBR at the start of 2017 was estimated to be 0.23, below the MSY level (0.27). In fact, since 2011 the SBR has been

estimated to be slightly below or at the MSY level, following the series of low recruitments since 2007, which coincided with a series of strong La Niña events. Under the current (2014-2016 average) fishing mortality, the SBR is predicted to increase in the next two years, following the above-average recruitments of 2015 and 2016, and stabilize slightly above the MSY in the future (Figure 2) if recruitment is average. The different productivity regimes may support different MSY levels and associated SBRs.

Substantial levels of fishing mortality have been estimated for the yellowfin fishery in the EPO (Figure 3). These levels are highest for yellowfin ages 11-20 quarters (2.75-5 years), and lowest for the younger fish (< 10 quarters/2.5 years). Historically, the dolphin-associated and unassociated purse-seine fisheries have the greatest impact on the spawning biomass of yellowfin, followed by the floating-object fisheries. In more recent years, the impact of the floating-object fisheries has been greater than that of the unassociated fisheries. The impacts of the longline and purse-seine discard fisheries are much less, and have decreased in recent years (Figure 4).

The fishing mortality is estimated to be slightly below the level that would support the MSY (based on the current distribution of effort among the different fisheries, F multiplier = 1.03) but confidence intervals are wide (Figure 5), and recent catches are below that level (Table 1). The SBR is below the MSY level ($S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} = 0.86$), but the biomass of fish aged 3 quarters and older is above that level ($B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} = 1.30$), because of the recent large recruitments. It is important to note that the curve relating the average sustainable yield to the long-term fishing mortality is flat around the MSY level (Figure 6); therefore, moderate changes in the long-term levels of effort will change the long-term catches only marginally, while changing the biomass considerably. Maintaining the fishing mortality below the MSY level would result in only a marginal decrease in the long-term average yield, with the benefit of a relatively large increase in the spawning biomass. In addition, if management is based on the base case assessment (which assumes that there is no stock-recruitment relationship), when in fact there is such a relationship, there would be a greater loss in yield than if management is based on assuming a stock-recruitment relationship when in fact there is no relationship (Figure 6).

The average weights of yellowfin taken from the fishery have been consistent over time, but vary substantially among the different fisheries. In general, the floating-object, northern unassociated, and pole-and-line fisheries capture younger, smaller yellowfin than do the southern unassociated, dolphin-associated, and longline fisheries. The longline fisheries and the dolphin-associated fishery in the southern region capture older, larger yellowfin than the northern and coastal dolphin-associated fisheries.

The MSY calculations indicate that, theoretically at least, catches could be increased if the fishing effort were directed toward longlining and purse-seine sets on yellowfin associated with dolphins. This would also increase the SBRs corresponding to MSY.

The MSY has been stable during the assessment period (1975-2016) (Figure 7), which suggests that the overall pattern of selectivity has not varied a great deal through time. However, the overall level of fishing effort has varied with respect to the MSY level.

If a stock-recruitment relationship is assumed, the outlook is more pessimistic: current effort is estimated to be above the MSY level (Table 1), but the spawning biomass is predicted to rise to the MSY level in the next two years (Figure 2). However, the confidence intervals are wide, and there is a moderate probability that the SBR will be substantially above or below this level. If fishing effort continues at recent levels, both the spawning biomass (Figure 2) and the catches of the surface fisheries (Figure 8) are predicted to increase in the next year, and then decrease to below the current level, assuming average recruitment in the future.

Previous assessments have indicated that the status of the stock is also sensitive to the value assumed for the average size of the oldest fish (L_2), and more pessimistic results are obtained when higher values are assumed for this parameter. Results are more pessimistic if the weighting assigned to length-frequency data is decreased, and more optimistic if the model is fitted more closely to the index of relative abundance based on the CPUE of the northern dolphin-associated purse-seine fishery rather than of the southern longline fishery.

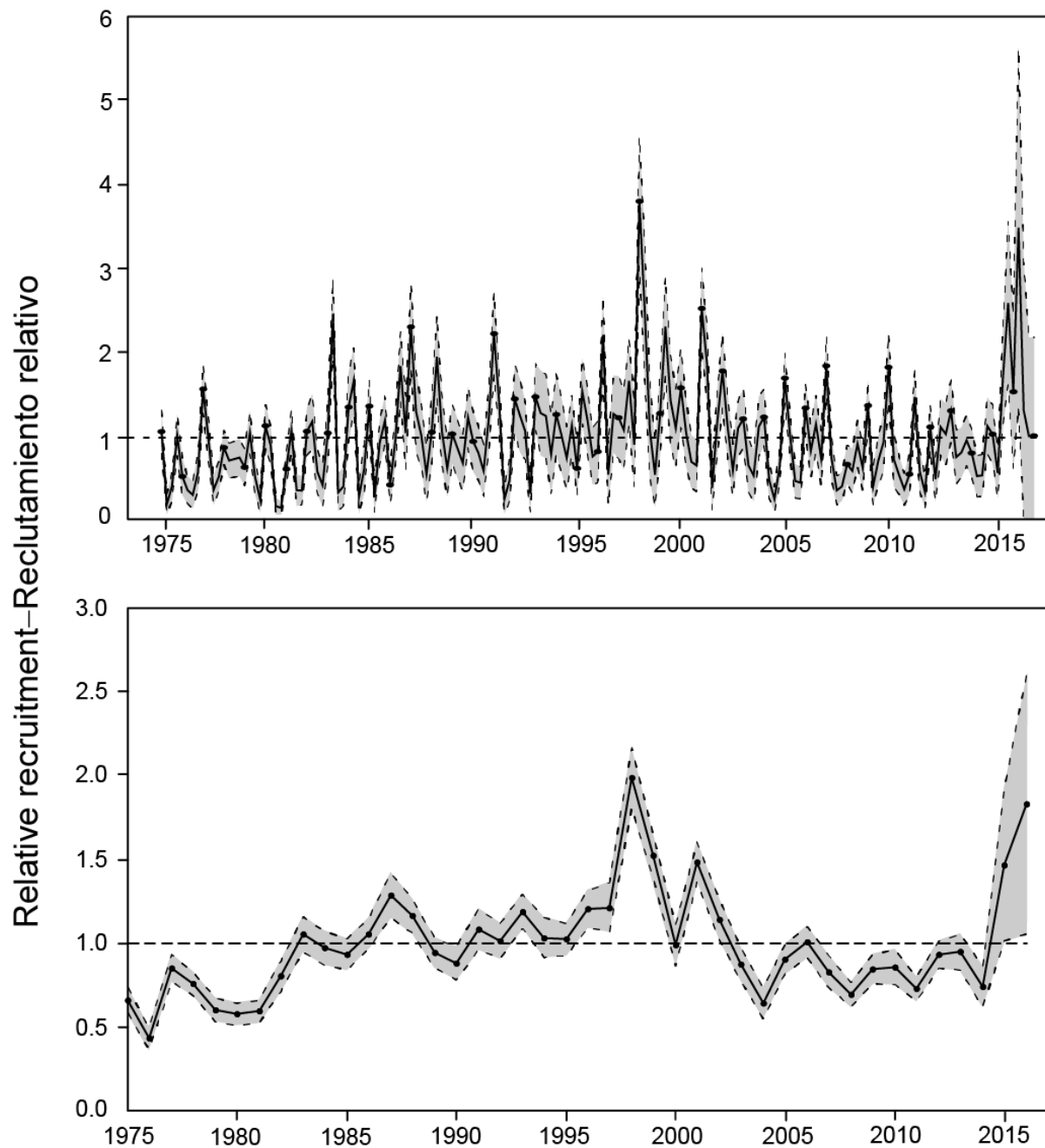


FIGURE 1. Estimated quarterly (top panel) and annual (bottom panel) recruitment at age zero of yellowfin tuna to the fisheries of the EPO. The estimates are scaled so that the average recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line). The solid line illustrates the maximum likelihood estimates of recruitment, and the shaded area indicates the approximate 95% confidence intervals around those estimates.

FIGURA 1. Reclutamiento trimestral (recuadro superior) y anual (recuadro inferior) estimado de atún aleta amarilla de edad cero a las pesquerías del OPO. Se ajusta la escala de las estimaciones para que el reclutamiento medio equivalga a 1.0 (línea de trazos horizontal). La línea sólida ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima del reclutamiento, y la zona sombreada los límites de confianza de 95% aproximados de las estimaciones.

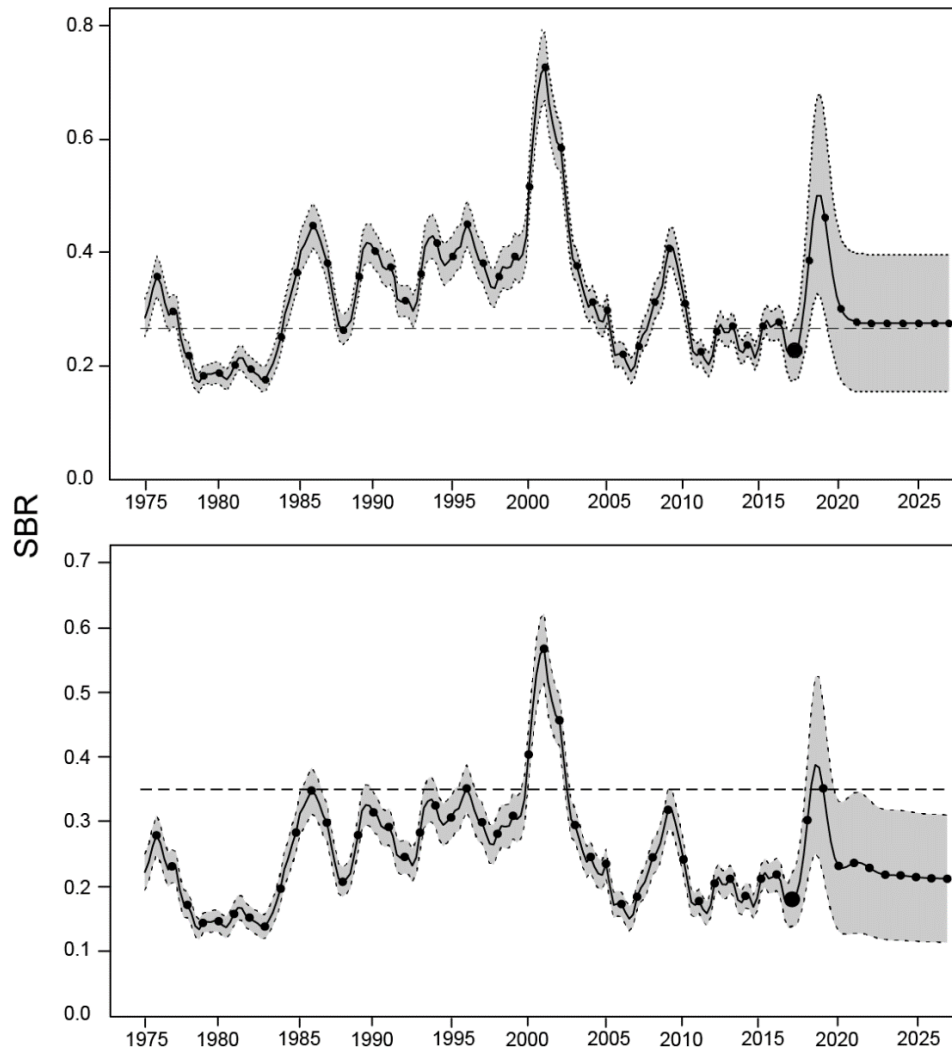


FIGURE 2. Spawning biomass ratios (SBRs) for yellowfin tuna in the EPO, including projections for 2017-2027 based on average fishing mortality rates during 2014-2016, from the base case (top) and the sensitivity analysis that assumes a stock-recruitment relationship ($h = 0.75$, bottom). The dashed horizontal line (at 0.27 and 0.35, respectively) identifies the SBR at MSY. The solid curve illustrates the maximum likelihood estimates, and the estimates after 2017 (the large dot) indicate the SBR predicted to occur if fishing mortality rates continue at the average of that observed during 2014-2016, and average environmental conditions occur during the next 10 years. The shaded area indicates the approximate 95% confidence intervals around those estimates.

FIGURA 2. Cocientes de biomasa reproductora (SBR) de atún aleta amarilla en el OPO, con proyecciones para 2017-2027 basadas en las tasas de mortalidad por pesca medias durante 2014-2016, del caso base (arriba) y el análisis de sensibilidad que supone una relación población-reclutamiento ($h = 0.75$, abajo). La línea de trazos horizontal (en 0.27 y 0.35, respectivamente) identifica el SBR correspondiente al RMS. La curva sólida ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima, y las estimaciones a partir de 2017 (punto grande) indican el SBR que se predice ocurrirá con tasas de mortalidad por pesca en el promedio de aquellas observadas durante 2014-2016, y con condiciones ambientales medias durante los 10 años próximos. El área sombreada indica los intervalos de confianza de 95% aproximados alrededor de esas estimaciones.

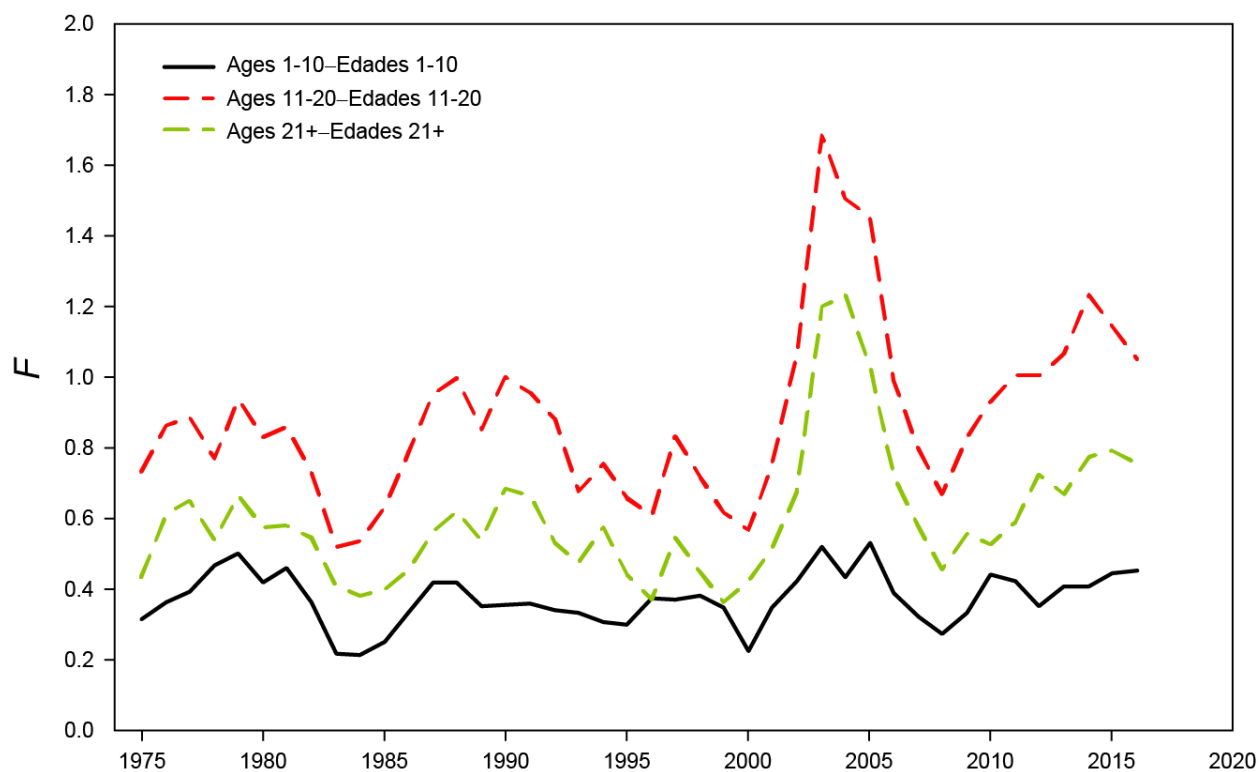


FIGURE 3. Average annual fishing mortality (F) by age groups, by all gears, of yellowfin tuna recruited to the fisheries of the EPO. The age groups are defined by age in quarters.

FIGURA 3. Mortalidad por pesca (F) anual media, por grupo de edad, por todas las artes, de atún aleta amarilla reclutado a las pesquerías del OPO. Se definen los grupos de edad por edad en trimestres.

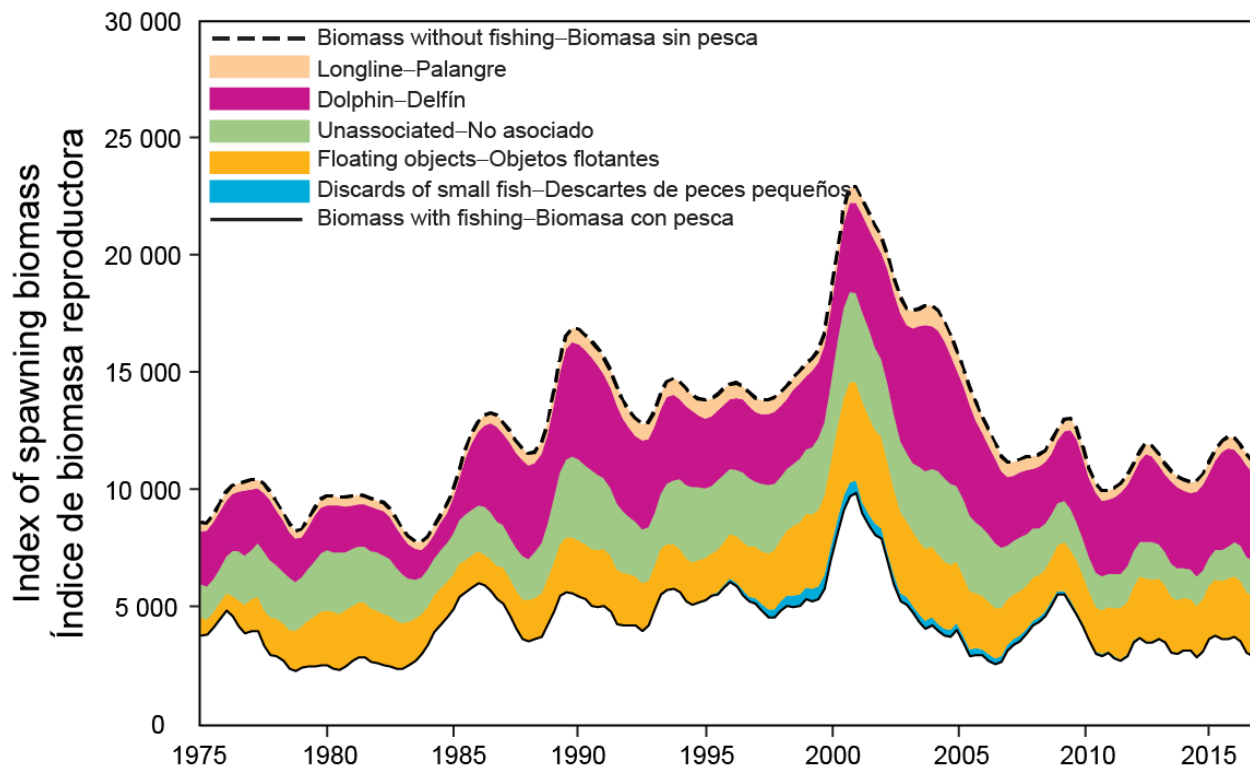


FIGURE 4. Biomass trajectory of a simulated population of yellowfin tuna that was never exploited (dashed line) and that predicted by the stock assessment model (solid line). The shaded areas between the two lines show the portions of the fishery impact attributed to each fishing method.

FIGURA 4. Trayectoria de la biomasa de una población simulada de atún aleta amarilla que nunca fue explotada (línea de trazos) y aquella predicha por el modelo de evaluación de la población (línea sólida). Las áreas sombreadas entre las dos líneas representan la porción del impacto de la pesca atribuida a cada método de pesca.

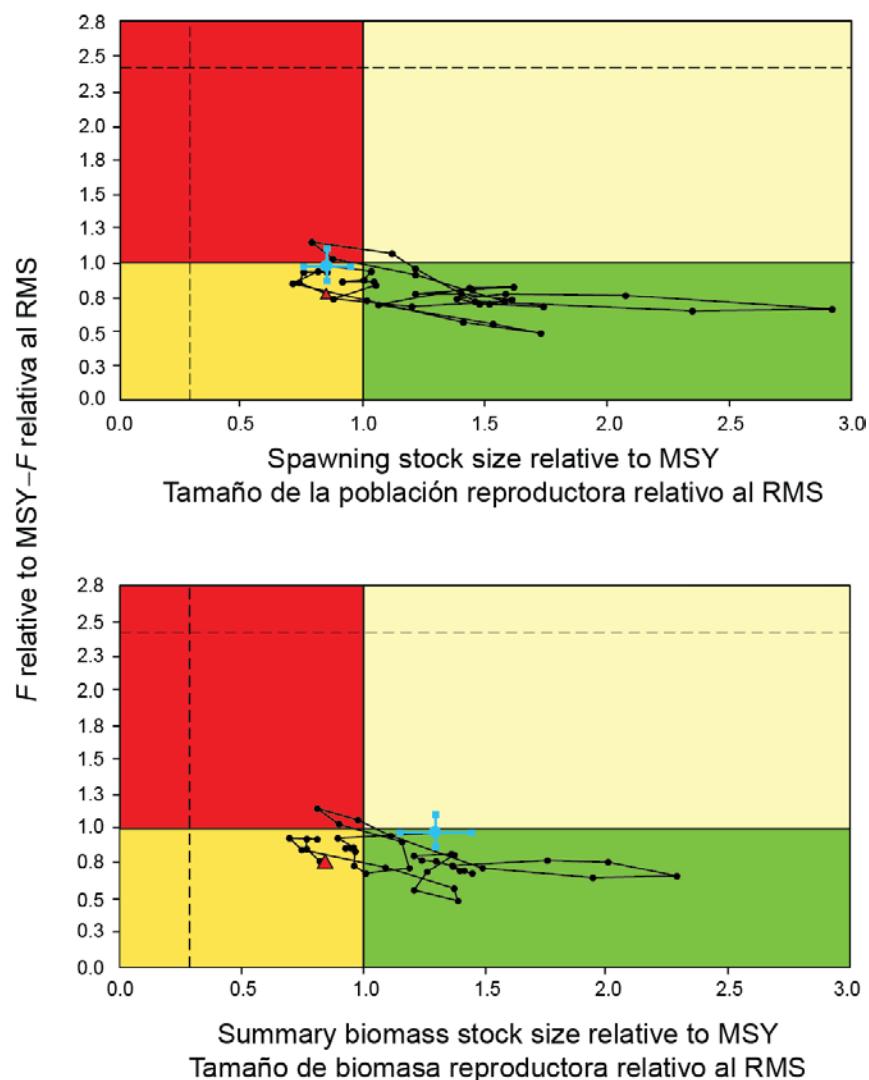


FIGURE 5. Kobe (phase) plot of the time series of estimates of stock size (top: spawning biomass; bottom: total biomass of fish aged 3 quarters and older) and fishing mortality relative to their MSY reference points. The panels represent target reference points (S_{MSY} and F_{MSY}). The solid lines represent the interim limit reference points of $0.28 * S_{MSY}$ and $2.42 * F_{MSY}$, which correspond to a 50% reduction in recruitment from its average unexploited level based on a conservative steepness value ($h = 0.75$) for the Beverton-Holt stock-recruitment relationship. Each dot is based on the average exploitation rate over three years; the large red dot indicates the most recent estimate. The squares around the most recent estimate represent its approximate 95% confidence interval. The triangle is the first estimate (1975).

FIGURA 5. Gráfica de Kobe (fase) de la serie de tiempo de las estimaciones del tamaño de la población (arriba: biomasa reproductora; abajo: biomasa total de peces de 3 trimestres o más de edad) y la mortalidad por pesca en relación con sus puntos de referencia de RMS. Los paneles representan puntos de referencia objetivo (S_{RMS} y F_{RMS}). Las líneas continuas representan los puntos de referencia límite de $0.28 * S_{RMS}$ y $2.42 * F_{RMS}$, que corresponden a una reducción de 50% del reclutamiento de su nivel medio no explotado basada en un valor cauteloso de la inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt ($h = 0.75$). Cada punto se basa en la tasa de explotación media de tres años; el punto rojo grande indica la estimación más reciente. Los cuadrados alrededor de la estimación más reciente representan su intervalo de confianza de 95% aproximado. El triángulo es la primera estimación (1975).

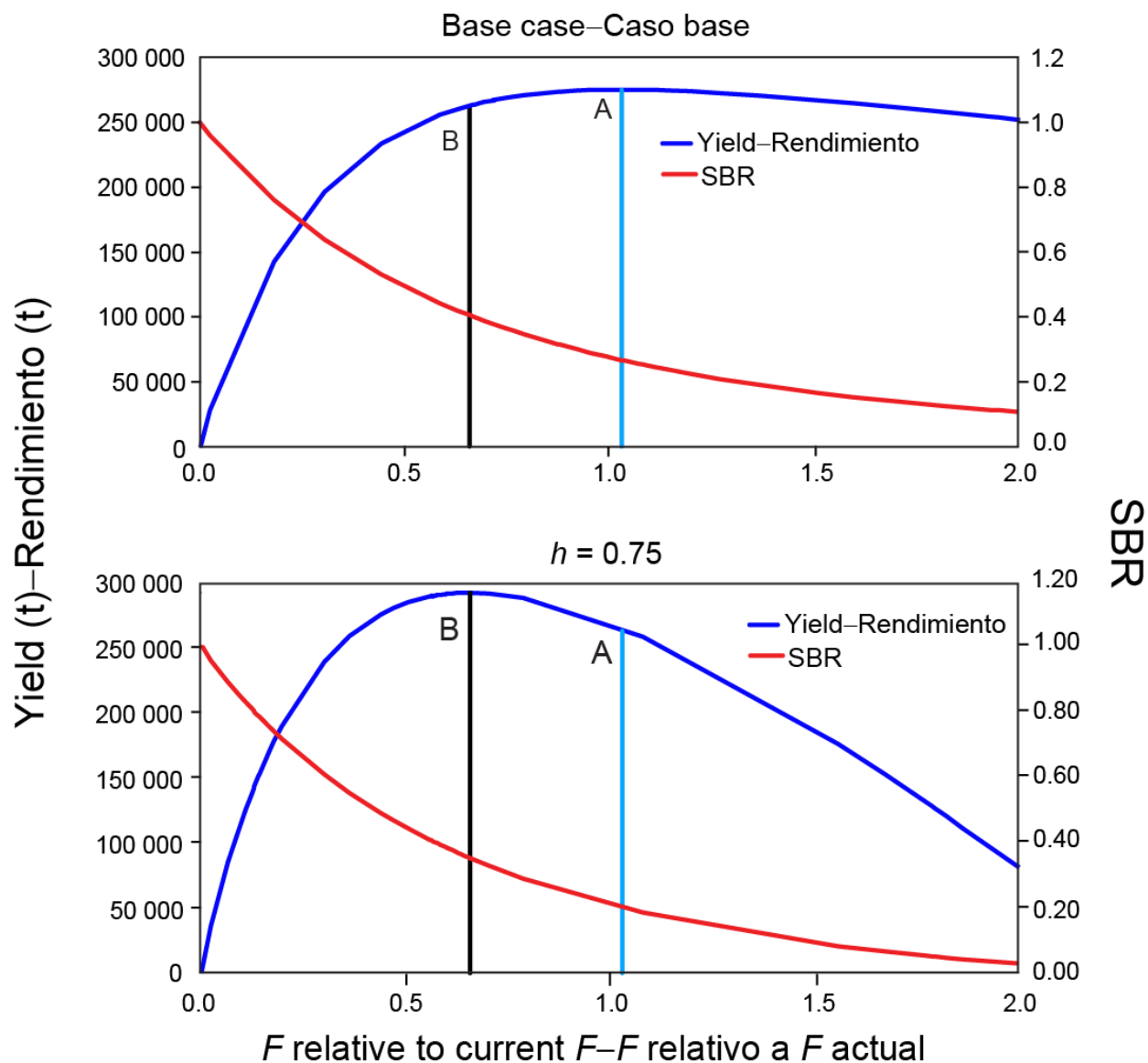


FIGURE 6. Yield and spawning biomass ratio (SBR) as a function of fishing mortality relative to the current fishing mortality. The vertical lines represent the fishing mortality corresponding to MSY for the base case and the sensitivity analysis that assumes a stock-recruitment relationship ($h = 0.75$). The vertical lines A and B represent the fishing mortality corresponding to MSY for the base case and $h = 0.75$, respectively.

FIGURA 6. Rendimiento y cociente de biomasa reproductora (SBR) como función de la mortalidad por pesca relativa a la mortalidad por pesca actual. Las líneas verticales representan la mortalidad por pesca correspondiente al RMS del caso base y del análisis de sensibilidad que supone una relación población-reclutamiento ($h = 0.75$). Las líneas verticales A y B representan la mortalidad por pesca correspondiente al RMS del caso base y de $h = 0.75$, respectivamente.

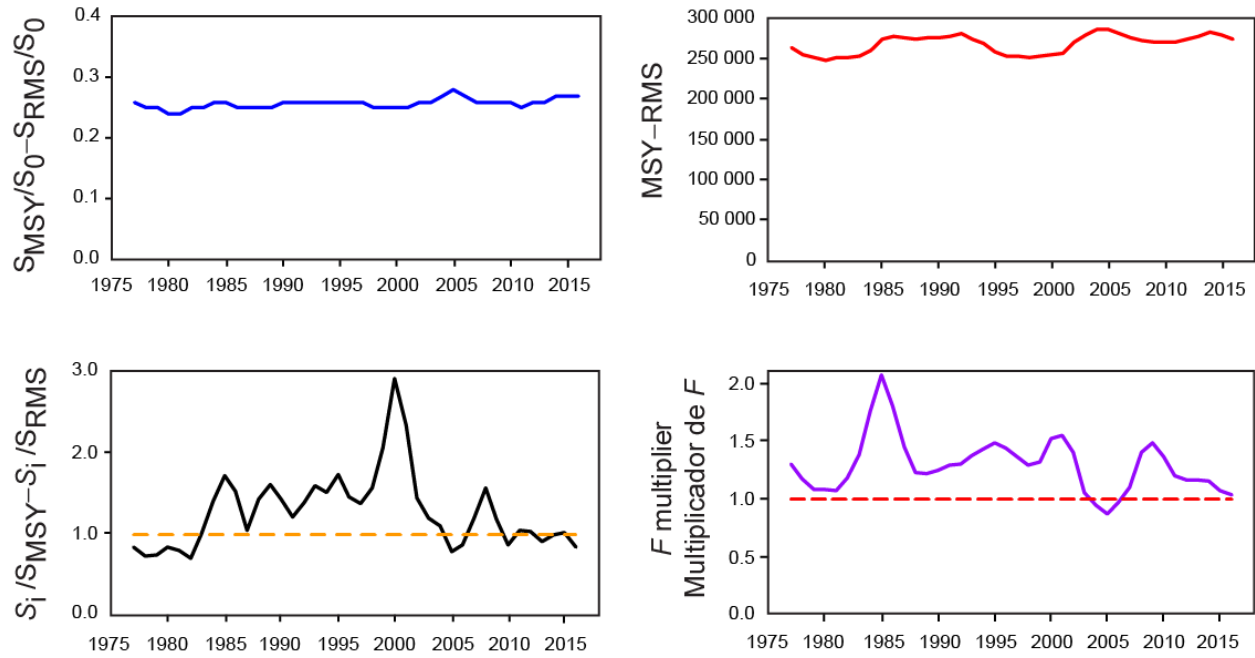


FIGURE 7. Estimates of MSY-related quantities calculated using the average age-specific fishing mortality for each year (S_i is the index of spawning biomass at the end of the last year in the assessment).

FIGURA 7. Estimaciones de cantidades relacionadas con el RMS calculadas a partir de la mortalidad por pesca media por edad para cada año. (S_i es el índice de la biomasa reproductora al fin del último año en la evaluación).

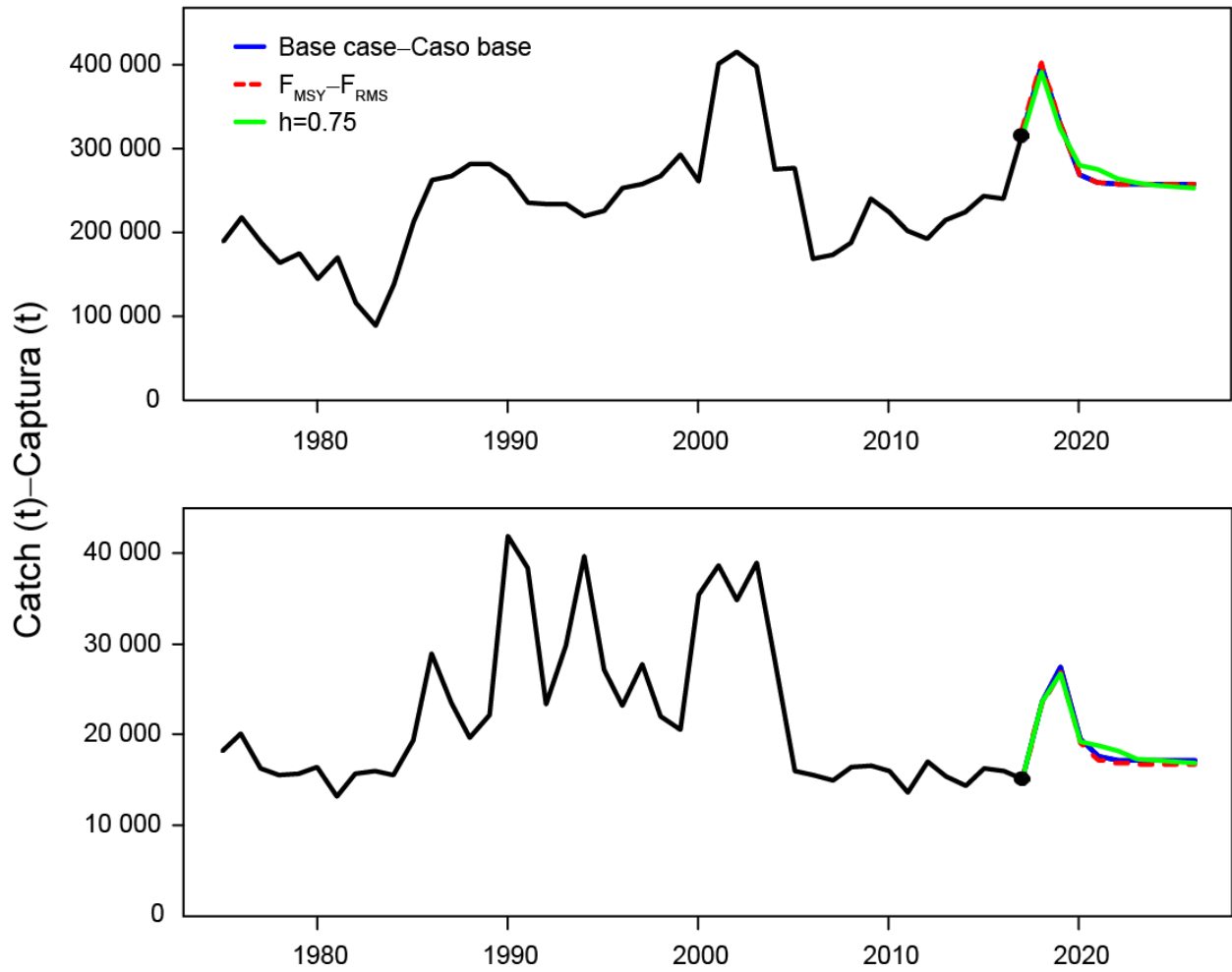


FIGURE 8. Historic and projected annual catches of yellowfin tuna by surface (top panel) and longline (bottom panel) fisheries from the base case while fishing with the current effort, the base case while fishing at the fishing mortality corresponding to MSY (F_{MSY}), and the analysis of sensitivity to steepness ($h = 0.75$) of the stock-recruitment relationship while fishing with the current effort. The large dot indicates the most recent catch (2016).

FIGURA 8. Capturas históricas y proyectadas de atún aleta amarilla de las pesquerías de superficie (panel superior) y palangre (panel inferior), del caso base con el nivel actual de esfuerzo, del caso base con la mortalidad por pesca correspondiente al RMS (F_{RMS}), y el análisis de sensibilidad a la inclinación ($h = 0.75$) de la relación población-reclutamiento con el nivel actual de esfuerzo. El punto grande indica la captura más reciente (2016).

TABLE 1. MSY and related quantities for the base case and the stock-recruitment relationship sensitivity analysis, based on average fishing mortality (F) for 2014-2016. B_{recent} and B_{MSY} are defined as the biomass, in metric tons, of fish 3+ quarters old at the start of the first quarter of 2017 and at MSY, respectively, and S_{recent} and S_{MSY} are defined as indices of spawning biomass (therefore, they are not in metric tons). C_{recent} is the estimated total catch for 2016.

TABLA 1. RMS y cantidades relacionadas para el caso base y el análisis de sensibilidad a la relación población-reclutamiento, basados en la mortalidad por pesca (F) media de 2014-2016. Se definen B_{recente} y B_{RMS} como la biomasa, en toneladas, de peces de 3+ trimestres de edad al principio del primer trimestre de 2017 y en RMS, respectivamente, y S_{recente} y S_{RMS} como índices de biomasa reproductora (por lo tanto, no se expresan en toneladas). C_{recente} es la captura total estimada de 2016.

YFT	Base case Caso base	$h = 0.75$
MSY-RMS	274,960	290,578
$B_{\text{MSY}} - B_{\text{RMS}}$	380,496	564,435
$S_{\text{MSY}} - S_{\text{RMS}}$	3,624	6,093
$B_{\text{MSY}}/B_0 - B_{\text{RMS}}/B_0$	0.32	0.37
$S_{\text{MSY}}/S_0 - S_{\text{RMS}}/S_0$	0.27	0.35
$C_{\text{recent}}/\text{MSY} - C_{\text{recente}}/\text{RMS}$	0.93	0.88
$B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} - B_{\text{recente}}/B_{\text{RMS}}$	1.30	0.87
$S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} - S_{\text{recente}}/S_{\text{RMS}}$	0.86	0.51
F multiplier-Multiplicador de F	1.03	0.66

CONDICIÓN DEL ATÚN ALETA AMARILLA EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL EN 2016 Y PERSPECTIVAS PARA EL FUTURO

Carolina Minte-Vera, Alexandre Aires-da-Silva, y Mark N. Maunder

RESUMEN EJECUTIVO

1. La evaluación del atún aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental (OPO) en 2016 es similar a la evaluación previa.
2. Existe incertidumbre con respecto a los niveles de reclutamiento y biomasa recientes y futuros. Han ocurrido posiblemente tres regímenes distintos de productividad desde 1975, y los niveles de rendimiento máximo sostenible (RMS) y las biomásas correspondientes al RMS podrían ser diferentes entre regímenes. El reclutamiento fue inferior al promedio hasta 1982, principalmente superior al promedio desde 1983 hasta 2002, y luego principalmente inferior al promedio hasta 2014. Se estima que los reclutamientos anuales de 2015 y 2016 fueron superiores al promedio. El cociente de biomasa reproductora (*spawning biomass ratio*; SBR) ha estado en el promedio, o por debajo del mismo, desde 2006, excepto durante 2008-2010. Con la mortalidad por pesca actual (promedio de 2014-2016), se predice que el SBR aumentará en los dos próximos años debido a los grandes reclutamientos recientes, y se estabilizará alrededor del nivel de RMS si el reclutamiento es medio.
3. La mortalidad por pesca reciente (F) está ligeramente por debajo del nivel de RMS de (multiplicador de $F = 1.03$), y se estima que la biomasa reproductora (S) actual está por debajo de dicho nivel ($S_{\text{reciente}}/S_{\text{RMS}} = 0.86$). No obstante, la biomasa reciente de peces de tres trimestres de edad o más (B) es mayor que aquella correspondiente al RMS ($B_{\text{reciente}}/B_{\text{RMS}} = 1.30$), debido a los altos reclutamientos de 2015 y 2016. Tal como se comenta en el documento [SAC-07-05b](#), estas interpretaciones son inciertas, y altamente sensibles a los supuestos acerca del parámetro de inclinación (h) de la relación población-reclutamiento, el tamaño medio de los peces más viejos (L_2), y el nivel supuesto de mortalidad natural (M). Los resultados son más pesimistas si se supone una relación población-reclutamiento, un valor más alto de L_2 , y tasas de M más bajas para el aleta amarilla adulto. Las evaluaciones previas informaron que los componentes de datos divergen en su información sobre los niveles de abundancia: los resultados son más pesimistas si se reduce la ponderación asignada a los datos de frecuencia de talla, y más optimistas si se ajusta el modelo más estrechamente al índice de abundancia relativa basado en la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de la pesquería cerquera del norte asociada a delfines en lugar de aquel de la pesquería palangrera del sur.
4. Se ha ejercido la mortalidad por pesca (F) máxima sobre peces de entre 11 y 20 trimestres (2.75-5 años) de edad. La F media anual viene aumentando para todas clases de edad desde 2009, pero en 2016 mostró una ligera disminución para el grupo de edad de 11-20 trimestres de edad.
5. Incrementar el precio promedio del aleta amarilla capturado podría incrementar el RMS.
6. Los temas siguientes deberían ser prioritarios en investigaciones futuras para mejorar la evaluación de la población de aleta amarilla:
 - a. implementación de un programa de marcado a gran escala para abordar hipótesis acerca de la estructura de poblaciones y diferencias regionales en los parámetros del ciclo vital y del agotamiento.
 - b. Estimaciones mejoradas del crecimiento, particularmente para los peces más viejos.
 - c. Ponderación de los diferentes conjuntos de datos que se ajustan en el modelo de evaluación.
 - d. Refinamiento de las definiciones de las pesquerías dentro del modelo de evaluación.
 - e. Implementación de selectividad con variabilidad temporal, principalmente para las pesquerías cerqueras sobre objetos flotantes.

- f. Exploración de supuestos alternativos acerca de la estructura de las poblaciones dentro del modelo de evaluación.
- g. Análisis de cambios en la distribución espacial del esfuerzo de la pesquería palangrera del sur, y de si invalidan el uso de la CPUE de esta pesquería como índice principal de abundancia en el modelo de evaluación.

RESUMEN DE LA EVALUACIÓN

Este informe presenta los resultados clave de una evaluación actualizada de la población del atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) en el Océano Pacífico oriental (OPO), realizada usando un modelo de evaluación de poblaciones estadístico integrado con estructura por edad (*Stock Synthesis* 3.23b). Evaluación « actualizada » significa que el modelo de caso base usado en la presente evaluación es el mismo que se usó en la evaluación completa previa, realizada en 2016 ([SAC-07-05a](#)), y que solamente los datos usados en el modelo han sido actualizados. El modelo *Stock Synthesis* produce una serie extensa de resultados y diagnósticos de ajuste. Están disponibles para el modelo de caso base en formatos html y pdf.

El aleta amarilla se encuentra distribuido por todo el Océano Pacífico, pero la mayor parte de la captura proviene de las zonas oriental y occidental del mismo. Las capturas cerqueras de aleta amarilla son relativamente bajas cerca del límite occidental del OPO (150°O). La mayor parte de la captura en el OPO proviene de lances cerqueros sobre atunes aleta amarilla asociados a delfines y en cardúmenes no asociados. Los estudios de marcado de aleta amarilla en el Pacífico entero señalan que los peces suelen permanecer a menos de 1 800 km de su punto de liberación. Esta fidelidad regional, junto con la variación geográfica de las características fenotípicas y genotípicas de la especie demostrada en algunos estudios, sugiere que podrían existir múltiples poblaciones de aleta amarilla en el OPO y por todo el Océano Pacífico. Esto es consistente con el hecho que las tendencias de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de la pesquería palangrera suelen variar entre zonas en el OPO. No obstante, con los datos de marcado actualmente disponibles no es posible estimar las tasas de desplazamiento entre estas poblaciones putativas ni a través del meridiano de 150°O. La presente evaluación supone una sola población de aleta amarilla en el OPO.

La evaluación de la población requiere una cantidad sustancial de información. Se analizaron datos de capturas retenidas, descartes, captura por unidad de esfuerzo (CPUE), y de composición por tamaño de las capturas de varias pesquerías distintas. Se hicieron también varios supuestos sobre procesos tales como crecimiento, reclutamiento, desplazamiento, mortalidad natural (M), y mortalidad por pesca (F). Se actualizaron los datos de captura de las pesquerías de superficie, y se añadieron datos nuevos de 2016. Se dispone de datos nuevos o actualizados de la captura palangrera de China (2015), Japón (2013-2016), Corea (2015), Taipéi Chino (2013-2015), Estados Unidos (2014-2015), Polinesia Francesa (2015), Vanuatu (2015), y otras naciones (2014-2015). En el caso de pesquerías palangreras sin datos de captura de 2013-2016, se supuso que las capturas eran iguales que en el año más reciente con datos disponibles. Se actualizaron los datos de CPUE de la pesquería de superficie, y se añadieron datos nuevos de 2016. Se dispone de datos de CPUE nuevos o actualizados de la flota palangrera japonesa para 2014-2016. Datos nuevos de composición por tamaño de la pesquería de superficie de 2016, y se actualizaron los datos de años previos. Se dispone de datos de frecuencia de talla nuevos o actualizados de la flota palangrera comercial japonesa de 2013-2014.

En general, el reclutamiento del aleta amarilla a las pesquerías en el OPO es variable, con un componente estacional. El presente análisis y análisis previos indican que la población de aleta amarilla ha pasado muy probablemente por tres diferentes regímenes de productividad de reclutamiento (1975-1982, 1983-2002, 2003-2014). El reclutamiento fue inferior al promedio hasta 1982, mayormente superior al promedio desde 1983 hasta 2002, y luego principalmente inferior al promedio desde 2003 hasta 2014 ([Figura 1](#)). Se estima que los reclutamientos anuales más recientes (2015 y 2016) con un marcadamente superiores al promedio, debido a los reclutamientos trimestrales altos desde mediados de 2015 hasta el tercer trimestre de 2016, pero estas estimaciones son altamente inciertas. Los

regímenes de productividad corresponden a regímenes en biomasa: los regímenes de productividad más alta producen biomazas mayores ([Figura 2](#)). Una relación población-reclutamiento es asimismo apoyada por los datos de estos regímenes, pero las pruebas son tenues, y esto es probablemente un artefacto de los cambios de régimen aparentes.

El cociente de biomasa reproductora (la razón de la biomasa reproductora actual a aquella de la población no explotada; SBR) de aleta amarilla en el OPO estuvo por debajo del nivel correspondiente al rendimiento máximo sostenible (RMS) durante 1977-1983, coincidente con el régimen de productividad baja, pero por encima de dicho nivel durante la mayoría de los años siguientes hasta 2005 ([Figura 2](#)). Desde 2005, el SBR ha estado por debajo del nivel de RMS, excepto durante 2008-2010, consecuente al reclutamiento superior al promedio de 2006. Se atribuye el incremento del SBR en 1984 al cambio de régimen, y la disminución reciente podría ser una reversión a un régimen de productividad intermedia. Se estimó el SBR al principio de 2017 en 0.23, por debajo del nivel de RMS (0.27). De hecho, se estima que desde 2011 el SBR ha estado ligeramente por debajo del nivel de RMS, o en el mismo, después de la serie de reclutamientos bajos desde 2007, que coincidieron con una serie de eventos fuertes de La Niña. Con la mortalidad por pesca actual (promedio de 2014-2016), se predice que el SBR aumentará en los dos años próximos, consecuente a los reclutamientos superiores al promedio de 2015 y 2016, y se estabilizará ligeramente por encima del RMS en el futuro ([Figura 2](#)) si el reclutamiento es promedio. Los distintos regímenes de productividad podrían sostener diferentes niveles de RMS y de los SBR asociados.

Se han estimado niveles sustanciales de mortalidad por pesca en la pesquería de aleta amarilla en el OPO ([Figura 3](#)). Son máximos para los aletas amarillos de 11 a 20 trimestres (2.75-5 años) de edad, y mínimos para los peces más jóvenes (< 10 trimestres/2.5 años). Históricamente, las pesquerías cerqueras asociadas a delfines y no asociadas ejercen el mayor impacto sobre la biomasa reproductora del aleta amarilla, seguidos por las pesquerías sobre objetos flotantes. En los últimos años, el impacto de las pesquerías sobre objetos flotantes ha sido mayor que aquel de las pesquerías no asociadas. Los impactos de las pesquerías palangreras y de descarte cerqueras son mucho menores, y han disminuido en los últimos años ([Figura 4](#)).

Se estima que el esfuerzo está ligeramente por debajo del nivel que sostendría el RMS (con la distribución actual del esfuerzo entre las distintas pesquerías, multiplicador de $F = 1.03$), pero los intervalos de confianza son anchos ([Figura 5](#)), y las capturas recientes están por debajo de ese nivel ([Tabla 1](#)). El SBR está por debajo del nivel de RMS ($S_{\text{reciente}}/S_{\text{RMS}} = 0.86$), pero la biomasa de los peces de tres trimestres o más de edad está por encima de ese nivel ($B_{\text{reciente}}/B_{\text{RMS}} = 1.30$), debido a los reclutamientos grandes recientes. Es importante señalar que la curva que relaciona al rendimiento sostenible promedio con la mortalidad por pesca a largo plazo es plana alrededor del nivel de RMS ([Figura 6](#)); por lo tanto, cambios moderados en los niveles de esfuerzo a largo plazo cambiarán las capturas a largo plazo de forma marginal solamente, pero cambian la biomasa considerablemente. Mantener la mortalidad por pesca por debajo del nivel de RMS resultaría en una disminución tan sólo marginal en el rendimiento promedio a largo plazo, con el beneficio de un aumento relativamente grande de la biomasa reproductora. Además, si se basa la ordenación en la evaluación de caso base (que supone que no existe una relación población-reclutamiento), cuando en realidad sí existe dicha relación, ocurre una mayor pérdida de rendimiento que si se basa la ordenación en el supuesto que sí existe una relación población-reclutamiento cuando en realidad no existe ([Figura 6](#)).

El peso promedio del aleta amarilla capturado en la pesquería ha sido bastante consistente a lo largo de los años, pero varía sustancialmente entre las distintas pesquerías. En general, las pesquerías sobre objetos flotantes, no asociada del norte, y cañeras capturan aletas amarillas más jóvenes y pequeños que las pesquerías no asociada del sur, asociada a delfines, y palangreras. En las pesquerías palangreras y en la pesquería asociada a delfines del sur se capturan aletas amarillas de mayor edad y tamaño que en las pesquerías asociadas a delfines costera y del norte.

Los cálculos de RMS indican que, en teoría al menos, se podría incrementar las capturas si se dirigiera el esfuerzo de pesca hacia la pesca con palangre y a lances sobre aleta amarilla asociado a delfines. Esto

incrementaría también los SBR correspondientes al RMS.

El RMS ha sido estable durante el período de la evaluación (1975-2016) ([Figura 7](#)), lo cual sugiere que el patrón general de selectividad no ha variado mucho a lo largo del tiempo. No obstante, el nivel general del esfuerzo de pesca ha variado con respecto al nivel de RMS.

Si se supone una relación población-reclutamiento, el pronóstico es más pesimista: se estima que el esfuerzo actual se encuentra por encima del nivel de RMS ([Tabla 1](#)), pero se predice que la biomasa reproductora aumentará al nivel de RMS en los dos años próximos ([Figura 2](#)). No obstante, los intervalos de confianza son anchos, y existe una probabilidad moderada que el SBR estará sustancialmente por encima o por debajo de este nivel. Si el esfuerzo de pesca continúa en los niveles recientes, se predice que en el año próximo se incrementarán tanto la biomasa reproductora ([Figura 2](#)) como las capturas de las pesquerías de superficie ([Figura 8](#)), y que luego disminuirán a un nivel inferior al actual, suponiendo reclutamiento promedio en el futuro.

Las evaluaciones previas han indicado que la condición de la población es asimismo sensible al valor supuesto para el tamaño promedio de los peces más viejos (L_2), y que se obtienen resultados más pesimistas si se suponen valores más altos para este parámetro. Los resultados son más pesimistas si se reduce la ponderación asignada a los datos de frecuencia de talla, y más optimistas si se ajusta el modelo más estrechamente al índice de abundancia relativa basado en la CPUE de la pesquería cerquera asociada a delfines del norte en lugar de aquella de la pesquería palangrera del sur.

UPDATED INDICATORS OF STOCK STATUS FOR SKIPJACK TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN

Mark N. Maunder

A major management objective for tunas in the eastern Pacific Ocean (EPO) is to keep stocks at levels capable of producing maximum sustainable yields (MSYs). 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 that reference points and quantities to which they are compared be available. The various reference points require different amounts and types of information, ranging from biological information (*e.g.* natural mortality, growth, and stock-recruitment relationship) and fisheries characteristics (*e.g.* age-specific selectivity), to absolute estimates of biomass and exploitation rates. These absolute estimates generally require a formal stock assessment model. For many species, the information required to estimate these quantities is not available, and alternative approaches are needed. Even more data are required if catch quotas are to be used as the management tool.

Skipjack tuna is a notoriously difficult species to assess. Due to its high and variable productivity (*i.e.* annual recruitment is a large proportion of total biomass), it is difficult to detect the effect of fishing on the population with standard fisheries data and stock assessment methods. This is particularly true for the stock of the EPO, due to the lack of age-composition data and the limited tagging data. The continuous recruitment and rapid growth of skipjack mean that the temporal stratification needed to observe modes in length-frequency data make the current sample sizes inadequate. Previous assessments have had difficulty in estimating the absolute levels of biomass and exploitation rates, due to the possibility of a dome-shaped selectivity curve (Maunder 2002; Maunder and Harley 2005), which would mean that there is a cryptic biomass of large skipjack that cannot be estimated. The most recent assessment of skipjack in the EPO (Maunder and Harley 2005) is considered preliminary because it is not known whether the catch per day fished for purse-seine fisheries is proportional to abundance. The results from that assessment are more consistent among sensitivity analyses than the earlier assessments, which suggests that they may be more reliable. Analysis of currently available tagging data is unlikely to improve the skipjack stock assessment (Maunder 2012a) and a fully length-structured model produced unrealistic estimates (Maunder 2012b). In addition to the problems listed above, the levels of age-specific natural mortality are uncertain, if not unknown, and current yield-per-recruit (YPR) calculations indicate that the YPR would be maximized by catching the youngest skipjack in the model (Maunder and Harley 2005). Therefore, neither the biomass- nor fishing mortality-based reference points, nor the indicators to which they are compared, are available for skipjack in the EPO.

One of the major problems mentioned above is the uncertainty as to whether the catch per unit of effort (CPUE) of the purse-seine fisheries is an appropriate index of abundance for skipjack, particularly when the fish are associated with fish-aggregating devices (FADs). Purse-seine CPUE data are particularly problematic, because it is difficult to identify the appropriate unit of effort. In the current assessment, effort is defined as the amount of searching time required to find a school of fish on which to set the purse seine, and this is approximated by number of days fished. Few skipjack are caught in the longline fisheries or dolphin-associated purse-seine fisheries, so these fisheries cannot be used to develop reliable indices of abundance for skipjack. Within a single trip, purse-seine sets on unassociated schools are generally intermingled with floating-object or dolphin-associated sets, complicating the CPUE calculations. Maunder and Hoyle (2007) developed a novel method to generate an index of abundance, using data from the floating-object fisheries. This method used the ratio of skipjack to bigeye in the catch and the “known” abundance of bigeye based on stock assessment results. Unfortunately, the method was of limited usefulness, and more research is needed to improve it. Currently, there is no reliable index of relative abundance for skipjack in the EPO. Therefore, other indicators of stock status, such as the average weight of the fish in the catch, should be investigated.

Since the stock assessments and reference points for skipjack in the EPO are so uncertain, developing alternative methods to assess and manage the species that are robust to these uncertainties would be beneficial. Full management strategy evaluation (MSE) for skipjack would be the most comprehensive method to develop and test alternative assessment methods and management strategies (Maunder 2007); however, developing MSE is time-consuming, and has not yet been conducted for skipjack. In addition, higher priority for MSE is given to yellowfin and bigeye tuna, as available data indicate that these species are more susceptible to overfishing than skipjack. Therefore, Maunder and Deriso (2007) investigated some simple indicators of stock status based on relative quantities. Rather than using reference points based on MSY , they compared current values of indicators to the distribution of indicators observed historically. They also developed a simple stock assessment model to generate indicators for biomass, recruitment, and exploitation rate. We update their results to include data up to 2016. To evaluate the current values of the indicators in comparison to historical values, we use reference levels based on the 5th and 95th percentiles, as the distributions of the indicators are somewhat asymmetric.

Eight data- and model-based indicators are shown in [Figure 1](#). The standardized effort, which is a measure of exploitation rate, is calculated as the sum of the effort, in days fished, for the floating-object (OBJ) and unassociated (NOA) fisheries. The floating-object effort is standardized to be equivalent to the unassociated effort by multiplying by the ratio of the average floating-object CPUE to the average unassociated CPUE. The purse-seine catch started increasing substantially in the mid-1990s, and has fluctuated around the upper reference level since 2003. The catch in 2015 and 2016 was substantially greater than in recent years, and is at the highest levels seen historically. The floating-object CPUE has generally fluctuated above the average level since the early 1990s and was above the upper reference level in 2016. The unassociated CPUE has been higher than average since about 2003, and was at its highest levels in 2015 and 2016. The standardized effort indicator of exploitation rate increased starting in the early 1990s and has fluctuated above the average level since about 2000. The average weight of skipjack has been declining since 2000, and in 2015 and 2016 was below the lower reference level. The biomass and recruitment have been increasing over the past 20 years, and were above the upper reference level in 2016. The exploitation rate increased starting in the mid-1980s and has fluctuated around the average since the mid-1990s.

The main concern with the skipjack stock was the constantly increasing exploitation rate. However, this appears to have leveled off in recent years. The data- and model-based indicators have yet to detect any adverse consequence of this increase. The average weight was below its lower reference level in 2015 and 2016, which can be a consequence of overexploitation, but can also be caused by recent recruitments being greater than past recruitments or expansion of the fishery into areas occupied by smaller skipjack. Any continued decline in average length is a concern and, combined with leveling off of catch and CPUE, may indicate that the exploitation rate is approaching, or above, the level associated with MSY . Neither analyses of tagging data, nor various previous models (length-structured, A-SCALA, and SEAPODYM) indicate a credible risk to the skipjack stock(s) (Document [SAC-07-05c](#)).

Productivity and susceptibility analysis (PSA; see [IATTC Fishery Status Report 12](#), Figure L-4) shows that skipjack has substantially higher productivity than bigeye tuna. Biomass (B) and the fishing mortality that produces MSY (F_{MSY}) are, respectively, negatively and positively correlated with productivity. Therefore, since skipjack and bigeye have about the same susceptibility, and susceptibility is related to fishing mortality, the status of skipjack can be inferred from the status of bigeye. The current assessment of bigeye estimates that the fishing mortality is less than F_{MSY} ; therefore, the fishing mortality for skipjack should also be less than F_{MSY} . Since effort and skipjack biomass have been relatively constant over the past 10 years, this also implies that skipjack biomass is above the level that would produce MSY (B_{MSY}).

ACKNOWLEDGEMENTS

Various IATTC staff members were involved in data preparation.

REFERENCES-REFERENCIAS

- Maunder, M.N. 2002. Status of skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean in 2001 and outlook for 2002. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report, 3: 135-200.
- Maunder, M.N. (compiler) 2007. Report from the workshop on management strategies, IATTC, La Jolla, California (USA), 17-20 October 2006. (<http://www.iattc.org/PDFFiles2/Management-strategies-WS-Oct-06-ReportENG.pdf>)
- Maunder, M.N. 2012a. Preliminary analysis of historical and recent skipjack tuna tagging data to explore information on exploitation rates. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report, 13: 77-101.
- Maunder, M.N. 2012b. A length-structured meta-population stock assessment model: application to skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean. IATTC SAC-03-INF A, 24pp. (<http://iattc.org/Meetings/Meetings2012/May/PDFs/SAC-03-INF-A-Length-based-meta-population-stock-assessment-model-DRAFT.pdf>)
- Maunder, M.N. and Deriso, R.B. 2007. Using indicators of stock status when traditional reference points are not available: evaluation and application to skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report, 8: 229-248.
- Maunder, M.N. and Harley, S.J. 2005. Status of skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean in 2003 and outlook for 2004. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report, 5: 109-167.
- Maunder, M.N. and Hoyle, S.D. 2007. A novel method to estimate relative abundance from purse-seine catch-per-set data using known abundance of another species. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report, 7: 283-297.

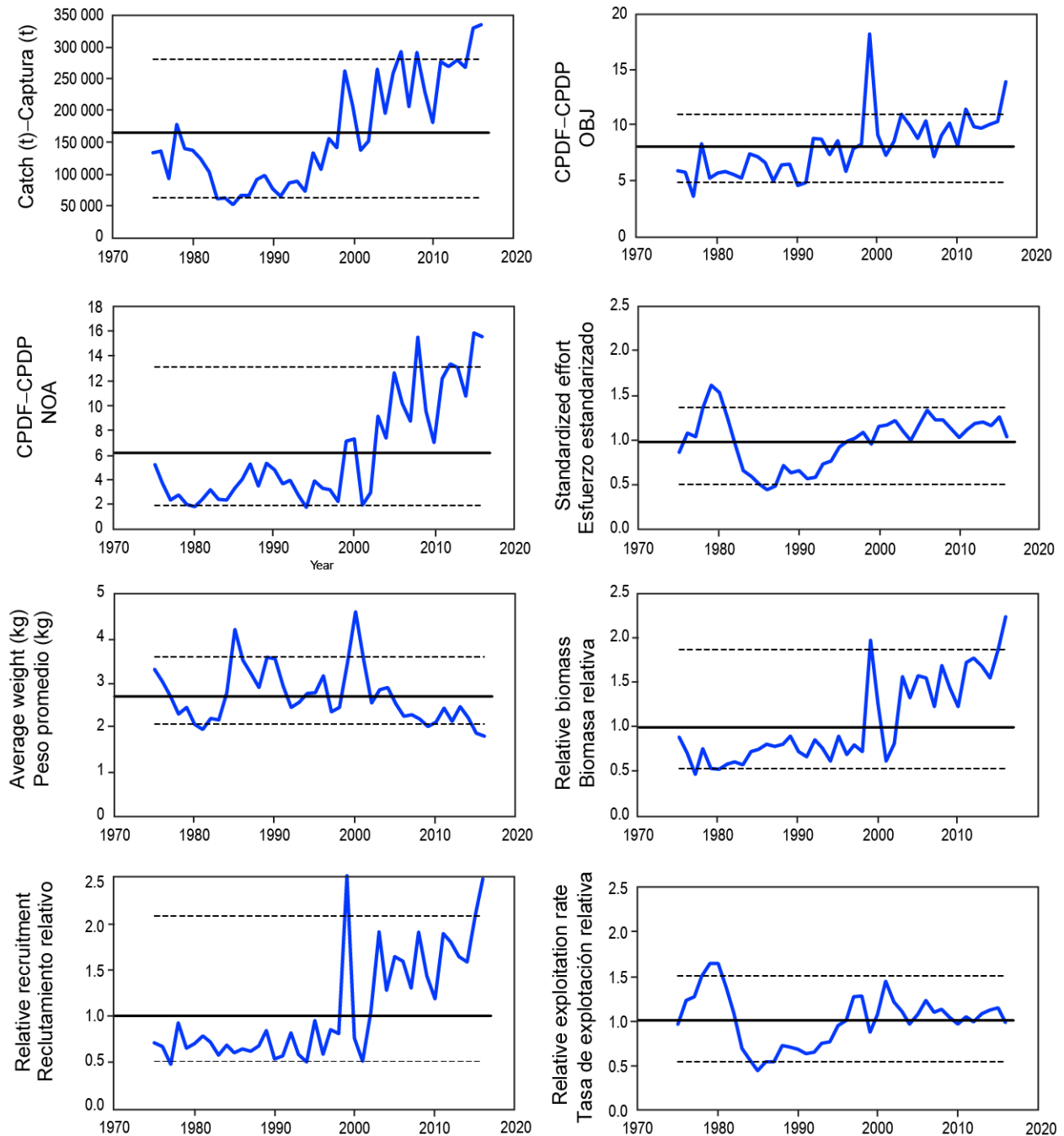


FIGURE 1. Indicators of stock status for skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean. OBJ: floating-object fishery; NOA: unassociated fishery; CPDF: catch per day fished. All indicators are scaled so that their average equals one.

FIGURA 1. Indicadores del estatus de la población de atún barrilete en el Océano Pacífico oriental. OBJ: pesquería sobre objetos flotantes; NOA: pesquería no asociada; CPDP: captura por día de pesca. Se ajusta la escala de todos los indicadores para que su promedio equivalga a uno.

INDICADORES ACTUALIZADOS DE LA CONDICIÓN DEL ATÚN BARRILETE EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL

Mark N. Maunder

Un objetivo principal de la ordenación de los atunes en el Océano Pacífico oriental (OPO) es mantener las poblaciones en niveles capaces de producir el rendimiento máximo sostenible (RMS). Se usan objetivos de ordenación basados en RMS o puntos de referencia relacionados (por ejemplo, una mortalidad por pesca que produce el RMS (F_{RMS}); sustitutos de reproductor por recluta) para muchas especies y poblaciones en todo el mundo. Sin embargo, estos objetivos requieren que se disponga de puntos de referencia y cantidades con las que compararlos. Los distintos puntos de referencia precisan diferentes cantidades y tipos de información, desde información biológica (mortalidad natural, crecimiento, relación población-reclutamiento, etcétera) y características de las pesquerías (selectividad por edad, por ejemplo) hasta estimaciones absolutas de biomasa y tasas de explotación. Estas estimaciones absolutas requieren generalmente un modelo formal de evaluación de la población. Para muchas especies, no se dispone de la información necesaria para estimar estas cantidades, y son necesarios métodos alternativos. Son necesarios todavía más datos si se pretende usar cuotas de captura como instrumento de ordenación.

El atún barrilete es una especie notoriamente difícil de evaluar. Debido a la alta y variable productividad de la especie (es decir, el reclutamiento anual forma una gran proporción de la biomasa total), es difícil detectar el efecto de la pesca sobre la población con los datos de pesca y métodos de evaluación de poblaciones regulares. Esto vale particularmente en el caso de la población del OPO, debido a la falta de datos de composición por edad y los pocos datos de marcado. El reclutamiento continuo y crecimiento rápido del barrilete significan que la estratificación temporal necesaria para observar modas en los datos de frecuencia de talla rinde insuficientes los tamaños de muestra actuales. Las evaluaciones previas tuvieron dificultades para estimar los niveles absolutos de biomasa y tasas de explotación, debido a la posibilidad de una curva de selectividad en forma de domo (Maunder 2002; Maunder y Harley 2005), la que significaría que existe una biomasa críptica de barrilete grande que no puede ser estimada. La evaluación más reciente del barrilete en el OPO (Maunder y Harley 2005) es también considerada preliminar porque se ignora si la captura por día de pesca de las pesquerías de cerco es proporcional a la abundancia. Los resultados de dicha evaluación son más consistentes entre los análisis de sensibilidad que las evaluaciones anteriores, lo cual sugiere que podrían ser más confiables. Es poco probable que un análisis de los datos de marcado actualmente disponibles mejore la evaluación de la población de barrilete (Maunder 2012a) y un modelo estructurado enteramente por talla produjo estimaciones no realistas (Maunder 2012b). Además de los problemas mencionados, los niveles de mortalidad natural por edad son inciertos, o hasta desconocidos, y los cálculos actuales de rendimiento por recluta (RPR) indican que el RPR sería maximizado si se capturara el barrilete más joven en el modelo (Maunder y Harley 2005). Por lo tanto, en el caso del barrilete en el OPO, no se dispone de puntos de referencia basados en biomasa ni en mortalidad por pesca, ni de los indicadores con los cuales se comparan.

Uno de los problemas principales antes mencionadas es la incertidumbre acerca de si la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de las pesquerías de cerco constituye un índice de abundancia apropiado para el barrilete, particularmente si los peces están asociados a dispositivos agregadores de peces (plantados). Los datos de CPUE de cerco son particularmente problemáticos, ya que es difícil identificar la unidad de esfuerzo apropiada. En la evaluación actual, se define el esfuerzo como la cantidad de tiempo de búsqueda necesaria para encontrar un cardumen de peces sobre el cual calar la red, y se aproxima esto con el número de días de pesca. Se captura poco barrilete en las pesquerías de palangre o de cerco asociada con delfines, por lo que no se pueden usar estas pesquerías para elaborar índices confiable de abundancia para el barrilete. En un solo viaje los lances cerqueros sobre atunes no asociados están generalmente mezclados con lances sobre objetos flotantes o delfines, lo cual complica los cálculos de CPUE. Maunder y Hoyle (2007) elaboraron un método novedoso para generar un índice

de abundancia, que usa datos de las pesquerías sobre objetos flotantes. Este método usa las proporciones de barrilete y patudo en la captura y la abundancia ‘conocida’ de patudo basada en los resultados de la evaluación de la población. Desgraciadamente, el método es de utilidad limitada, y es necesaria más investigación para mejorarlo. No existe actualmente ningún índice de abundancia relativa confiable para el barrilete en el OPO. Por lo tanto, otros indicadores de la condición de la población, tales como el peso medio del pescado en la captura, deberían ser investigados.

Ya que las evaluaciones y los puntos de referencia son tan inciertos para el barrilete en el OPO, sería ventajoso elaborar métodos alternativos de evaluación y ordenación de la especie que fuesen robustos a estas incertidumbres. Una evaluación de estrategia de ordenación (EEO) para el barrilete sería el método más completo para elaborar y probar métodos de evaluación y estrategias de ordenación alternativos (Maunder 2007), pero elaborar una EEO implica mucho tiempo y todavía no ha sido llevado a cabo para el barrilete. Además, se asigna una prioridad a mayor a las EEO de los atunes aleta amarilla y patudo, ya que los datos disponibles indican que estas especies son más susceptibles a la sobrepesca que el barrilete. Por lo tanto, Maunder y Deriso (2007) investigaron unos indicadores sencillos de la condición de la población basados en cantidades relativas. En lugar de usar puntos de referencia basados en RMS, compararon los valores actuales de los indicadores con la distribución de los indicadores observada históricamente. Elaboraron también un modelo sencillo de evaluación de población para generar indicadores de biomasa, reclutamiento, y tasa de explotación. Actualizamos sus resultados para incluir datos de hasta 2013. Para evaluar los valores actuales de los indicadores en comparación con los valores históricos, usamos niveles de referencia basados en los percentiles 5 y 95, ya que las distribuciones de los indicadores son algo asimétricas.

En la [Figura 1](#) se ilustran ocho indicadores basados en datos y en el modelo. El esfuerzo estandarizado, una medida de la tasa de explotación, es calculada como la suma del esfuerzo, en días de pesca, de las pesquerías sobre objetos flotantes (OBJ) y no asociadas (NOA). Se estandariza el esfuerzo sobre objetos flotantes para que sea equivalente al esfuerzo no asociado multiplicándolo por la razón de la CPUE media sobre objetos flotantes a la CPUE media no asociada. La captura de cerco comenzó a aumentar sustancialmente a mediados de los años 1990, aumentando desde 1985, y ha fluctuado alrededor del nivel de referencia superior desde 2003. La captura en 2015 y 2016 fue sustancialmente mayor que en los años recientes, y está en los niveles más altos observados históricamente. La CPUE sobre objetos flotantes ha fluctuado generalmente por encima del nivel medio desde principios de los años 1990, y estuvo por encima del límite de referencia superior en 2016. La CPUE no asociada ha estado por encima del promedio desde aproximadamente 2003, y estuvo en su nivel máximo en 2015 y 2016. El indicador de esfuerzo estandarizado de la tasa de explotación aumentó a partir de principios de los 1990, y ha fluctuado por encima del nivel promedio desde aproximadamente 2000. El peso promedio del barrilete viene disminuyendo desde 2000, y en 2015 y 2016 se encontró por debajo del nivel de referencia inferior. La biomasa y el reclutamiento han aumentado durante los 20 últimos años, estuvieron por encima del nivel de referencia superior en 2016. La tasa de explotación comenzó a aumentar a mediados de los años 1980 y ha fluctuado alrededor del promedio desde mediados de los años 1990.

La preocupación principal con respecto a la población de barrilete es el incremento constante de la tasa de explotación. No obstante, dicha tasa parece haber dejado de aumentar en los últimos años, y el esfuerzo ha disminuido. Los indicadores basados en datos y en el modelo todavía no han detectado consecuencias adversas de este incremento. El peso promedio estuvo por debajo de su nivel de referencia inferior en 2015 y 2016, lo cual puede ser consecuencia de una explotación excesiva, pero puede también ser resultado de reclutamientos recientes mayores que los reclutamientos pasados, o la expansión de la pesca en zonas ocupadas por barrilete más pequeño. La disminución continua de la talla promedio es motivo de preocupación y, combinado con la estabilización de la captura y la CPUE, podría indicar que la tasa de explotación se está acercando al nivel asociado con el RMS, o que se encuentra por encima del mismo. Ni los análisis de datos de marcado, ni varios modelos previos (estructurado por talla, A-SCALA, y SEAPODYM) indican un riesgo creíble a la población (o

poblaciones) de barrilete (Documento [SAC-07-05c](#)).

El análisis de productividad y susceptibilidad (APS; ver [Informe de Situación de la Pesquería 12](#) de la CIAT, Figura L-4) indica que la productividad del barrilete es sustancialmente mayor que aquella del atún patudo. La biomasa (B) y la mortalidad por pesca correspondiente al RMS (F_{RMS}) están, respectivamente, negativa y positivamente correlacionados con la productividad. Por lo tanto, ya que el barrilete y el patudo tienen una susceptibilidad aproximadamente igual, y la susceptibilidad está relacionada con la mortalidad por pesca, la condición del barrilete puede ser inferida de la condición del patudo. La evaluación actual del patudo estima que la mortalidad por pesca es inferior a F_{RMS} ; por lo tanto, la mortalidad por pesca del barrilete debería asimismo ser inferior a F_{RMS} . Ya que el esfuerzo y la biomasa de barrilete han sido relativamente constantes durante la última década, esto implica también que la biomasa del barrilete está por encima del nivel que produce el RMS (B_{RMS}).

RECONOCIMIENTOS

Varios miembros del personal de la CIAT participaron en la preparación de los datos.