

**INTER-AMERICAN TROPICAL TUNA COMMISSION
COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL**

Stock Assessment Report 11

Informe de Evaluación de Stocks 11

**STATUS OF THE TUNA AND BILLFISH STOCKS IN 2009
CONDICIÓN DE LOS STOCKS DE ATUNES Y PECES PICUDOS EN 2009**

La Jolla, California

2011

INTRODUCTION

This report consists of seven background documents on tunas, striped marlin, and in-port sampling, prepared for the first meeting of the Scientific Advisory Committee of the Inter-American Tropical Tuna Commission (IATTC), held in La Jolla, California, USA, on 31 August-3 September 2010. The document on striped marlin has been extensively revised for this report.

CONTENTS

| | |
|---|-----|
| 1. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2009 and outlook for the future by Mark N. Maunder and Alexandre Aires-da-Silva | 3 |
| 2. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2009 and outlook for the future by Alexandre Aires-da-Silva and Mark N. Maunder | 17 |
| 3. Updated indicators of stock status for skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean by Mark N. Maunder..... | 157 |
| 4. Status and trends of striped marlin in the northeast Pacific Ocean in 2009 by Michael G. Hinton and Mark N. Maunder | 163 |
| 5. Additional sensitivity analyses in the stock assessment of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean, May 2010 by Alexandre Aires-da-Silva and Mark N. Maunder | 219 |
| 6. The IATTC program for in-port sampling of tuna catches by Cleridy E. Lennert-Cody | 255 |
| 7. A fishery-impact-based management reference level for Pacific bluefin tuna in the eastern Pacific Ocean by Mark Maunder, Alexandre Aires-da-Silva, and Rick Deriso | 262 |

INTRODUCCIÓN

El presente informe es integrado por siete documentos de información sobre atunes, marlín rayado, y muestreo en puerto, preparados para la primera reunión del Comité Científico Asesor de la Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT), celebrada en La Jolla, California (EE.UU.) de 1 al 31 de agosto al 3 de septiembre de 2010. El documento sobre el marlín rayado ha sido extensamente revisado para el presente informe.

ÍNDICE

| | |
|---|-----|
| 1. Condición del atún aleta amarilla en el Océano Pacífico oriental en 2009 y perspectivas para el futuro <i>por</i> Mark N. Maunder y Alexandre Aires-da-Silva | 14 |
| 2. Condición del atún patudo en el Océano Pacífico oriental en 2009 y perspectivas para el futuro <i>por</i> Alexandre Aires-da-Silva y Mark N. Maunder..... | 126 |
| 3. Indicadores actualizados de la condición de la población del atún barrilete en el Océano Pacífico oriental <i>por</i> Mark N. Maunder..... | 160 |
| 4. Condición y tendencias del marlín rayado en el Océano Pacífico nororiental en 2009 <i>por</i> Michael G. Hinton y Mark N. Maunder..... | 201 |
| 5. Análisis de sensibilidad adicionales en la evaluación de la población de atún patudo en el Océano Pacífico oriental, mayo de 2010 <i>por</i> Alexandre Aires-da-Silva y Mark N. Maunder..... | 237 |
| 6. El programa de la CIAT de muestreo en puerto de las capturas de atunes <i>por</i> Cleridy E. Lennert-Cody..... | 259 |
| 7. Un nivel de referencia para la ordenación basado en el impacto de la pesca para el atún aleta azul del Pacífico en el Océano Pacífico oriental <i>por</i> Mark Maunder, Alexandre Aires-da-Silva, y Rick Deriso..... | 268 |

STATUS OF YELLOWFIN TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN IN 2009 AND OUTLOOK FOR THE FUTURE

Mark N. Maunder and Alexandre Aires-da-Silva

This report presents the most current stock assessment of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the eastern Pacific Ocean (EPO). An integrated statistical age-structured stock assessment model (Stock Synthesis Version 3) was used in the assessment, which is based on the assumption that there is a single stock of yellowfin in the EPO. This model is the same as that used in the previous assessment. Yellowfin are distributed across the Pacific Ocean, but the bulk of the catch is made in the eastern and western regions. The purse-seine catches of yellowfin are relatively low in the vicinity of the western boundary of the EPO. The movements of tagged yellowfin are generally over hundreds, rather than thousands, of kilometers, and exchange between the eastern and western Pacific Ocean appears to be limited. This is consistent with the fact that longline catch-per-unit-of-effort (CPUE) trends differ among areas. It is likely that there is a continuous stock throughout the Pacific Ocean, with exchange of individuals at a local level, although there is some genetic evidence for local isolation. Movement rates between the EPO and the western Pacific cannot be estimated with currently-available tagging data.

The stock assessment requires substantial amounts of information, including data on retained catches, discards, indices of abundance, and the size compositions of the catches of the various fisheries. Assumptions have been made about processes such as growth, recruitment, movement, natural mortality, fishing mortality, and stock structure. The assessment for 2009 is identical to that of 2008 except for updated and new data. The catch data for the surface fisheries have been updated and new data added for 2009. New or updated longline catch data are available for China (2008), Chinese Taipei (2006-2009), French Polynesia (2008), Korea (2007-2008) and the United States (2007-2008). New surface fishery size composition data for 2009 were added. Surface fishery CPUE data were updated, and new CPUE data added for 2009. No new longline length composition or CPUE data were added.

In general, the recruitment of yellowfin to the fisheries in the EPO is variable, with a seasonal component (Figure 1). This analysis and previous analyses have indicated that the yellowfin population has experienced two, or possibly three, different recruitment productivity regimes (1975-1982, 1983-2002, and 2003-2008). The productivity regimes correspond to regimes in biomass, higher-productivity regimes producing greater biomass levels. A stock-recruitment relationship is also supported by the data from these regimes, but the evidence is weak, and is probably an artifact of the apparent regime shifts.

The average weights of yellowfin taken from the fishery have been fairly 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 do the northern and coastal dolphin-associated fisheries.

Significant levels of fishing mortality have been estimated for the yellowfin fishery in the EPO (Figure 2). These levels are highest for middle-aged yellowfin. All three purse-seine set types have had moderate impacts on the spawning biomass of yellowfin, while longline catches and discards of small yellowfin tuna in the purse-seine fishery on floating objects have had minor impacts (Figure 3).

There is a large retrospective pattern of overestimating recent recruitment, due to the size-composition data for the floating-object fishery. This retrospective pattern, in combination with the wide confidence intervals for estimates of recent recruitment, indicate that estimates of recent recruitment and recent biomass are uncertain. The results of the assessment are also particularly sensitive to the level of natural mortality assumed for adult yellowfin.

Historically, the spawning biomass ratio (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 1975-1983 corresponding to the low productivity regime, but above that level for most of the following years, except for the recent period (2004-2007) (Figure 4). 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 two different productivity regimes may support two different MSY levels and associated SBR levels. The SBR at the start of 2010 is estimated to be above the level corresponding to the MSY. The effort levels are estimated to be less than those that would support the MSY (based on the current distribution of effort among the different fisheries) (Figure 5), and recent catches are below MSY (Table 1).

It is important to note that the curve relating the average sustainable yield to the long-term fishing mortality is very flat around the MSY level (Figure 6). Therefore, changes in the long-term levels of effort will change the long-term catches only marginally, while changing the biomass considerably. Reducing fishing mortality below the level at MSY would provide 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 (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 was no relationship (Figure 6).

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 SBR levels.

The MSY has been stable during the assessment period (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 level corresponding to MSY.

If a stock-recruitment relationship is assumed, the outlook is more pessimistic, and current biomass is estimated to be below the level corresponding to the MSY. The status of the stock is sensitive to the value of adult natural mortality and the assumed length of the oldest age modeled (29 quarters).

Under recent levels of fishing mortality (2007-2009), the spawning biomass is predicted to slightly decrease below the level corresponding to MSY, but then increase above it. Fishing at the level of fishing mortality corresponding to MSY (F_{MSY}) is predicted to produce slightly higher catches (Figure 8).

Key Results

1. There is uncertainty about recent and future recruitment and biomass levels, and there are retrospective patterns of overestimating recent recruitment.
2. The recent fishing mortality rates are lower than those corresponding to the MSY.
3. Increasing the average weight of the yellowfin caught could increase the MSY.
4. There have been two, and possibly three, different productivity regimes, and the levels of MSY and the biomasses corresponding to the MSY may differ among the regimes. The population may have recently switched from the high to an intermediate productivity regime.
5. The results are more pessimistic if a stock-recruitment relationship is assumed.
6. The results are sensitive to the natural mortality assumed for adult yellowfin and the length assumed for the oldest fish.

ACKNOWLEDGEMENTS

Richard Methot kindly allowed us to use his Stock Synthesis model and provided advice on the assessment. Many IATTC and member country staff provided data for the assessment. Richard Deriso, Patrick Tomlinson, IATTC staff members, and member country scientists provided advice on the stock assessment, fisheries, and biology of yellowfin tuna. William Bayliff provided editorial assistance.

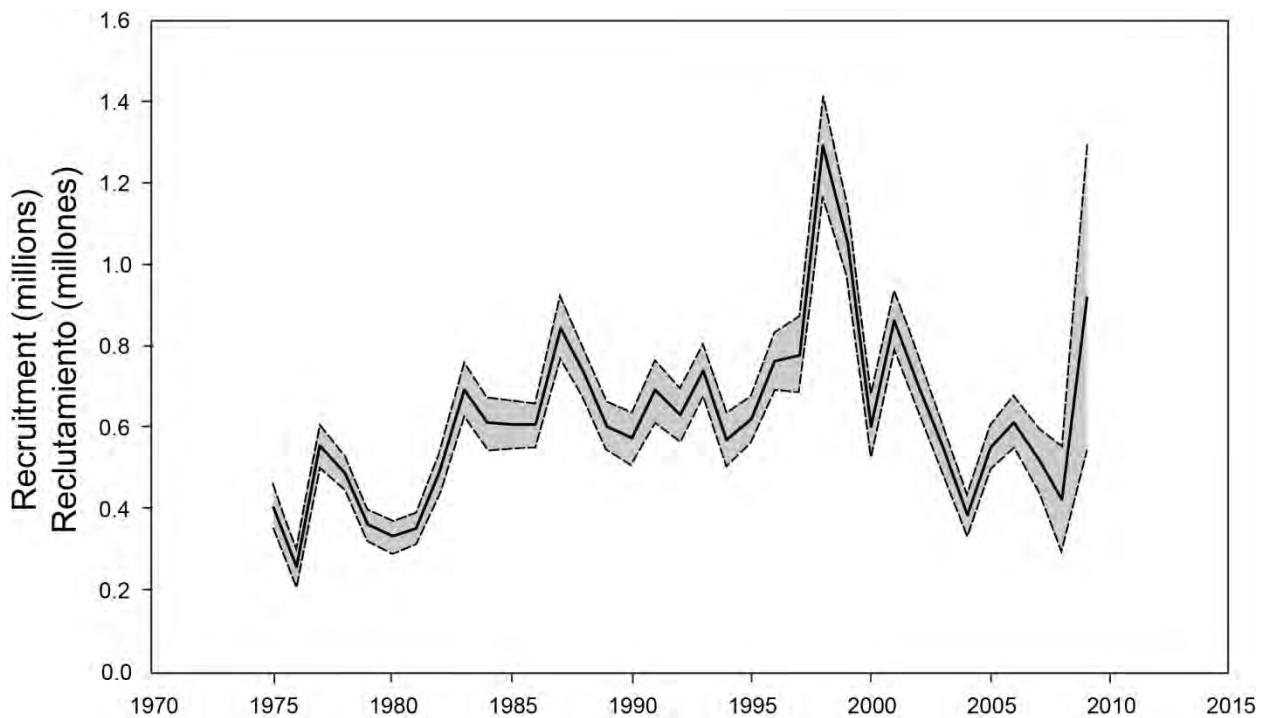


FIGURE 1. Estimated annual recruitment at age zero of yellowfin tuna to the fisheries of the EPO. The solid line illustrates the maximum likelihood estimates of recruitment, and the dashed lines indicate the approximate 95% confidence intervals around those estimates. The solid line illustrates the maximum likelihood estimates of recruitment, and the dashed lines the approximate 95% confidence intervals around those estimates.

FIGURA 1. Reclutamiento anual estimado a edad cero del atún aleta amarilla a las pesquerías del OPO. La línea sólida indica las estimaciones de verosimilitud máxima del reclutamiento, y las líneas de trazos los límites de confianza de 95% aproximados de las estimaciones. La línea sólida indica las estimaciones de verosimilitud máxima del reclutamiento, y las líneas de trazos los límites de confianza de 95% aproximados de las estimaciones.

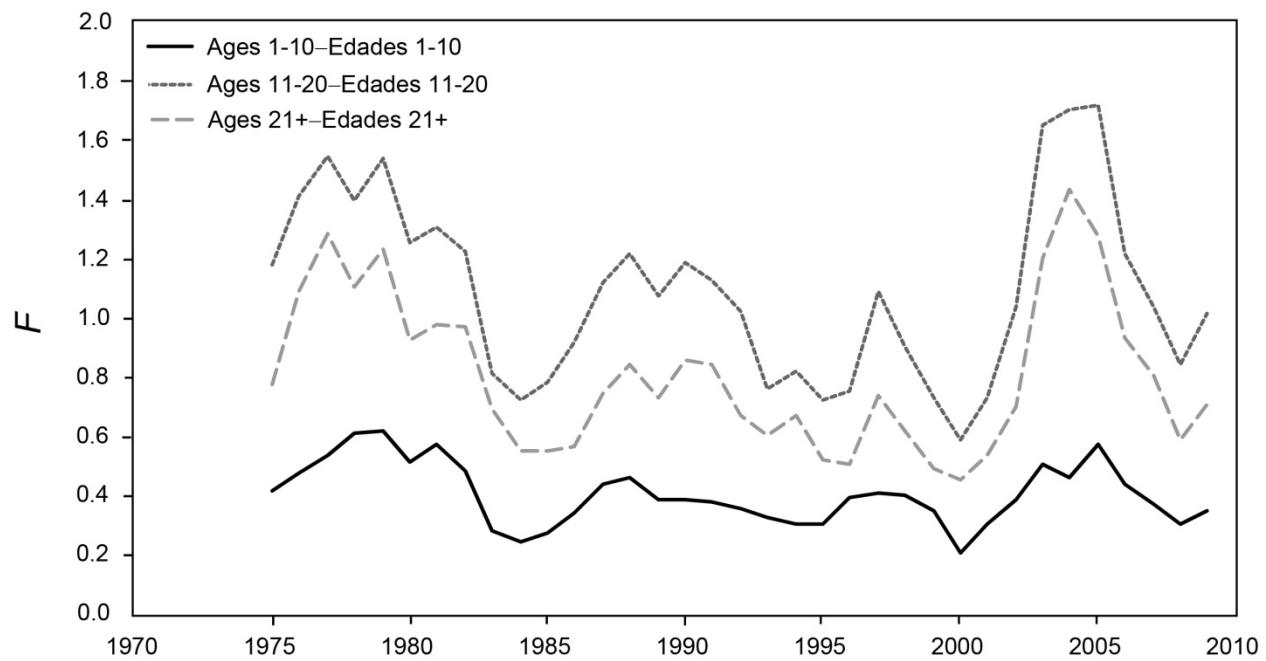


FIGURE 2. Average annual fishing mortality (F) by age groups, by all gears, of yellowfin tuna recruited to the fisheries of the EPO. The age groups are defined by age in quarters.

FIGURA 2. 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.

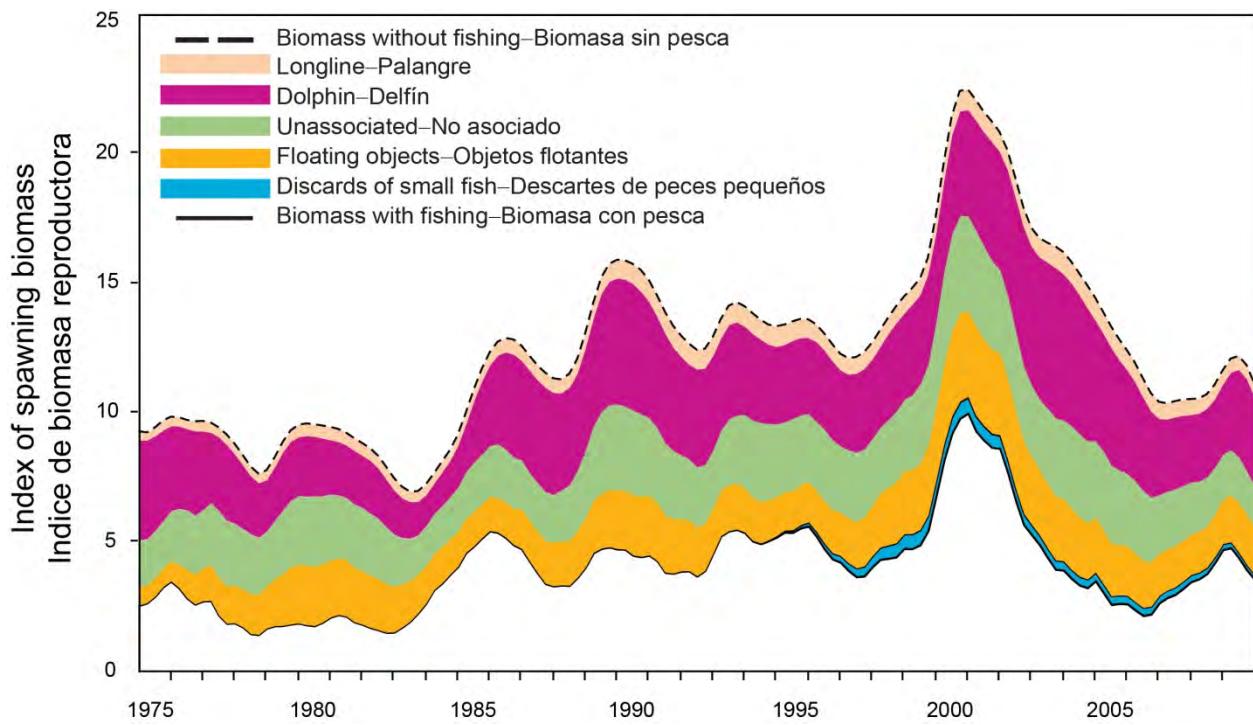


FIGURE 3. Biomass trajectory of a simulated population of yellowfin tuna that was never exploited (dashed line) and that predicted by the stock assessment model (solid line). The shaded areas between the two lines show the portions of the fishery impact attributed to each fishing method.

FIGURA 3. Trayectoria de la biomasa de una población simulada de atún aleta amarilla que nunca fue explotada (línea de trazos) y aquélla 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.

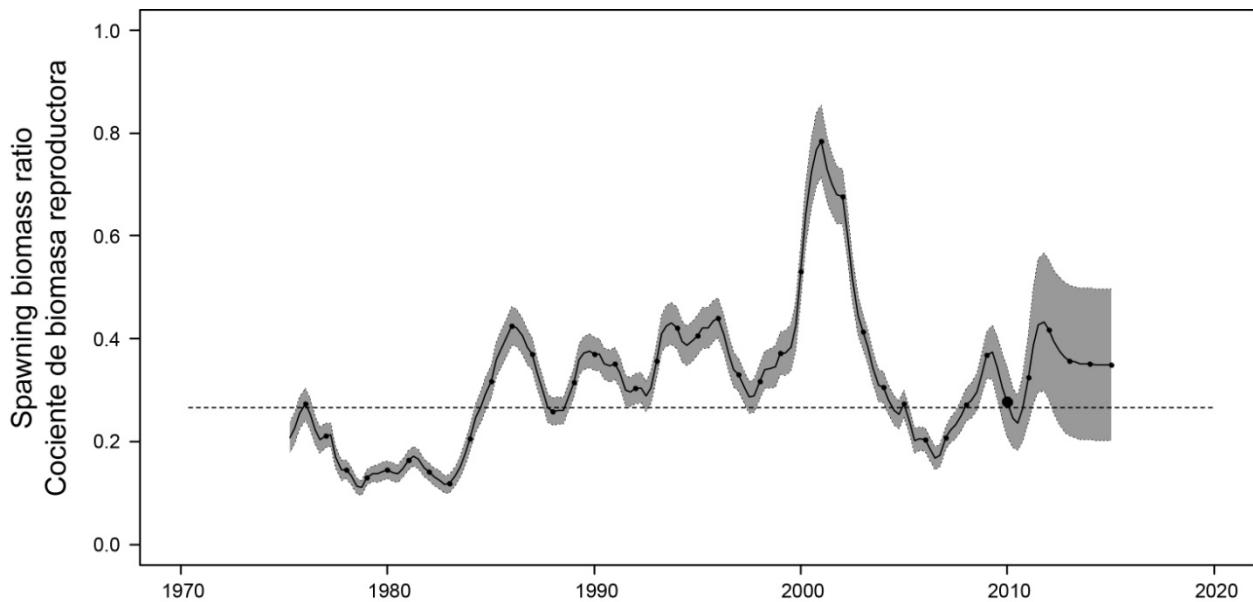


FIGURE 4. Spawning biomass ratios (SBRs) for 1975-2009 and SBRs projected during 2010-2013 for yellowfin tuna in the EPO. The dashed horizontal line identifies SBR_{MSY} , and the thin dashed lines represent the 95% confidence intervals of the estimates. The estimates after 2009 indicate the SBR predicted if the fishing mortality continues at the average of that observed during 2007-2009, and average environmental conditions occur during the next 5 years.

FIGURA 4. Cocientes de biomasa reproductora (SBR) de 1975-2009 y SBR proyectados durante 2010-2013 para el atún aleta amarilla en el OPO. La línea de trazos horizontal identifica el SBR_{MSY} , y las líneas delgadas de trazos representan los intervalos de confianza de 95% de las estimaciones. Las estimaciones a partir de 2009 señalan el SBR predicho si la mortalidad por pesca continúa en el nivel medio observado durante 2007-2009 y con condiciones ambientales promedio en los 5 años próximos.

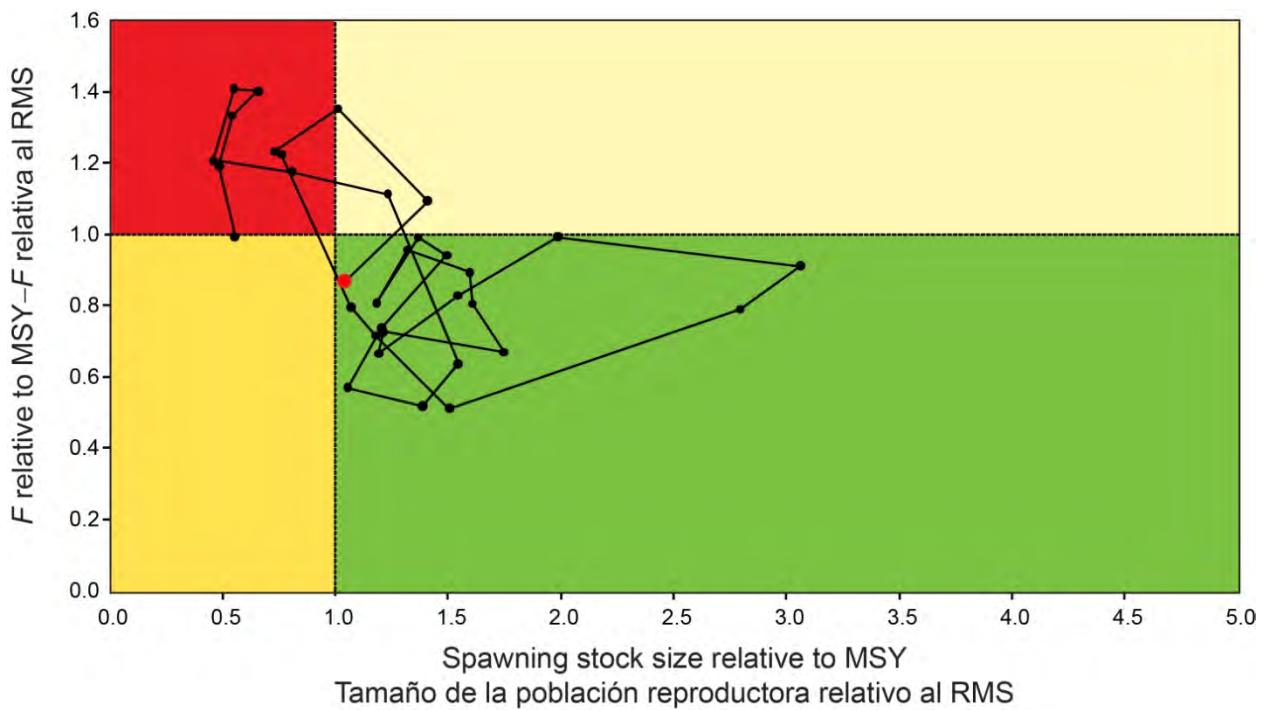


FIGURE 5. Phase plot of the time series of estimates for stock size and fishing mortality relative to their MSY reference points. Each dot is based on the average exploitation rate over three years; the large red dot indicates the most recent estimate.

FIGURA 5. Gráfica de fase de la serie de tiempo de las estimaciones del tamaño de la población y la mortalidad por pesca en relación con sus puntos de referencia de RMS. Cada punto se basa en la tasa de explotación media de tres años; el punto rojo grande indica la estimación valor más reciente.

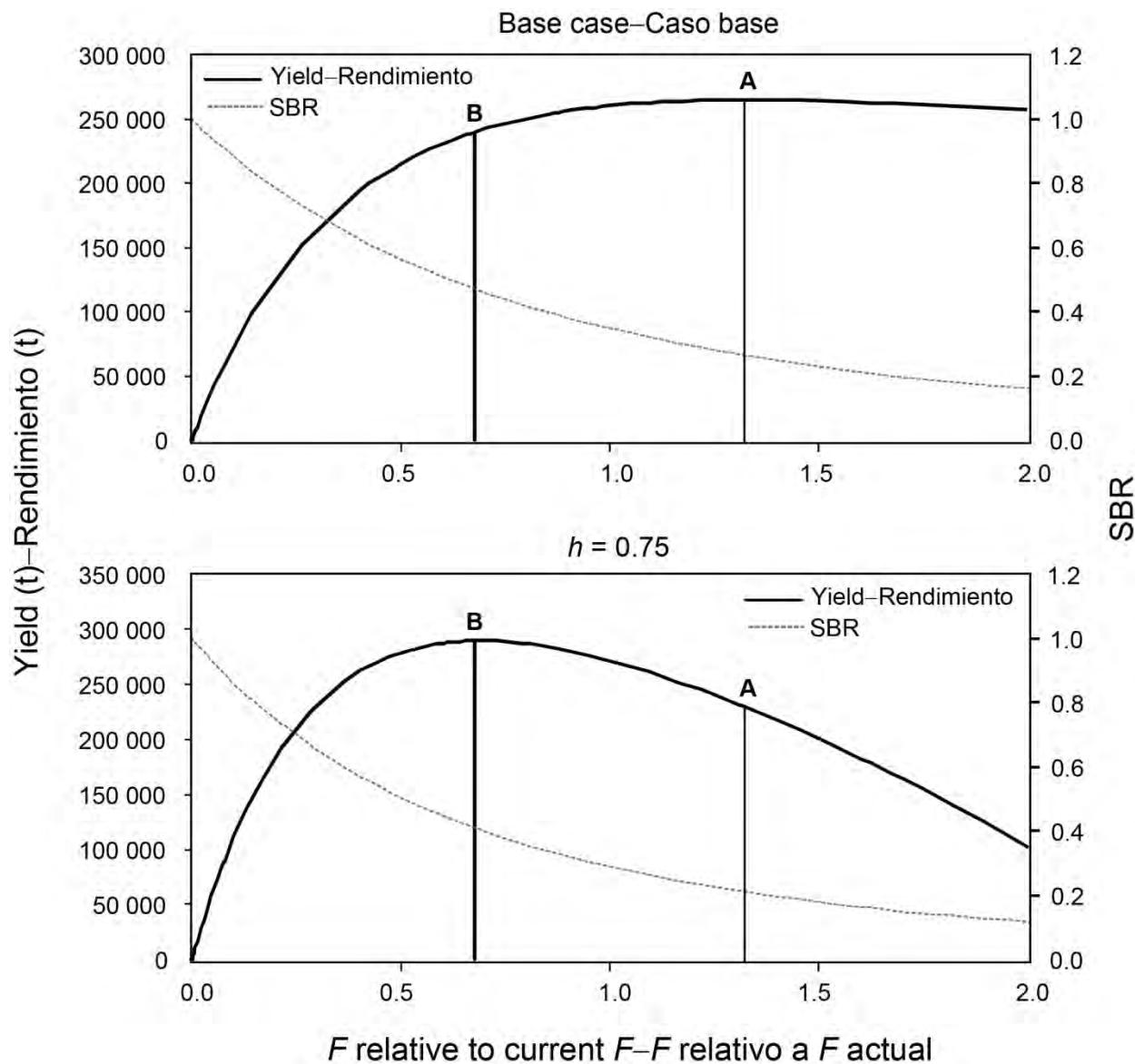


FIGURE 6. Yield and spawning biomass ratio (SBR) as a function of fishing mortality relative to the current fishing mortality. The vertical lines represent the fishing mortality corresponding to MSY for the base case and the sensitivity analysis that uses a stock-recruitment relationship ($h = 0.75$). 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 el análisis de sensibilidad que usa 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 $h = 0.5$, respectivamente.

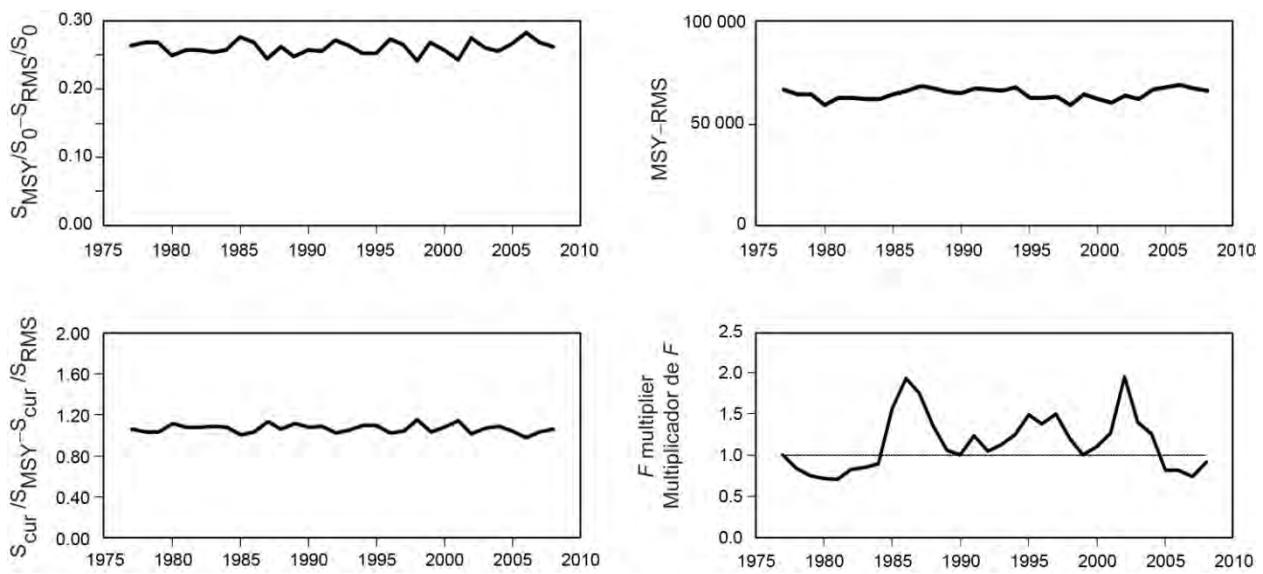


FIGURE 7. Estimates of MSY-related quantities calculated using the average age-specific fishing mortality for each year (*i.e.* the values for 2006 are calculated using the average age-specific fishing mortality in 2006 scaled by the quantity F_{scale} , which maximizes the equilibrium yield). (S_{cur} is the index of spawning biomass at the end of the last year in the assessment). See the text for definitions.

FIGURA 7. Estimaciones de cantidades relacionadas con el RMS calculadas a partir de la mortalidad por pesca media por edad para cada año (o sea, se calculan los valores de 2006 usando la mortalidad por pesca media por edad escalada por la cantidad F_{scale} , que maximiza el rendimiento de equilibrio). (S_{cur} es el índice de la biomasa reproductora al fin del último año en la evaluación). Ver definiciones en el texto.

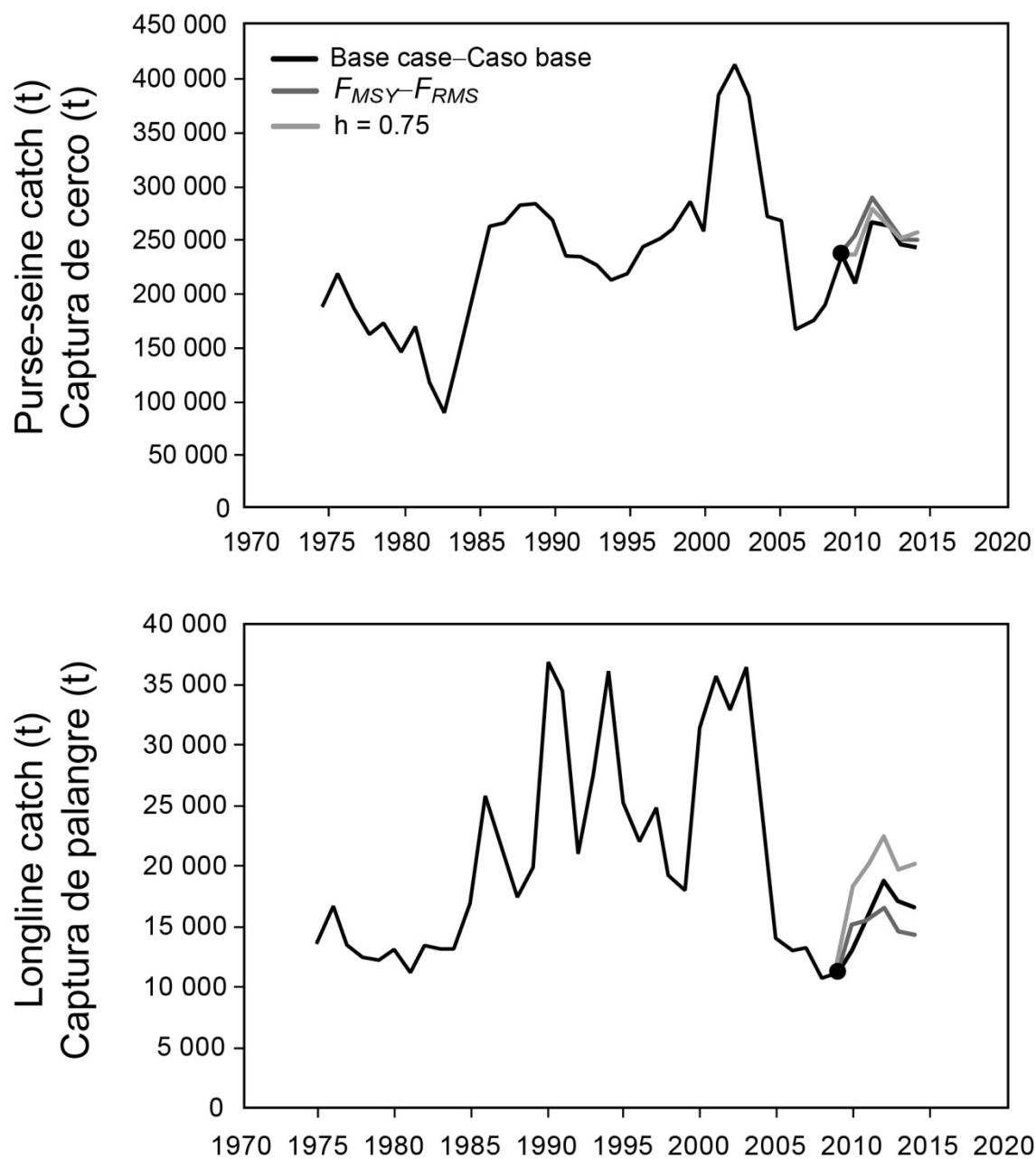


FIGURE 8. Historic and projected purse-seine and longline catch from the base case while fishing with the current effort, the base case while fishing at the fishing mortality corresponding to MSY (F_{MSY}), and the analysis of sensitivity to steepness (labeled $h75$) of the stock-recruitment relationship while fishing with the current effort.

FIGURA 8. Capturas de cerco y de palangre históricas y proyectadas del caso base con la pesca en el nivel actual de esfuerzo, del caso base con la pesca en la mortalidad por pesca correspondiente al RMS (F_{RMS}), y el análisis de sensibilidad a la inclinación de la relación población-reclutamiento al pescar con el esfuerzo actual.

TABLE 1. MSY and related quantities for the base case and the stock-recruitment relationship sensitivity analysis, based on average fishing mortality (F) for 2007-2009. The quantities are also given based on average F for 2007-2009. 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 2010 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 2009.

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 2007-2009. Se presentan también las cantidades basadas en la F media de 2007-2009. Se definen B_{reciente} y B_{RMS} como la biomasa, en toneladas, de peces de 3+ trimestres de edad al principio del primer trimestre de 2010 y en RMS, respectivamente, y S_{reciente} y S_{RMS} como índices de biomasa reproductora (por lo tanto, no se expresan en toneladas). C_{reciente} es la captura total estimada de 2009.

| | Base case – Caso base | $h = 0.75$ |
|---|------------------------------|------------------------------|
| MSY–RMS | 264,967 | 289,896 |
| $B_{\text{MSY}} - B_{\text{RMS}}$ | 357,780 | 555,182 |
| $S_{\text{MSY}} - S_{\text{RMS}}$ | 3,367 | 5,974 |
| $C_{\text{recent}}/\text{MSY} - C_{\text{reciente}}/\text{RMS}$ | 0.94 | 0.86 |
| $B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} - B_{\text{reciente}}/B_{\text{RMS}}$ | 1.10 | 0.71 |
| $S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} - S_{\text{reciente}}/S_{\text{RMS}}$ | 1.05 | 0.59 |
| $S_{\text{MSY}}/S_{F=0} - S_{\text{RMS}}/S_{F=0}$ | 0.27 | 0.35 |
| F multiplier—Multiplicador de F | 1.33 | 0.69 |

CONDICIÓN DEL ATÚN ALETA AMARILLA EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL EN 2009 Y PERSPECTIVAS PARA EL FUTURO

Mark N. Maunder y Alexandre Aires-da-Silva

Este informe presenta la evaluación más reciente de la población del atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) en el Océano Pacífico oriental (OPO). Se usó un modelo de evaluación de poblaciones estadístico integrado con estructura por edad (Stock Synthesis Version 3) en la evaluación, que se basa en el supuesto que existe una sola población de aleta amarilla en el OPO. Este modelo es el mismo que aquél usado en la evaluación previa. 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. Los desplazamientos de aletas amarillas marcadas suelen ser de centenares, no miles, de kilómetros, y el intercambio entre el OPO y el Pacífico occidental parece ser limitado. Esto es consistente con que las tendencias de la CPUE palangrera varíen entre áreas. Es probable que exista una población continua en el Océano Pacífico entero, con intercambio de individuos a nivel local, aunque existe cierta evidencia genética de aislamiento local. No es posible estimar las tasas de desplazamiento entre el OPO y el Pacífico occidental con los datos de marcado actualmente disponibles.

La evaluación de poblaciones requiere cantidades sustanciales de información, incluyendo datos de capturas retenidas, descartes, índices de abundancia, y la composición por tamaño de las capturas de las distintas pesquerías. Se hicieron supuestos sobre procesos tales como crecimiento, reclutamiento, desplazamiento, mortalidad natural, mortalidad por pesca (F), y estructura de poblaciones. La evaluación de 2009 es idéntica a aquélla de 2008 con la excepción de datos nuevos y actualizados. Se actualizaron los datos de captura de las pesquerías de superficie, y se añadieron datos nuevos de 2009. Se dispone de datos de captura palangrera nuevos o actualizados de China (2008), Taipei Chino (2006-2009), Polinesia Francesa (2008), Corea (2007-2008), y Estados Unidos (2007-2008). Se añadieron datos nuevos de 2009 de composición por tamaño de la pesquería de superficie. Se actualizaron los datos de CPUE de la pesquería de superficie y se añadieron datos nuevos de 2009. No se añadieron datos nuevos de composición por talla ni de CPUE de la pesquería de palangre.

En general, el reclutamiento de aleta amarilla a las pesquerías en el OPO es variable, con un componente estacional (Figura 1). El presente análisis y los análisis previos indican que la población de aleta amarilla ha pasado por dos, o posiblemente tres, regímenes distintos de productividad de reclutamiento (1975-1982, 1983-2002, y 2003-2008), correspondientes a reclutamientos bajo, alto, e intermedio. Los regímenes de productividad corresponden a regímenes de biomasa: un régimen de productividad alto produce niveles mayores de biomasa. Una relación población-reclutamiento es también apoyada por los datos de estos regímenes, pero las pruebas son tenues, y son probablemente artefactos de los cambios de régimen aparentes.

El peso medio de los aletas amarillas capturados en la pesquería ha sido bastante consistente en el transcurso de los años, pero varía sustancialmente entre las distintas pesquerías. En general, las pesquerías sobre objetos flotantes, no asociada del norte, y cañera capturan aletas amarillas más jóvenes y pequeños que las pesquerías no asociada del sur, asociadas con delfines, y palangreras. En las pesquerías palangreras y en la pesquería asociada con delfines del sur se capturan aletas amarillas de mayor edad y tamaño que en las pesquerías sobre delfines costera y del norte.

Se han estimado niveles importantes de mortalidad por pesca en la pesquería de aleta amarilla en el OPO (Figura 2). Estos niveles son máximos para los aletas amarillas de edad intermedia. Todos los tres tipos de lance de cerco ejercieron impactos moderados sobre la biomasa reproductora del aleta amarilla, mientras que las capturas palangreras y los descartes de atún aleta amarilla pequeño en la pesquería de cerco sobre objetos flotantes tuvieron impactos pequeños (Figura 3)

Existe un patrón retrospectivo grande de sobreestimación del reclutamiento reciente, debido a los datos de composición por talla de la pesquería sobre objetos flotantes. En combinación con los grandes intervalos de confianza de las estimaciones del reclutamiento reciente, este patrón indica que las estimaciones del reclutamiento reciente y la biomasa reciente son inciertas. Los resultados de la evaluación son asimismo particularmente sensibles al nivel de mortalidad natural supuesto para el aleta amarilla adulto.

Históricamente, el cociente de biomasa reproductora (el cociente de la biomasa reproductora a la de la población no explotada; SBR) del aleta amarilla en el OPO estuvo por debajo del nivel correspondiente al rendimiento máximo sostenible (RMS) durante 1975-1983, correspondiendo al régimen de productividad baja, pero por encima de ese nivel durante la mayoría de los años subsiguientes, excepto el período reciente (2004-2007) (Figura 4). Se atribuye el incremento del SBR en 1984 a un cambio de régimen, y la disminución reciente podría ser una reversión a un régimen de productividad intermedio. Los dos distintos regímenes de productividad podrían sostener dos niveles distintos de RMS y de los SBR asociados. Se estima que el SBR al principio de 2010 estuvo por encima del nivel correspondiente al RMS. Se estima que los niveles de esfuerzo son menores que aquéllos que sostendrían el RMS (con base en la distribución actual del esfuerzo entre las distintas pesquerías) (Figura 5), y las capturas recientes son inferiores al RMS (Tabla 1).

Es importante señalar que la curva que relaciona al rendimiento máximo promedio a la mortalidad por pesca a largo plazo es muy plana alrededor del nivel de RMS (Figura 6). Por lo tanto, cambios en los niveles de esfuerzo a largo plazo cambiarán las capturas a largo plazo de forma marginal solamente, pero cambiarán la biomasa considerablemente. Reducir la mortalidad por pesca por debajo del nivel de RMS brindaría 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 el 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 (Figure 6).

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

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

Si se supone una relación población-reclutamiento, el pronóstico es más pesimista, y se estima que la biomasa actual está por debajo del nivel correspondiente al RMS. La condición de la población es sensible al valor de la mortalidad natural de los adultos y la talla supuesta de la edad máxima modelada (29 trimestres).

Con los niveles recientes (2007-2009) de mortalidad por pesca, se predice que la biomasa reproductora disminuirá levemente, por debajo del nivel correspondiente al RMS (F_{RMS}), pero que luego aumentará por encima del mismo. Se predice que pescar en el nivel de mortalidad de pesca correspondiente al RMS (F_{RMS}) producirá capturas levemente mayores (Figura 8).

Resultados clave

1. Existe incertidumbre acerca de los niveles recientes y futuros de reclutamiento y biomasa, y existen patrones retrospectivos de sobreestimación del reclutamiento reciente.
2. Las tasas recientes de mortalidad por pesca son más bajas que aquéllas correspondientes al RMS.
3. Un aumento del peso medio del aleta amarilla capturado podría incrementar el RMS.
4. Hubo dos, y posiblemente tres, regímenes distintos de productividad, y los niveles de RMS y la biomasa correspondiente al RMS podrían ser diferentes entre los regímenes. Es posible que la

población haya cambiado recientemente de un régimen de productividad alto a uno intermedio.

5. Los resultados son más pesimistas si se supone una relación población-reclutamiento.
6. Los resultados son sensibles a la mortalidad natural supuesta para los aletas amarillas adultos y la talla supuesta para los peces de mayor edad.

RECONOCIMIENTOS

Richard Methot nos permitió amablemente usar su modelo Stock Synthesis y brindó asesoramiento sobre la evaluación. Muchos miembros del personal de la CIAT y de países miembros proporcionaron datos para la evaluación. Richard Deriso, Patrick Tomlinson, miembros del personal de la CIAT, y científicos de países miembros brindaron asesoramiento sobre la evaluación, la pesca, y la biología del atún aleta amarilla. William Bayliff ayudó con la redacción.

STATUS OF BIGEYE TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN IN 2009 AND OUTLOOK FOR THE FUTURE

Alexandre Aires-da-Silva and Mark N. Maunder

CONTENTS

| | |
|---|-----|
| 1. Summary | 17 |
| 2. Data..... | 19 |
| 3. Assumptions and parameters..... | 23 |
| 4. Stock assessment..... | 27 |
| 5. Stock status | 36 |
| 6. Simulated effects of tuna conservation resolutions and future fishing operations | 39 |
| 7. Future directions..... | 41 |
| Figures | 42 |
| Tables | 94 |
| Appendices | 101 |
| References | 153 |

1. SUMMARY

This report presents the current stock assessment of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean (EPO). This assessment was conducted using Stock Synthesis (Version 3). The assessment reported here is based on the assumption that there is a single stock of bigeye in the EPO, and that there is limited exchange of fish between the EPO and the western and central Pacific Ocean (WCPO).

The assessment assumptions have been modified from the previous assessment based on extensive investigatory analysis and a series of recommendations of the external review of the IATTC staff's assessment of bigeye tuna, held in May 2010. The spatial definitions of the longline fisheries have been re-evaluated and four, rather than two, longline fisheries are assumed in this assessment. With respect to data weighting, the observation error coefficient of variation for the southern longline fishery was pre-specified at a fixed value, rather than being treated as an estimated parameter. Changes to the growth modeling consisted of assuming a Richards model instead of the less flexible von Bertalanffy curve. In addition, the parameters which determine the variance of the length-at-age were estimated rather than fixed, while the average size of the oldest fish (L_2 parameter) was pre-specified at a fixed value, as in previous assessments. Changes in the modeling of catchability and selectivity have also been made. In order to reduce the residual patterns of the model fit to the catch length-frequency data of the longline fishery, the assumption of logistic selectivity for the southern longline fishery throughout the entire time period of the assessment was relaxed. In particular, all longline fisheries were split into two periods at 1990, each with its independent catch rate time series, and estimated catchability and selectivity parameters. The size selectivity curves of the pre-1990 longline fisheries were assumed to be dome-shaped, rather than asymptotic as in previous assessments. Dome-shaped size selectivity curves have also been assumed for two of the four longline fisheries during the late period (post-1990).

The stock assessment requires a substantial amount of information. Data on retained catch, discards, catch per unit of effort (CPUE), and age-at-length data and size compositions of the catches from several different fisheries have been analyzed. Several assumptions regarding processes such as growth, recruitment, movement, natural mortality, and fishing mortality, have also been made. Catch and CPUE for the surface fisheries have been updated to include new data for 2009. New or updated longline catch data are available for China (2008), Chinese Taipei (2006-2009), French Polynesia (2008), Japan (2006-2009), Korea (2008) and the United States (2007-2008). New purse-seine length-frequency data are available for 2009. New or updated length-frequency data are available for the Japanese longline fleet

(2006-2008). Analyses were carried out to assess the sensitivity of results to: 1) a stock-recruitment relationship with various different assumed values for the steepness parameter; 2) assuming different values for the average size of the oldest fish in the Richards growth curve; 3) assuming lower and higher rates of natural mortality (M) for adult bigeye; and 4) using data only from the late period of the fishery (1995-2009), which best reflects the current mix of tuna fisheries operating in the EPO.

There have been important changes in the amount of fishing mortality 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, and that of fish more than about 15 quarters old has increased to a much lesser extent. The increase in the fishing mortality of the younger fish was caused by the expansion of the fisheries that catch tuna in association with floating objects. Fishing mortality of fish more than 20 quarters old has also increased significantly since the early 1990s, as larger bigeye became vulnerable to the longline fisheries.

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 hatching.

There are several important features in the estimated time series of bigeye recruitment. First, estimates of recruitment before 1993 are very uncertain, as the floating-object fisheries were not catching significant amounts of small bigeye. There was a period of above-average annual recruitment in 1994-1998, followed by a period of below-average recruitment in 1999-2000. The recruitments were above average from 2001 to 2006, and were particularly high in 2005 and 2006. The 2007 recruitment was below average, but the recruitment in 2008 appears to have been particularly high. The most recent annual recruitment estimate (2009) is slightly below average levels. However, this recent estimate is very uncertain and should be regarded with caution, due to the fact that recently-recruited bigeye are represented in only a few length-frequency samples.

The biomass of 3+-quarter-old bigeye increased during 1983-1985, and reached its peak level of about 845 thousand metric tons (t) in 1986, after which it decreased to a historic low of about 347 thousand t at the beginning of 2004. Since then, the biomass of 3+-quarter-old bigeye has shown an increasing trend in the EPO. Spawning biomass has generally followed a trend similar to that for the biomass of 3+-quarter-olds, but with a lag of 1-2 years. There is uncertainty in the estimated biomasses of both 3+-quarter-old bigeye and spawners. Nevertheless, it is apparent that fishing has reduced the total biomass of bigeye in the EPO. The biomasses of both 3+quarter-old fish and spawners are estimated to have been increasing over the last five years. This increasing trend may be partly attributed to the effect of IATTC tuna conservation resolutions during 2004-2009, above-average recruitments, and reduced longline fishing effort in the EPO in recent years.

The estimates of summary biomass are moderately sensitive to the steepness of the stock-recruitment relationship. Specifically, the estimates of biomass are greater than those estimated in the base case assessment, but the trends are similar. The trends in recruitment are similar to those of the base case. The estimated biomass and recruitment time series are very sensitive to the assumed value of the average size of the oldest fish – the L_2 parameter – in the growth function. Biomass and recruitment estimates are greater for a lesser value of that parameter. The estimated biomass and recruitment time series are very sensitive to the assumed rate of adult natural mortality for bigeye. Biomass and recruitment estimates increase with higher levels of adult natural mortality.

When data from only the late period of the fishery (1995-2009) are used in the bigeye assessment, and no stock-recruitment relationship is assumed (steepness = 1), the summary biomass estimates are lower than the base case estimates. When a stock-recruitment relationship is assumed (steepness = 0.75), the summary biomass estimates are slightly higher than the base case estimates. These results are partially explained by differences in absolute recruitment, but the relative recruitment trends are very similar.

At the beginning of January 2010, the spawning biomass ratio (the ratio of the spawning biomass at that

time to that of the unfished stock; SBR) of bigeye tuna in the EPO had recovered from its historic low level of 0.17 at the start of 2005 to 0.26. This most recent SBR estimate is about 37% higher than the maximum sustainable yield (MSY) level.

Recent catches are estimated to have been 17% greater than those corresponding to the MSY levels. If fishing mortality (F) is proportional to fishing effort, and the current patterns of age-specific selectivity are maintained, the level of fishing effort corresponding to the MSY is about 13% higher than the current (2007-2009) level of effort. 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. 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 less than F_{MSY} .

All sensitivity analyses indicate that, at the beginning of 2005, the bigeye spawning biomass (S) had initiated a recovery trend. Although the results from the base case model show that, at the beginning of 2010, the spawning biomass was higher than S_{MSY} (stock not overfished), and the fishing mortality rate was below that corresponding to F_{MSY} (overfishing not occurring), this interpretation is subject to uncertainty and mainly dependent upon the assumptions made on three key biological parameters: the steepness of the stock recruitment relationship, the average size of the older fish in the population, and the levels of adult natural mortality. It also depends on the historic period of the bigeye exploitation used in the assessment.

Recent spikes in recruitment are predicted to sustain, in the short term, the recent increasing trend observed for SBR since 2004. However, high levels of fishing mortality are expected to subsequently reduce and then stabilize SBR under average recruitment conditions. Under current effort levels, the base case assessment estimates that the population is likely to remain above the level corresponding to MSY. These simulations are based on the assumption that selectivity and catchability patterns will not change in the future. Changes in targeting practices or increasing catchability of bigeye as abundance declines (e.g. density-dependent catchability) could result in differences from the outcomes predicted here.

Key results

1. The results of this assessment indicate a recent recovery trend for bigeye tuna in the EPO (2005-2009), subsequent to IATTC tuna conservation resolutions initiated in 2004;
2. There is uncertainty about recent and future recruitment and biomass levels;
3. The recent fishing mortality rates are estimated to be below the level corresponding to MSY, and the recent levels of spawning biomass are estimated to be above that level. However, these interpretations are uncertain and highly sensitive to the assumptions made about the steepness parameter of the stock-recruitment relationship, the average size of the older fish, the assumed levels of natural mortality for adult bigeye, and the historic period of the bigeye exploitation used in the assessment. The results are more pessimistic if a stock-recruitment relationship is assumed, if a higher value is assumed for the average size of the older fish, if lower rates of natural mortality are assumed for adult bigeye, and if only the late period of the fishery (1995-2009) is included in the assessment;
4. The results are more optimistic if a lower value is assumed for the average size of the older fish, and if higher levels of natural mortality are assumed for adult bigeye;

2. DATA

Catch, effort, and size-composition data for January 1975 through December 2009 were used to conduct the stock assessment of bigeye tuna, *Thunnus obesus*, in the eastern Pacific Ocean (EPO). The data for 2009, which are preliminary, include records that had been entered into the IATTC databases as of mid-June 2010. All data are summarized and analyzed on a quarterly basis.

2.1. Definitions of the fisheries

Twenty three fisheries are defined for the stock assessment of bigeye tuna. They are defined on the basis of gear type (purse seine, pole and line, and longline), purse-seine set type (on floating objects, unassociated schools, and dolphins), time period, IATTC length-frequency sampling area or latitude, and unit of longline catch (in numbers or weight). The longline fishery definitions have been improved for this bigeye stock assessment. Rather than assuming two longline fisheries (northern and southern) separated at latitude 15°N as in previous assessments, this assessment considers four longline fisheries (Northern, Central, Southern and Inshore). The new spatial definitions are based on the results of a regression tree analysis using longline catch-per-unit-effort data and length-frequency data to investigate the stock structure of bigeye in the EPO (Lennert-Cody, Maunder and Aires-da-Silva 2010).

A major shift in residual patterns that occurred in the late 1980s has been previously identified in the bigeye longline length-composition distributions (Aires-da-Silva and Maunder 2010; Aires-da-Silva, Maunder and Lennert-Cody 2010). This may be due to important temporal changes of longline catchability and/or selectivity. A spatial analysis of trends in the numbers of hooks per basket, which determine the fishing depth of the longline gear, indicates a transition, around the late 1980s, from an early period of increasing and more variable numbers of hooks per basket, to a late period of stabilized and less variable numbers of hooks per basket (Aires-da-Silva, Maunder and Lennert-Cody 2010). On the basis of these major changes in fishing technology that occurred around 1990, all four longline fisheries were subdivided into two temporal blocks with different catchability/selectivity (1975-1989 and 1990-2009). The bigeye fisheries are defined in Table 2.1, and the spatial extent of each fishery and the boundaries of the length-frequency sampling areas are shown in Figure 2.1.

In general, the fisheries are defined so that, over time, there is little change in the average size composition of the catch. The fishery definitions for purse-seine sets on floating objects are also stratified to provide a rough distinction between sets made mostly on flotsam (Fishery 1), sets made mostly on fish-aggregating devices (FADs) (Fisheries 2-3, 5, 10-11, and 13), and sets made on a mixture of flotsam and FADs (Fisheries 4 and 12). It is assumed that it is appropriate to pool data relating to catches by pole-and-line gear and by purse-seine vessels setting on dolphins and unassociated schools (Fisheries 6 and 7). Relatively few bigeye are captured by the first two methods, and the data from Fisheries 6 and 7 are dominated by information on catches from unassociated schools of bigeye. Given this latter fact, Fisheries 6 and 7 will be referred to as fisheries that catch bigeye in unassociated schools in the remainder of this report.

The catch data reported by the longline fisheries are a mixture of catch in numbers and weight records. Since the Stock Synthesis model (see description in section 4) has the flexibility of including catch data in either numbers or weight, twelve longline fisheries are defined: eight fisheries with catch reported in numbers caught (Fisheries 12-19), and four additional longline fisheries that report catch in weight for the late period (Fisheries 20-23).

2.2. Catch

To conduct the stock assessment of bigeye tuna, the catch and effort data in the IATTC databases are stratified in accordance with the fishery definitions described in Section 2.1 and listed in Table 2.1. The three definitions relating to catch data used in previous reports (landings, discards, and catch) are described by Maunder and Watters (2001). The terminology in this report is consistent with the standard terminology used in other IATTC reports. Catches taken in a given year are assigned to that year even if they were not landed until the following year. Catches are assigned to two categories, retained catches and discards. Throughout this document, the term “catch” is used to reflect either total catch (retained catch plus discards) or retained catch; the appropriate definition is determined by the context.

Three types of catch data are used to assess the stock of bigeye tuna (Table 2.1). Removals by Fisheries 1, 6, and 12-23 are simply retained catch. Removals by Fisheries 2-5 and 7 are retained catch, plus some

discards resulting from inefficiencies in the fishing process (Section 2.2.1). Removals by Fisheries 8-11 are discards resulting only from sorting the catch taken by Fisheries 2-5 (Section 2.2.1).

Updated and new catch data for the surface fisheries (Fisheries 1-12) have been incorporated into the current assessment. The species-composition method (Tomlinson 2002) was used to estimate catches of the surface fisheries. We calculated average scaling factors for 2000-2008 by dividing the total catch for all years and quarters for the species composition estimates by the total catch for all years and quarters for the standard estimates, and applied these to the cannery and unloading estimates for 1975-1999. For Fisheries 1, 6, and 7 we used the average over Fisheries 2-5, for Fisheries 2 and 3 we used the average over Fisheries 2 and 3, and for Fisheries 4 and 5 we used the average over Fisheries 4 and 5. Harley and Maunder (2005) provide a sensitivity analysis that compares the results from the stock assessment using the species composition estimates of purse-seine fishery landings with the results from the stock assessment using cannery unloading estimates.

Updated or new catch data for the longline fisheries (Fisheries 12-23) are available for China (2008), Chinese Taipei (2006-2009), French Polynesia (2008), Japan (2006-2009), Korea (2008) and the United States (2007-2008). Catch data for 2009 are available for China, French Polynesia, the Republic of Korea, the United States, and Vanuatu from the monthly reporting statistics. Trends in the catches of bigeye tuna taken by each fishery from the EPO during each year of the 1975-2009 period are shown in the upper panel of Figure 2.2. The annual catch trends for the combined surface fleet (Fisheries 1-11) and longline fleet (Fisheries 12-23) are also shown (lower panel of Figure 2.2). There has been substantial annual variation in the catches of bigeye by all fisheries operating in the EPO (Figure 2.2, upper panel). Prior to 1996, the longline fleet (Fisheries 12-23) removed more bigeye (in weight) from the EPO than did the surface fleet (Fisheries 1-11) (Figure 2.2, lower panel). Since 1996, however, the catches by the surface fleet have mostly been greater than those by the longline fleet. It should be noted that the assessment presented in this report uses data starting from 1 January 1975, and substantial amounts of bigeye were already being removed from the EPO by that time.

2.2.1. Discards

For the purposes of the stock assessment, it is assumed that bigeye tuna are discarded from the catches made by purse-seine vessels for one of two reasons: inefficiencies in the fishing process (*e.g.* when the catch from a set exceeds the remaining storage capacity of the fishing vessel) or because the fishermen sort the catch to select fish that are larger than a certain size. In either case, the amount of discarded bigeye is estimated with information collected by observers from the IATTC or national programs, applying methods described by Maunder and Watters (2003). Regardless of why bigeye are discarded, it is assumed that all discarded fish die.

Estimates of discards resulting from inefficiencies in the fishing process are added to the retained catches made by purse-seine vessels (Table 2.1). No observer data are available to estimate discards for surface fisheries that operated prior to 1993 (Fisheries 1 and 6), and it is assumed that there were no discards from these fisheries. For surface fisheries that have operated since 1993 (Fisheries 2-5 and 7), there are periods for which observer data are not sufficient to estimate the discards. For these periods, it is assumed that the discard rate (discards/retained catches) is equal to the average discard rate for the same quarter from adjacent years or, if not available, the following year.

Discards that result from the process of sorting the catch are treated as separate fisheries (Fisheries 8-11), and the catches taken by these fisheries are assumed to be composed only of fish that are 2-4 quarters old (Maunder and Hoyle 2007). Watters and Maunder (2001) provide a rationale for treating such discards as separate fisheries. Estimates of the amounts of fish discarded during sorting are made only for fisheries that take bigeye associated with floating objects (Fisheries 2-5), because sorting is thought to be infrequent in the other purse-seine fisheries.

Time series of annual discards as proportions of the total (retained plus discarded) catches for the surface

fisheries that catch bigeye tuna in association with floating objects are shown in Figure 2.3. For the four main floating-object fisheries (Fisheries 2-5) with corresponding discard fisheries (Fisheries 8-11), the proportions of the catches discarded have been low since the late 1990s relative to those observed during fishing on the strong cohorts produced in 1997. There is strong evidence that some of this is due to year classes that were weaker than the 1997 year class. However, recruitments since 1997 have been greater than the long-term average (Figure 4.5). It is possible that regulations prohibiting discarding of tuna (2001-2007; Resolution C-00-08 and subsequent renewals of that resolution) have caused the proportion of discarded fish to decrease. However, the recent high proportions of discards observed in Fishery 10 (inshore) are an exception.

It is assumed that bigeye tuna are not discarded from longline fisheries (Fisheries 12-23).

2.3. Indices of abundance

Indices of abundance were derived from purse-seine and longline catch and effort data. Fishing effort data for the surface fisheries (Fisheries 1-7) have been updated and new data included for 2009. New or updated catch and effort data are available for the Japanese longline fisheries (2006-2009). Trends in the amount of fishing effort exerted by the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO are shown in Figure 2.4. While purse-seine fishing effort (in days fished) has shown an increasing trend during the present decade (Fisheries 2, 3 and 5), longline fishing effort has gradually decreased (late longline Fisheries 13, 15, 17, and 19).

The catch per unit of effort (CPUE) of purse-seine vessels with a fish-carrying capacity greater than 363 t was calculated as catch divided by number of days fished. The number of days fished by set type was estimated from the number of sets, using a multiple regression of total days fished against number of sets by set type (Maunder and Watters 2001).

Estimates of standardized CPUE (1975-2009) were obtained for the eight (early and late) longline fisheries (Fisheries 12-19). A delta-lognormal general linear model, in which the explanatory variables were latitude, longitude, and hooks per basket, was used (Hoyle and Maunder 2006).

The CPUE time series for the different fisheries are presented in Figure 2.5. The indices of abundance that were considered appropriate for use in the assessment were the CPUE series from Fisheries 2, 3 and 5 (purse-seine sets on floating objects) and 12-19 (longline fisheries). The fisheries excluded were considered inappropriate because the catch rates were extremely low (Fishery 1) or because they combined gears (purse seine and pole and line; Fisheries 6 and 7). In addition, the first two years of the purse-seine fisheries were excluded because these fisheries were still expanding. There is a noticeable increasing trend in the standardized CPUE of the longline fisheries (Fisheries 13, 15, 17, and 19) during the 3 to 4 most recent years.

2.4. Size composition data

New length-frequency data for 2009 are available for the surface fisheries. New or updated length-frequency data are available for the Japanese longline fleet (2006-2008). Size composition data for the other longline fleets are not used in the assessment.

The length-frequency data for the Chinese Taipei fleet include more smaller fish than those for the Japanese fleet. However, there is concern about the representativeness of the length-frequency samples from the Chinese Taipei fleet (Stocker 2005, Anonymous 2006), and therefore these data are not used in the base case assessment. Maunder and Hoyle (2007) conducted a sensitivity analysis in which the Chinese Taipei fleet was treated as a separate fishery. Also, Wang *et al.* (2009) carried out an investigation that treated the Chinese Taipei fishery as a separate entity, rather than combining data for that fishery with those for other longline fisheries, as in this assessment. The results from these studies revealed few differences with respect to the base case results.

The fisheries of the EPO catch bigeye tuna of various sizes. The average size compositions of the catches

from each fishery defined in Table 2.1 have been described in previous assessments. The fisheries that catch bigeye associated with floating objects typically catch small (<75 cm) and medium-sized (75 to 125 cm) bigeye (Figures 2.6a-b, Fisheries 1-5). Prior to 1993, the catch of small bigeye was roughly equal to that of medium-sized bigeye (Figure 2.6a, Fishery 1). Since 1993, however, small bigeye from fisheries that catch bigeye in association with floating objects have dominated the catches (Figures 2.6a-b, Fisheries 2-5). An exception is the 1999-2002 period, when a strong cohort moved through the fishery and medium-sized fish dominated the catch of the floating-object fisheries.

Prior to 1990, mostly medium-sized bigeye were captured in unassociated schools (Figure 2.6b, Fishery 6). Since 1990, more small and large (>125 cm) bigeye have been captured in unassociated schools (Figure 2.6c, Fishery 7). The catches taken by the longline fisheries (Fisheries 12-19) have distinctly different size compositions. In the area north of 10°N (Northern longline Fisheries 12 and 13), longliners catch mostly medium-sized fish, and the average size composition has two distinct peaks (these appear as bands at 80 cm and 120 cm in Figure 2.6c). In the Central and Southern longline areas (Fisheries 14-15 and 16-17, respectively), longliners catch substantial numbers of both medium-sized and large bigeye (Figures 2.6d and 2.6e). However, there appears to have been a transition from medium-sized fish to fish over 150 cm during the late 1980s. There also seems to be a shift to larger fish caught by longliners in the inshore area (Fisheries 18 and 19) around the late 1980s, but these fish are not as large as those caught in the central and southern areas in the late period (Fisheries 15 and 17). In order to better model these observed shifts in the size-composition data of bigeye caught by longliners, and deal with the associated residual pattern (see Section 4.3.1), the present assessment considers two time blocks with different catchabilities and/or selectivities for all longline fisheries (see Section 2.1).

2.5. Age-at-length data

Age-at-length data derived from otolith readings (Schaefer and Fuller 2006) were integrated into the stock assessment model to provide information on mean length at age and variation in length at age. These data consist of age estimates from counts of daily increments on otoliths, and the lengths of 254 fish caught in 2002 by the floating-object fisheries (Schaefer and Fuller 2006).

3. ASSUMPTIONS AND PARAMETERS

3.1. Biological and demographic information

3.1.1. Growth

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

The most recent study of the age and growth of bigeye in EPO was made by Schaefer and Fuller (2006), who used tag-recapture data and otolith daily increments to estimate growth. The two data sources provided very similar estimates, but the asymptotic length of the von Bertalanffy growth curve is much greater than any length recorded. This is reasonable as long as no biological meaning is given to the asymptotic parameter and the growth model is used only as a representation of the ages of fish that were sampled. The maximum age in their data set is around 4 years (16 quarters) and hence the resulting von Bertalanffy growth curve cannot be used to predict growth beyond this age.

An attempt has been made to estimate growth internally in recent EPO bigeye stock assessment models. The growth model is fitted to the age-at-length data from otolith readings (Schaefer and Fuller 2006) and

the bigeye length-composition data sampled from different fisheries. Using the A-SCALA stock assessment model (Maunder and Watters 2003), a Richards growth curve was fitted while setting the asymptotic length parameter at about the size of the largest bigeye in the data (186.5 cm; Maunder and Hoyle 2006). This resulting curve has also been taken as a prior for all ages in the bigeye stock assessment (Maunder and Hoyle 2007).

Previous growth studies and stock assessments of tuna species (*e.g.* Harley and Maunder 2005; Maunder 2002a) indicate that rapid and almost linear growth of juvenile tuna is best fitted by a Richards growth model. In two early stock assessments of bigeye (Aires-da-Silva and Maunder 2007, 2009), a von Bertalanffy growth curve was used to predict the mean length-at-age. This was due mainly to a Richards function not being available yet in Stock Synthesis (version 2; Methot 2005). In the latest bigeye assessment (Aires-da-Silva and Maunder 2010a), a sensitivity analysis was performed using the Richards growth model. There were substantial improvements in the model fit to the data, particularly to the bigeye age-at-length (otolith readings) and length-composition data.

Following the recommendations of the external review of the IATTC staff's assessment of bigeye tuna, held in May 2010, a transition is made in the present assessment from the traditional von Bertalanffy model to a more flexible Richards growth model. Previous sensitivity analyses have shown that the bigeye stock assessment results are highly sensitive to the assumed value for the average size of the older fish, the L_2 parameter in the growth model (Hampton and Maunder 2005; Aires-da-Silva and Maunder 2007; Aires da Silva and Maunder 2010c). The choice of L_2 for bigeye is somewhat arbitrary, and the parameter has generally been fixed at about the size of the largest fish in the data. As in previous assessments, and following the recommendation of the external review, L_2 is pre-specified rather than estimated in the present bigeye stock assessment; it is fixed at 185.5 cm, a value which is about the average size of the largest fish in the data. A sensitivity analysis was performed to investigate the effect on the assessment results of assuming different values of L_2 , and a likelihood profile of this parameter was also computed (Appendix B).

Another important component of growth used in age-structured statistical catch-at-length models is the variation in length at age, which can be just as influential as the mean length-at-age. Information on the variability of length-at-age can be obtained from age-at-length data, which is available for bigeye tuna (Schaefer and Fuller 2006). Unfortunately, the bigeye otolith samples were not collected randomly, but rather to cover a range of sizes to provide information on mean length-at-age. Therefore, these data do not provide a good measure of variation of length-at-age. In a previous assessment using A-SCALA (Maunder and Hoyle 2007), conditional probability was used to apply an appropriate likelihood to the data and estimate variation of length-at-age. These variability estimates have been used (fixed) in the latest assessments of bigeye that use Stock Synthesis. Following a recommendation of the external review, the parameters which determine the variance of the length-at-age are estimated, rather than set to the values estimated from A-SCALA. Age-at-length data derived from otolith readings (Schaefer and Fuller 2006) were integrated into the stock assessment model to provide information on variation in length at age.

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

$$w = 3.661 \times 10^{-5} \cdot l^{2.90182}$$

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

3.1.2. Natural mortality

Age-specific vectors of natural mortality (M) are assumed for bigeye. This assessment uses a sex-specific model, and therefore natural mortality schedules are provided for each sex (Figure 3.2). A higher level of natural mortality ($M = 0.25$) is assumed for fish of both sexes 0 quarters old, decreasing to 0.1 at 5 quarters of age. As in previous assessments, it is assumed that the natural mortality of females increases

after they mature. These age-specific vectors of natural mortality are based on fitting to the estimates of age-specific proportions of females, maturity at age, and natural mortality of Hampton (2000).

The previous observation that different levels of natural mortality had a large influence on the absolute population size and the population size relative to that corresponding to the maximum sustainable yield (MSY; see definition in Section 5) (Watters and Maunder 2001) is retained. Harley and Maunder (2005) performed a sensitivity analysis to assess the effect of increasing natural mortality for bigeye younger than 10 quarters. In addition, the effect on the bigeye stock assessment of assuming alternative scenarios of juvenile natural mortality rates has been evaluated (Document SARM-9-INF-B¹). The management quantities showed little sensitivity when higher levels of M were assumed for fish 0-5 quarters of age. In contrast, the management quantities showed a greater sensitivity to the assumption made about the oldest of the early ages (5-12 quarters old) included in the early high levels of M . However, the high levels of M assumed for bigeye 5-12 quarters (60-120 cm) old seem unrealistic. This report presents a sensitivity analysis to assuming lower and higher rates of adult natural mortality for bigeye (Appendix C).

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

3.1.3. Recruitment and reproduction

It is assumed that bigeye tuna can be recruited to the fishable population during every quarter of the year. Recruitment may occur continuously throughout the year, because individual fish can spawn almost every day if the water temperatures are in the appropriate range (Kume 1967; Schaefer *et al.* 2005).

The Stock Synthesis method allows a Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship to be specified. The Beverton-Holt curve is parameterized so that the relationship between spawning biomass (biomass of mature females) and recruitment is determined by estimating the average recruitment produced by an unexploited population (virgin recruitment), a parameter called steepness. Steepness controls how quickly recruitment decreases when the spawning biomass is reduced. It is defined as the fraction of virgin recruitment that is produced if the spawning biomass is reduced to 20% of its unexploited level. Steepness can vary between 0.2 (in which case recruitment is a linear function of spawning biomass) and 1.0 (in which case recruitment is independent of spawning biomass). In practice, it is often difficult to estimate steepness because of a lack of contrast in spawning biomass and because there are other factors (*e.g.* environmental influences) that can cause recruitment to be extremely variable. For the current assessment, recruitment is assumed to be independent of stock size (steepness = 1). There is no evidence that recruitment is related to spawning stock size for bigeye in the EPO and, if steepness is estimated as a free parameter, it is estimated to be close to 1. However, simulation analyses have shown that estimation of steepness is problematic, with large uncertainty and frequent estimates equal to one even if the true steepness is moderately less than one (Conn *et al.* 2010). A sensitivity analysis with steepness = 0.75, and a likelihood profile on this parameter are presented in this report (Appendix A). In addition to the assumptions required for the stock-recruitment relationship, a constraint on quarterly recruitment deviates with a standard deviation of 0.6 is applied. Recruitment is modeled at age-0 in Stock Synthesis.

Reproductive inputs are based on the results of Schaefer *et al.* (2005) and data provided by Dr. N. Miyabe of the National Research Institute of Far Seas Fisheries (NRIFSF) of Japan. Information on age at length (Schaefer and Fuller 2006) was used to convert proportion mature at length into an age-at-maturity schedule (Figure 3.3, Table 3.1).

3.1.4. Movement

The current assessment does not consider movement explicitly. Rather, it is assumed that the population

¹ <http://www.iattc.org/PDFFiles2/SARM-9-INF-B-Comments-on-Document-SARM-9-11d.pdf>

is randomly mixed at the beginning of each quarter of the year. The IATTC staff is studying the movement of bigeye within the EPO, using data recently collected from conventional and archival tags, and these studies indicate substantial levels of regional fidelity of bigeye within the EPO. The results of these studies may eventually provide information useful for stock assessment. This implies that localized depletion patterns of bigeye may exist in the EPO. A preliminary evaluation of spatial structure in the bigeye stock assessment has been initiated (Aires-da-Silva and Maunder 2010b). A spatially-structured framework will be considered in future stock assessments. The spatial definition of the fisheries accommodates some forms of movement by means of different selectivity and catchability.

3.1.5. Stock structure

Schaefer and Fuller (2009) provide an overview of current knowledge about the stock structure of bigeye in the EPO. The results of tagging studies indicate regional fidelity of the species in the region, and suggest a very low level of mixing between the eastern and the western Pacific (Schaefer and Fuller 2002; Schaefer and Fuller 2009). Accordingly, and for the purposes of the current stock assessment, it is assumed that there are two stocks, one in the EPO and the other in the western and central Pacific Ocean (WCPO), and that there is no net exchange of fish between these regions. The IATTC staff periodically conducts a Pacific-wide assessment of bigeye in collaboration with scientists of the Oceanic Fisheries Programme of the Secretariat of the Pacific Community and of the NRIFSF. This work may help indicate how the assumption of a single stock in the EPO is likely to affect interpretation of the results obtained from the Stock Synthesis method. Recent analyses (Hampton *et al.* 2003) that estimate movement rates within the Pacific Ocean provided biomass trends very similar to those estimated by Harley and Maunder (2004), and differences in absolute levels of biomass were mainly due to differences in growth rates between the two sides of the Pacific Ocean.

In order to investigate the sensitivity of the assessment results to the assumptions made about stock structure, a sensitivity analysis to extending the western limit of the bigeye stock distribution was conducted (Aires-da-Silva and Maunder 2010a). When the assumed western limit of the bigeye stock distribution was extended from 150°W to 170°E, and the additional catch taken from the WCPO was included in the model, the recruitments and biomasses were greater than those estimated by the base case model, but the relative trends are very similar. When the model was also fitted to the additional CPUE and length-composition data from the WCPO, the biomass estimates for most years became lower than the base case, but the relative trends are also similar. The stock status evaluation for these sensitivity analyses was similar to that for the base case.

3.2. Environmental influences

Oceanographic conditions might influence the recruitment of bigeye tuna to fisheries in the EPO. In previous assessments (*e.g.* Watters and Maunder 2001, 2002), zonal-velocity anomalies (velocity anomalies in the east-west direction) at 240 m depth were used as the candidate environmental variable for affecting recruitment. The mechanism that is responsible for this relationship has not been identified, and correlations between recruitment and environmental indices are often spurious, so the relationship between zonal velocity and bigeye recruitment should be viewed with skepticism. Nevertheless, this relationship tends to indicate that bigeye recruitment is increased by strong El Niño events and decreased by strong La Niña events. In fact, two of the periods of greatest recruitment (1982-1983 and 1997-1998) coincide with the two strongest El Niño events of the 20th century. Maunder and Hoyle (2007) conducted a sensitivity analysis to investigate the relationship between recruitment and the El Niño index; this showed that there was a significant negative relationship, but it explained only a small proportion of the total variability in the recruitment.

Other sensitivity analyses in which environmental indices were incorporated into the stock assessment model have been conducted in previous assessments. It was assumed that oceanographic conditions might influence the efficiency of the fisheries that catch bigeye associated with floating objects (Fisheries 1-5) (Watters and Maunder 2001, 2002; Maunder and Harley 2002). In the assessment of Maunder and Harley

(2002), an environmental influence on catchability was assumed for the central floating-object Fishery 3 only. It was found that including this effect did not greatly affect the results.

In general, analyses in which no environmental indices were included produced estimates of recruitment similar to those that used zonal velocity (Harley and Maunder 2004). This suggests that there is sufficient information in the length-frequency data to estimate most historical year-class strengths, but the index may be useful for reducing uncertainty in estimates of the strengths of the most recent cohorts, for which few size-composition samples are available. A previous sensitivity analysis of the effect of including the environmental index showed that the index was not statistically significant (Maunder and Hoyle 2006), or explained only a small proportion of the total variation in recruitment (Maunder and Hoyle 2007). However, the “two-stanza” recruitment pattern for bigeye in the EPO (Section 4.1.2), which consists of a period of lower recruitments (1975-1993) followed by a period of relatively large recruitments (1994-2009), may be preventing a significant correlation. Investigating environmental correlations for the late period only may be preferable. In Appendix B, the time series of estimated bigeye quarterly recruitments for only the late period of the fishery (1995-2009) are compared with the Southern Oscillation Index (SOI; Philander 1990) (see Appendix D). An evaluation of spatial structure in the bigeye assessment indicates that similar recruitment trends in different regions of the EPO may be driven by a similar large-scale environmental effect (*e.g.*, El Niño/La Niña events) (Aires-da-Silva and Maunder 2010b)

In view of the results from previous sensitivity analyses described above, no environmental index was incorporated into this assessment.

4. STOCK ASSESSMENT

The Stock Synthesis method (SS - Version 3.10b; Methot 2005, 2009) was used to assess the status of bigeye tuna in the EPO. It consists of a size-based, age-structured, integrated (fitted to many different types of data) statistical stock assessment model.

The model is fitted to the observed data (indices of relative abundance and size compositions) by finding a set of population dynamics and fishing parameters that maximize a penalized likelihood, given the amount of catch taken by each fishery. Many aspects of the underlying assumptions of the model are described in Section 3. It also includes the following important assumptions:

1. Bigeye tuna are recruited to the discard fisheries (Fisheries 8-11) one quarter after hatching, and these discard fisheries catch only fish of the first few age classes (fully selected between 1 and 3 quarters of age).
2. The size-based selectivity curves for the late longline fisheries in the Central and Southern areas (Fisheries 15 and 17) are assumed to be asymptotic.
3. The data for fisheries that catch bigeye tuna in unassociated schools (Fisheries 6 and 7), the pre-1993 and coastal floating-object fisheries (Fisheries 1 and 4), and fisheries whose catch is composed of the discards from sorting (Fisheries 8-11), provide relatively little information about biomass levels, because these fisheries do not direct their effort at bigeye. For this reason, the CPUE time series for these fisheries were not used as indices of abundance.

The following parameters have been estimated in the current stock assessment of bigeye tuna from the EPO:

1. Mean length at age and variability of the length at age. As proposed in the previous bigeye assessment as a future modification (Aires-da-Silva and Maunder 2010a), and following a recommendation by the external review, a more flexible Richards growth curve was adopted as an alternative to the von Bertalanffy growth function used in previous assessments. In addition, the parameters of a linear model relating the standard deviations in length at age to the mean lengths at age were estimated, rather than fixed.
2. Recruitment in every quarter from the first quarter of 1975 through the fourth quarter of

2009 (includes estimation of virgin -or average - recruitment and temporal recruitment penalized anomalies);

3. Catchability coefficients for the eleven CPUE time series that are used as indices of abundance (floating-object Fisheries 2, 3, and 5, longline Fisheries 12-19). Following a recommendation by the external review, two time blocks (early and late fisheries, split at 1990) with different catchability parameters are assumed for the newly-defined longline fisheries (Northern, Central, Southern and Inshore; Fisheries 12-19).
4. Coefficients of variation (CVs) for the three CPUE indices that are used as indices of abundance for the floating-object fisheries (Fisheries 2, 3, and 5), and CPUE indices of early and late Northern (12 and 13), Central (14 and 15), and Inshore (18 and 19) longline fisheries. Following a recommendation by the external review, the CVs of the CPUE for the early and late Southern longline Fisheries (16 and 17) were fixed at 0.15, rather than estimated, as these are the most reliable longline indices of abundance.
5. Selectivity curves for fifteen of the 23 fisheries (Fisheries 8-11 have an assumed selectivity curve, and the selectivities of Fisheries 20, to 23 are the same as those of Fisheries 13, 15, 17 and 19, respectively). Except for the late Central and Southern longline fisheries (15 and 17), which catch larger bigeye, the selectivity curves of all fisheries that retain their catches are assumed to be dome-shaped (double normal).
6. Initial population size and age structure. Two initial fishing mortality parameters (for surface and combined longline fisheries, respectively) are estimated. In addition, the average recruitment used to estimate the initial conditions and deviates for the youngest 15 age classes are estimated.

The following parameters are assumed to be known for the current stock assessment of bigeye in the EPO:

1. Sex- and age-specific natural mortality rates (Figure 3.2);
2. Age-specific maturity curve (Table 3.1 and Figure 3.3);
3. Selectivity curves for the discard fisheries (Fisheries 8-11);
4. The steepness of the stock-recruitment relationship.

The estimates of management quantities and future projections were computed based on 3-year average fishing mortality rates, by gear, for 2007-2009. The sensitivity of estimates of key management quantities to including the last year (2009) in the 3-year average fishing mortality rate estimate was tested. For this purpose, a 2-year (2007-2008) average fishing mortality rate was used in the calculations.

There is uncertainty in the results of the current stock assessment. This uncertainty arises because the observed data do not perfectly represent the population of bigeye tuna in the EPO. Also, the stock assessment model may not perfectly represent the dynamics of the bigeye population or of the fisheries that operate in the EPO. Uncertainty is expressed as approximate confidence intervals and CVs. The confidence intervals and CVs have been estimated under the assumption that the stock assessment model perfectly represents the dynamics of the system. Since it is unlikely that this assumption is satisfied, these values may underestimate the amount of uncertainty in the results of the current assessment. The model structure uncertainty is investigated in several sensitivity analyses.

The following summarizes the important aspects of the base case assessment (1) and the four sensitivity analyses (2-4):

1. **Base case assessment:** steepness of the stock-recruitment relationship = 1 (no relationship between stock and recruitment); average size of the older fish (L_2) is fixed at 185.5 cm, and the parameters that define the variability of the length-at-age are estimated; fitted to CPUE time series for floating-object Fisheries 2-5 and longline Fisheries 12-19; two time blocks of

catchability and selectivity for longline Fisheries 12-19; asymptotic size-based selectivities for the late longline Fisheries 15 and 17, which catch larger bigeye.

2. **Sensitivity to the steepness of the stock-recruitment relationship.** The base case assessment includes an assumption that recruitment is independent of stock size, and a Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship with a steepness of 0.75 was used for the sensitivity analysis. In addition, a likelihood profile for steepness was computed (steepness ranging from 0.5 to 1, with 0.1 increments).
3. **Sensitivity to the average size of the older fish (L_2 parameter of the Richards growth function).** L_2 is fixed at 185.5 cm in the base case model. Two alternative fixed values of L_2 were considered for the sensitivity analysis, a lower and a higher value of 170 cm and 200 cm, respectively. In addition, a likelihood profile for L_2 was computed (L_2 ranging from 160 to 200 cm, with 5-cm increments).
4. **Sensitivity to assuming lower and higher values of adult natural mortality (M) for both females and males.** While defining the alternative M schedules for bigeye, and in order to maintain the age-specific absolute differences of natural mortality estimated from sex-ratio data (Figure 3.2), the M values for adult (12+ quarters old) females and males assumed in the base case were decreased/increased by the same multiplicative factor (Figure C.1).
5. **Sensitivity to using data for only the late period of the fishery (1995-2009).** This period best reflects the current mix of tuna fisheries (surface and longline) and selectivities operating in the EPO. This sensitivity analysis is motivated by heightened concerns about potential biases in the bigeye stock productivity estimates (virgin recruitment) and derived management quantities, which may be caused by a shift from lower to higher recruitment estimates coinciding with the expansion of the floating-object fisheries since 1993 (Document SARM-9-INF-B²; Aires-da-Silva, Maunder and Tomlinson 2010). It is also done to address potential causes for the observed residual pattern in the model fit to the longline length compositions, other than changes of catchability and selectivity which are already addressed by means of two time-blocks for longline fisheries.

4.1. Assessment results

The results presented in the following sections are likely to change in future assessments because (1) future data may provide evidence contrary to these results, and (2) the assumptions and constraints used in the assessment model may change. Future changes are most likely to affect absolute estimates of biomass, recruitment, and fishing mortality.

4.1.1. Fishing mortality

There have been important changes in the amount of fishing mortality of bigeye in the EPO. On average, the fishing mortality of fish less than about 15 quarters old has increased greatly since 1993, and that of fish more than about 15 quarters old has increased to a much lesser extent since then (Figure 4.1). The increase in average fishing mortality of younger fish can be attributed to the expansion of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects (Fisheries 2-5). These fisheries catch substantial amounts of bigeye (Figure 2.2), select fish that are generally less than about 100 cm in length (Figure 4.2), and have expended a relatively large amount of fishing effort since 1993 (Figure 2.4).

Temporal trends in the age-specific amounts of annual fishing mortality of bigeye are shown in Figure 4.3. These trends reflect the distribution of fishing effort among the various fisheries that catch bigeye (Figure 2.4) and changes in catchability. The trend in annual fishing mortality rate by time shows that fishing mortality has increased greatly for young fish (ages 9-12 quarters) since the early 1990s, and has

² <http://www.iattc.org/PDFFiles2/SARM-9-INF-B-Comments-on-Document-SARM-9-11d.pdf>

remained nearly stable during the most recent decade. This was due to the expansion of the purse-seine fisheries that catch juvenile bigeye on floating objects since 1993. Fishing mortality for older fish (13+ quarters) has also increased over the historic period of the assessment (1975-2009). However, the average levels of adult fishing mortality have remained nearly half of those for juvenile bigeye since the mid-1990s. In fact, a sharp decline of the fishing mortality of older fish has been observed during the present decade as a result of decreased longline fishing effort in the EPO (Figure 2.4). Fishing mortality rates for older fish (20+ quarters) increased greatly in the early 1990s as higher proportions of larger (>150 cm) fish became vulnerable to the longline fisheries, particularly in the Central and Southern areas (Fisheries 15 and 17, respectively; Figures 2.6d, e). An annual summary of the estimates of total fishing mortality is presented in Appendix E (Table E.1).

4.1.2. Recruitment

Over the range of estimated spawning biomasses shown in Figure 4.7, the abundance of bigeye recruits appears to be unrelated to the spawning biomass of adult females at the time of hatching (Figure 4.4). Previous assessments of bigeye in the EPO (*e.g.* Watters and Maunder 2001, 2002) also failed to show a relationship between adult biomass and recruitment over the estimated range of spawning biomasses. The base case estimate of steepness is fixed at 1, which corresponds to a model with an assumption that recruitment is independent of stock size. The consequences of overestimating steepness, in terms of lost yield and potential for recruitment overfishing, are far worse than those of underestimating it (Harley *et al.* unpublished analysis). A sensitivity analysis is presented in Appendix A that assumes that recruitment is related to stock size in varying degrees (steepness ranging from 0.5 to 1).

The time series of estimated quarterly recruitment (age-0 quarters fish) of bigeye is shown in Figure 4.5a, and the total recruitment estimated to occur during each year is shown in Figure 4.5b and Table 4.1. There are several important features in the time series of estimated recruitment of bigeye. First, estimates of recruitment before 1993 are very uncertain, as the techniques for catching small bigeye associated with floating-objects were not in use. In addition, a “two-stanza” pattern can be identified in the time series of bigeye recruitments for the EPO (Figure 4.5a). This pattern is characterized by an early period of low recruitments (1975-1993) followed by a period of relatively large recruitments (1994-2009). This shift coincided with the expansion of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects. A series of potential alternative hypothesis to explain this pattern has been advanced elsewhere (Document SARM-9-INF-B³; Aires-da-Silva, Maunder and Tomlinson 2010). The impact on the bigeye assessment results of potentially biased low recruitments prior to 1994 has been investigated. Adjustment of the spawning biomass ratios (SBRs, see definition in Section 5.1) and management quantities would result in a more pessimistic stock evaluation (see Appendix A of SARM-9-INF-B). A sensitivity analysis was performed using fishery data covering the most recent period of the fishery only (1995-2009), which best reflects the current mix of tuna fisheries (surface and longline) and selectivities operating in the EPO (see Appendix D). In Appendix D, the time series of estimated bigeye quarterly recruitments (1995-2009) are compared with the Southern Oscillation Index (SOI; Philander 1990). The relationship tends to indicate that the bigeye recruitment is increased by strong El Niño events and decreased by strong La Niña events (Figure D.5). There was a period of above-average annual recruitment during 1994-1998, followed by a period of below-average recruitment in 1999-2000. The recruitments were above average from 2001 to 2006, and were particularly large in 2005 and 2006. The recruitment in 2007 was below average, but the recruitment in 2008 appears to have been particularly high. The most recent annual recruitment estimate (2009) is slightly below average levels. However, this estimate is highly uncertain, and should be regarded with caution, due to the fact that recently-recruited bigeye are represented in only a few length-frequency data sets.

³ <http://www.iattc.org/PDFFiles2/SARM-9-INF-B-Comments-on-Document-SARM-9-11d.pdf>

4.1.3. Biomass

Trends in the biomass of 3+-quarter-old bigeye tuna in the EPO are shown in Figure 4.6, and estimates of the biomass at the beginning of each year are presented in Table 4.1. The biomass of 3+-quarter-old bigeye increased during 1983-1985, and reached a peak of about 845 thousand t in 1986, after which it decreased to a historic low of about 347 thousand t at the beginning of 2004. Since then, the biomass of 3+-quarter-old bigeye tuna has shown a gradual increasing trend.

The trend in spawning biomass is also shown in Figure 4.7, and estimates of the spawning biomass at the beginning of each year are presented in Table 4.1. The spawning biomass has generally followed a trend similar to that of the biomass of 3+-quarter-old bigeye, but with a 1- to 2-year time lag. The biomasses of both 3+-quarter-old fish and spawners are estimated to have been increasing over the last five years. A simulation study indicates that this population increase may be attributed to the effect of IATTC tuna conservation resolutions during 2004-2009 (Section 6.2.3). Additional factors likely contributing to this increase are above-average recruitments and reduced longline effort in the EPO in recent years.

There is uncertainty in the estimated biomasses of spawners. The average CV of the spawning biomass estimates is 0.19.

Given the amount of uncertainty in the estimates of both recruitment and biomass (Sections 4.1.2 and 4.1.3), it is difficult to determine whether trends in the biomass of bigeye have been influenced more by variation in recruitment or fishing mortality. Nevertheless, the assessment suggests two conclusions. First, the biomass of bigeye can be substantially increased by strong recruitment events. Both peaks in the biomass of 3+-quarter-old bigeye (1986 and 2000; Figure 4.6) were preceded by peak levels of recruitment (1982-1983 and 1997-1998, respectively; Figure 4.5).

Second, it is apparent that fishing has reduced the total biomass of bigeye present in the EPO. This conclusion is drawn from the results of a simulation in which the biomass of bigeye tuna estimated to be present in the EPO if fishing had not occurred was projected over the historic period of the assessment (1975-2009), using the time series of estimated recruitment anomalies in the absence of fishing. To estimate the impact that different fisheries have had on the depletion of the stock, we ran simulations in which each gear was excluded and the model was run forward as in the no-fishing simulation (see Wang *et al.* 2009 for details of the simulation methodology). The results of this analysis are shown in Figure 4.8. It is clear that the longline fishery had the greatest impact on the stock prior to 1995, but with the decrease in effort by the longline fisheries, and the expansion of the floating-object fishery, at present the impact of the purse-seine fishery on the population is far greater than that of the longline fishery. The discarding of small bigeye has a small, but detectable, impact on the depletion of the stock. Overall, the current spawning biomass is estimated to be about 26% of that expected had no fishing occurred.

4.1.4. Average weights of fish in the catch

Trends in the average weights of bigeye caught by the fisheries that operate in the EPO are shown in Figure 4.9. The fisheries that catch bigeye in association with floating objects (Fisheries 1-5) have taken mostly small fish that, on average, weigh less than the critical weight, which indicates that these fisheries do not maximize the yield per recruit (Maunder and Hoyle 2007). The average weight of bigeye taken by the longline fisheries (Fisheries 12 and 19) has been around the critical weight, which indicates that these fisheries tend to maximize the yield per recruit. The average weight for all fisheries combined declined substantially after 1993 as the catch of bigeye in purse-seine sets on floating objects increased and that of bigeye by longline decreased.

The average weight in both the surface and longline fisheries declined around 1997-1998 as a strong cohort entered the fishery. The average weights then increased as the fish in that cohort increased in size. The average weight then declined again as that cohort was removed from the population.

The average weights for the surface fishery predicted by the model differ from the observed mean

weights, particularly before 1984 (Figure 4.9, middle panel). The observed average weights are estimated by scaling up the length-frequency samples to the total catch, which differs from the method used in the stock assessment model, which uses the selectivity curves and estimated fishing mortality rates for each fishery to estimate the average weight. There was an apparent shift around 1985 from higher proportions of smaller (<75 cm) bigeye caught to higher proportions of medium-sized (75-125 cm) bigeye caught by the early floating-object fishery (Fishery 1; Figure 2.6a). Therefore, assuming two time blocks of selectivity (pre- and post-1985) in future assessments may help to minimize the differences between observed and predicted average weights for this early fishery.

An improvement was made with regard to the differences identified in previous assessments between the observed weights of bigeye caught by Japanese longliners and the estimates predicted by the stock assessment model (Figure 4.9, bottom panel). This better correspondence between the observed and predicted average weights of bigeye results from the new assumption of two blocks of catchability and selectivity for the longline fisheries, split at 1990. There are some exceptions, particularly in the late 1990s and early 2000s, which coincide with the expansion of the Chinese Taipei fishery in the EPO.

4.2. Comparisons to external data sources

No comparisons to external data were made in this assessment.

4.3. Diagnostics

Diagnostics are discussed in the next two sections, residual analysis and retrospective analysis.

4.3.1. Residual analysis

The model fits to the CPUE data from different fisheries are shown in Figure 4.10a-c. The model fits the longline CPUE observations closely. The exception is the northern longline fishery, which is seasonal and shows higher variability of CPUE. The model fits particularly well to the CPUE data of the southern longline fishery (both early and late Fisheries 16 and 17, respectively). When compared to model fits from previous assessments (Figure 4.10 of Aires-da-Silva and Maunder 2010a), the new assumption of two time blocks (early and late) for longline catchability and selectivity greatly improved the model fit to the CPUE increases observed around the mid-1980s (Fishery 16) and early 2000s (Fishery 17). The fits to the surface fisheries CPUE data series are less satisfactory.

Pearson residual plots are presented for the model fits to the length-composition data (Figures 4.11a-f). The gray and black circles represent observations that are less than and greater than the model predictions, respectively. The areas of the circles are proportional to the absolute values of the residuals. There are several notable characteristics of the residuals. The model underestimates (black circles) the proportions of medium and small fish for the post-1993 floating-object fisheries. In particular, it underestimates the proportions of large fish during 1999-2002, when a strong cohort moved through the fishery.

No prominent residual pattern is identifiable in the model fit to length-composition data collected for both periods of the Northern (Fisheries 12 and 13), Central (Fisheries 14 and 15), and Inshore (Fisheries 18 and 19) longline fisheries. Also, the model fit to the Southern longline length-composition data has been improved. The major shift in residual pattern around the late 1980s identified in early assessments has been minimized (Aires-da-Silva and Maunder 2010a; Aires-da-Silva, Maunder and Lennert-Cody 2010). This could be due to the new longline fishery definitions and also to the two time blocks of longline catchability/selectivity assumed in the present assessment. Nonetheless, the residual pattern is still strong in the model fit to the length data from the late period of the Southern longline fishery (Fishery 17; Figure 4.11e). Specifically, the proportions of medium-sized fish are systematically underestimated around two distinct length modes, centered at about 100 and 150 cm. Possible reasons for the remaining pattern are further spatial misspecification issues, time-varying selectivity, and not enough flexibility in the assumed double normal size-selectivity curve. The average fits to the observed length-compositions of the catches

taken by the surface and longline fisheries defined in the stock assessment model are shown in Figure 4.11g and 4.11h, respectively. The model fits to the length-compositions of the recent catches of bigeye are also shown for different fisheries (Figures 4.11e-h).

The fit to the data, as measured by root mean square error, suggests that the model fits the CPUE index for the early and late Southern longline fisheries (Fisheries 16 and 17) better ($CV = 0.12$ and 0.15 , respectively) than those for other fisheries. The worst fits to the CPUE data are those for floating-object Fisheries 3 ($CV = 0.54$) and 5 ($CV = 0.55$), followed by the late Northern longline fishery (Fishery 13; $CV = 0.43$). With respect to the length-frequency data, the model fits the data better (as indicated by the estimated effective sample size) than is reflected by the assumed sample sizes in the likelihood functions. In an earlier assessment (Aires-da-Silva and Maunder 2007), a sensitivity analysis, using iterative reweighting, was conducted to investigate the weighting of the data sets. Specifically, the appropriate standard deviations and sample sizes for the likelihood functions were determined iteratively, based on the fit to the data. When iterative reweighting was applied, more weight was given to the length-frequency data, and the biomasses were estimated to be lower in the earlier and later segments of the historical period.

4.3.2. Retrospective analysis

Retrospective analysis is useful for determining how consistent a stock assessment method is from one year to the next. Inconsistencies can often highlight inadequacies in the stock assessment method. This approach is different from the comparison of recent assessments (Section 4.5), in which the model assumptions differ among these assessments, and differences would be expected. Retrospective analyses are usually carried out by repeatedly eliminating one year of data from the analysis while using the same method and assumptions. This allows the analyst to determine the change in estimated quantities as more data are included in the model. Estimates for the most recent years are often uncertain and biased.

Retrospective analyses were conducted by removing one year (2009), two years (2009 and 2008), three years (2009, 2008, and 2007) and four years (2009, 2008, 2007, and 2006) of data (Figures 4.12-4.14). Although the retrospective analyses show the same relative increasing trend in the summary biomass since 2005 as the base case model, the biomass estimates from the base case model are lower than those estimated when the last years of data are not incorporated into the model (Figure 4.12). The retrospective pattern seems to be weaker for the recent levels of the SBR (Figure 4.13). As noted in previous assessments, the recent recruitment levels are highly subject to recent retrospective bias (Figure 4.14). Retrospective bias does not necessarily indicate the magnitude and direction of the bias in the current assessment, only that the model may be misspecified.

4.4. Sensitivity analyses

The results of the four sensitivity analyses are presented in the appendices: sensitivity to (a) the stock-recruitment relationship (Appendix A); (b) an assumed fixed value of the average size of the older fish (L_2 parameter) in the Richards growth function (Appendix B); (c) assuming higher rates of adult natural mortality (M) for bigeye (Appendix C); and (d) using data only for the late period of the fishery (1995-2009) (Appendix D). Here we describe differences in model fit and model prediction, and defer our discussion of differences in stock status until Section 5. A comparison of the likelihoods for the base case and sensitivity analyses is provided in Table 4.3.

The steepness of the Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship was set at 0.75. The estimates of the summary biomass (Figure A.1) are greater than those estimated in the base case assessment, but the trends are similar. Absolute recruitment estimates are slightly greater than those estimated in the base case (Figure A.2a), but the recruitment time series is similar to that of the base case (Figure A.2b). The trends in the SBR are very similar between the base case and the model that assumes a stock-recruitment relationship, but the initial SBR levels are slightly higher for the base case (Figure A.3). The estimated stock-recruitment relationship is shown in Figure A.4. A likelihood profile on the steepness parameter

indicates that the model fits the data better for higher values of steepness, and that the base case (steepness = 1) produced the best fit. In addition, different data components all support a steepness of 1.

The base case model assumes a Richards (1959) growth function. The choice of the average size of the older fish – the L_2 parameter – is somewhat arbitrary, since otolith readings are not available for larger (older) fish. In the base case model, L_2 is fixed at 185.5 cm (Section 3.1.1). A sensitivity analysis was conducted to study the effect of fixing L_2 at different values (Figure B.1). The estimated biomass and recruitment time series are very sensitive to the assumed value of L_2 (Figures B.2 and B.3); they are greater for a lesser value of that parameter. This has been reported previously (Maunder and Hoyle 2007; Aires-da-Silva and Maunder 2007; Aires-da-Silva and Maunder 2010c). It can be explained by the need to fit the length-composition data with an asymptotic selectivity for some longline fisheries (Maunder and Hoyle 2007). A likelihood profile on L_2 indicates that the model fits better with a fixed L_2 value around 170 cm (Figure B.5).

A sensitivity analysis was conducted to assuming several scenarios of adult natural mortality (M) for both sexes of bigeye tuna (Figure C.1). To be consistent with the absolute differences in M between females and males estimated from sex-ratio data, the absolute difference in M between sexes was kept the same in all sensitivity analyses. The biomass and recruitment estimates are very sensitive to adult M (Figures C.2 and C.3); they are greater for higher levels of adult M . As expected, absolute recruitment estimates increase in order to explain observed catches with higher natural mortality rates (Figure C.3a). As described in Aires-da-Silva, Maunder and Tomlinson (2010), assuming higher rates of adult M contributes to minimizing the “two-stanza” bigeye recruitment pattern (Section 4.1.2). A likelihood profile on adult M indicates that the model fits better for higher values of M than those assumed in the base case (Figure C.5). However, these rates seem unreasonably high for bigeye.

Concerns have been raised about the potential biases in the bigeye stock productivity estimates (virgin recruitment), and its derived management quantities, which may be caused by a shift from lower to higher estimated recruitments coinciding with the expansion of the floating-object fisheries since 1993 (Document SARM-9-INF-B; Aires-da-Silva, Maunder and Tomlinson 2010). A sensitivity analysis using data for only the late period of the fishery (1995-2009) was conducted. Two values of steepness were considered in this sensitivity analysis: 1 (as in the base case), and 0.75.

When data for only the late period of the fishery (1995-2009) are used in the bigeye assessment, and no stock-recruitment relationship is assumed (steepness = 1), the summary biomass estimates are lower than the base case estimates (Figure D.1). When a stock-recruitment relationship is assumed (steepness = 0.75), the summary biomass estimates are slightly higher than the base case estimates (Figure D.1). These results are partially explained by differences in absolute recruitment (Figure D.2a), but the relative recruitment trends are very similar (Figure D.2b).

Other sensitivity analyses, including investigation of growth estimation, environmental effects on recruitment and catchability, natural mortality, use of iterative reweighting, and use of two time blocks for selectivity and catchability for the southern longline fishery, were conducted by Watters and Maunder (2002), Harley and Maunder (2004, 2005), Maunder and Hoyle (2007), and Aires-da-Silva and Maunder (2007, 2009, and 2010a, b, and c).

4.5. Comparison to previous assessment

There are substantial differences between the summary and the spawning biomasses (Figures 4.15 and 4.16, respectively) estimated by the current and the previous stock assessment model (Aires-da-Silva and Maunder 2010). These differences are mainly due to revised important assumptions (mainly fishery definitions, growth modeling, data weighting, and modeling of catchability and/or selectivity) following the recommendation of the external review. The absolute and relative differences in the biomasses in recent years are more likely due to the new data available for those years. The recruitments estimated by the current assessment are slightly higher than the estimates from the previous assessment, but the

recruitment in 2007 is estimated to be much smaller than the base case estimates (Figure 4.18a). The differences in relative recruitment are minor (Figure 4.18b). The trends in the SBRs are also very similar, with very minor absolute differences during the post-2000 period (Figure 4.17).

The transition from the previous to the current base case model, following the recommendations of the external review, is illustrated in detail by a series of additional model runs and sensitivity analyses (see Document SAC-01-08b).

4.6. Summary of results from the assessment model

There have been important changes in the amount of fishing mortality caused by the fisheries that catch bigeye tuna in the EPO. On average, the fishing mortality on bigeye less than about 15 quarters old has increased substantially since 1993, and that on fish more than about 15 quarters old has increased to a much lesser extent. The increase in fishing mortality on the younger fish was caused by the expansion of the fisheries that catch bigeye in association with floating objects.

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 hatching.

There are several important features in the estimated time series of bigeye recruitment. First, estimates of recruitment before 1993 are very uncertain, as the floating-object fisheries were not catching significant amounts of small bigeye. There was a period of above-average annual recruitment in 1994-1998, followed by a period of below-average recruitment in 1999-2000. The recruitments were above average from 2001 to 2006, and were particularly large in 2005 and 2006. The 2007 recruitment was below average, but the recruitment in 2008 appears to have been particularly high. The most recent annual recruitment estimate (2009) is slightly below average levels. However, this estimate is very uncertain, due to the fact that recently-recruited bigeye are represented in only a few length-frequency samples.

The biomass of 3+-quarter-old bigeye increased during 1983-1985, and reached its peak level of about 845 thousand t in 1986, after which it decreased to a historic low of about 347 thousand t at the beginning of 2004. Since then, the biomass of 3+-quarter-old bigeye has shown an increasing trend in the EPO. Spawning biomass has generally followed a trend similar to that for the biomass of 3+-quarter-olds, but with a lag of 1 to 2 years. There is uncertainty in the estimated biomasses of both 3+-quarter-old bigeye and spawners. Nevertheless, it is apparent that fishing has reduced the total biomass of bigeye in the EPO. The biomasses of both 3+-quarter-old fish and spawners are estimated to have been increasing over the last five years. Results from a simulation study (Section 6.2.2) indicate that this increasing trend may be attributed to the effect of IATTC tuna conservation resolutions during 2004-2009. Additional factors likely contributing to this increase are above-average recruitments and reduced longline effort in the EPO in recent years.

The estimates of summary biomass are moderately sensitive to the steepness of the stock-recruitment relationship. Specifically, the estimates of biomass are greater than those estimated in the base case assessment, but the trends are similar. The relative trend in recruitment is similar to the base case.

The estimated biomass and recruitment time series are very sensitive to the assumed value of the average size of the older fish - L_2 parameter – in the growth function. Biomass and recruitment estimates are greater for a lesser value of that parameter. A likelihood profile on L_2 indicates that the model fits better with a fixed L_2 value around 170 cm.

The estimated biomass and recruitment time series are very sensitive to the assumed rate of adult natural mortality for bigeye. Biomass and recruitment estimates increase with higher levels of adult M . A likelihood profile on adult M indicates that the model fits better to all data components for higher values of adult M , which indicates higher productivity for the bigeye stock than estimated by the base case model. However, the higher rates of natural mortality seem unreasonably high for bigeye.

When data from only the late period of the fishery (1995-2009) are used in the bigeye assessment, and no

stock-recruitment relationship is assumed (steepness = 1), the summary biomass estimates are lower than the base case estimates. When a stock-recruitment relationship is assumed (steepness = 0.75), the summary biomass estimates are slightly higher than the base case estimates. These results are partially explained by differences in absolute recruitment, but the relative recruitment trends are very similar.

5. STOCK STATUS

The status of the stock of bigeye tuna in the EPO is assessed by considering calculations based on the spawning biomass and the maximum sustainable yield (MSY). MSY is defined as the largest long-term average catch or yield that can be taken from a stock or stock complex under prevailing ecological and environmental conditions.

Maintaining tuna stocks at levels that produce the MSY is the management objective specified by the IATTC Convention. The IATTC has not adopted any target or limit reference points for the stocks that it manages, but some possible reference points are described in the following subsections.

5.1. Assessment of stock status based on spawning biomass

The spawning biomass ratio (the ratio of the current spawning biomass to that of the unfished stock; SBR), described by Watters and Maunder (2001), has been used to define reference points in many fisheries. It has a lower bound of zero. If it is near zero, the population has been severely depleted, and is probably overexploited. If the SBR is one, or slightly less than that, the fishery has probably not reduced the spawning stock. If the SBR is greater than one, it is possible that the stock has entered a regime of increased production.

Various studies (*e.g.* Clark 1991, Francis 1993, Thompson 1993, Mace 1994) suggest that some fish populations are capable of producing the MSY when the SBR is about 0.3 to 0.5, and that some fish populations are not capable of producing the MSY if the spawning biomass during a period of exploitation is less than about 0.2. Unfortunately, the types of population dynamics that characterize tuna populations have generally not been considered in these studies, and their conclusions are sensitive to assumptions about the relationship between adult biomass and recruitment, natural mortality, and growth rates. In the absence of simulation studies that are designed specifically to determine appropriate SBR-based reference points for tunas, estimates of SBR can be compared to an estimate of SBR corresponding to the MSY ($SBR_{MSY} = S_{MSY}/S_{F=0}$).

Estimates of SBR for bigeye tuna in the EPO have been computed from the base case assessment. Estimates of the spawning biomass during the study period (1975-2009) are presented in Section 4.1.3. The SBR corresponding to the MSY (SBR_{MSY}) is estimated to be about 0.19.

At the beginning of January 2010, the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO was at about 98 thousand tons (Figure 4.7). At that time the SBR was about 0.26, 37% higher than the level corresponding to the MSY (Figure 5.1).

At the beginning of 1975, the SBR was about 0.55 (Figure 5.1), which is consistent with the fact that bigeye had been fished by longliners in the EPO for a long period prior to 1975 and that the spawning biomass is made up of older individuals that are vulnerable to longline gear. The SBR decreased to about 0.43 at the beginning of 1983, followed by an increase during 1984-1986, reaching 0.57 at the beginning of 1987. This increase can be attributed to the above-average recruitment during 1982 and 1983 (Figure 4.5) and to the relatively small catches that were taken by the surface fisheries during that period (Figure 2.2, Fisheries 1 and 6). This peak in spawning biomass was soon followed by a peak in the longline catch (Figure 2.2, Fishery 9). After 1987 the SBR decreased to a level of about 0.20 by mid-1999. This depletion can be attributed mostly to a long period (1984-1993) during which recruitment was low. Also, it should be noted that the southern longline fishery took relatively large catches during 1985-1994 (Figure 2.2, Fisheries 16 and 17). In 1999 the SBR began to increase, and reached about 0.32 in 2002. This increase can be attributed to the relatively high levels of recruitment that are estimated to have

occurred during 1994-1998 (Figure 4.5). During the latter part of 2002 through 2003, the SBR decreased rapidly, due to the weak year classes in 1999 and 2000, large catches from surface fisheries, and increased longline catches. Beginning in 2005, the SBR has gradually increased to a level of 0.26 at the start of 2010. This may be attributed to a combined effect of a series of above-average recruitments since 2001 (Figure 4.5), the IATTC tuna conservation resolutions during 2004-2009 (Section 6.2.3), and decreased longline fishing effort in the EPO.

5.2. Assessment of stock status based on MSY

Maintaining tuna stocks at levels that permit the MSY to be taken is the management objective specified by the IATTC Convention. Watters and Maunder (2001) describe how the MSY and its related quantities are calculated. These calculations have, however, been modified to include, where applicable, the Beverton-Holt (1957) stock-recruitment relationship (see Maunder and Watters (2003) for details). It is important to note that estimates of the MSY and its associated quantities are sensitive to the steepness of the stock-recruitment relationship (Section 5.4), and, for the base case assessment, steepness was fixed at 1 (an assumption that recruitment is independent of stock size); however, a sensitivity analysis (steepness = 0.75) is provided to investigate the effect of a stock-recruitment relationship.

The MSY-based estimates were computed with the parameter estimates from the base case assessment and estimated fishing mortality patterns averaged over 2007 and 2009. Therefore, while these MSY-based results are currently presented as point estimates, there are uncertainties in the results.

At the beginning of January 2010, the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO appears to have been about 33% higher than S_{MSY} , and the recent catches are estimated to have been about 17% greater than the MSY (Table 5.1).

If fishing mortality is proportional to fishing effort, and the current patterns of age-specific selectivity (Figure 4.2) are maintained, F_{MSY} is about 13% higher than the current level of effort.

The MSY-based quantities are estimated by assuming that the stock is at equilibrium with fishing, but during 1995-1998 that was not the case. This has potentially important implications for the surface fisheries, as it suggests that the catch of bigeye by the surface fleet may be determined largely by the strength of cohorts recruited to the fishery. For example, the catches of bigeye taken by the surface fleet declined when the large cohorts recruited during 1995-1998 were no longer vulnerable to those fisheries.

Estimates of the MSY, and its associated quantities, are sensitive to the age-specific pattern of selectivity that is used in the calculations. The MSY-based quantities described previously were based on an average selectivity pattern for all fisheries combined (estimated from the current allocation of effort among fisheries). Different allocations of fishing effort among fisheries would change this combined selectivity pattern. To illustrate how the MSY might change if the effort is reallocated among the various fisheries that catch bigeye in the EPO, the previously-described calculations were repeated, using the age-specific selectivity pattern estimated for each group of fisheries (Table 5.2). If only the purse-seine fishery were operating, the MSY would be about 25% less. If bigeye were caught only by the longline fishery, the MSY would be about 131% greater than that estimated for all gears combined. To achieve this MSY level, longline effort would need to be increased by 856%.

The MSY-related quantities vary with the size composition of the catch. The evolution of four of these quantities during 1975-2009 is shown in Figure 5.2. Before the expansion of the floating-object fishery that began in 1993, MSY was greater than the current MSY, and the fishing mortality was less than that corresponding to MSY (Figure 5.2).

When MSY is estimated using the average fishing mortality rates for 2006-2007, it is about 2,870 t (0.3%) higher than that of the base case.

The historical time series of exploitation rates, spawning biomass, and summary biomasses relative to the MSY reference points are shown in Figure 5.3a. Overall, the reference points were not exceeded until

recent years. According to the base case results, the two most recent estimates indicate that the bigeye stock in the EPO is probably not overfished ($S > S_{MSY}$) and that overfishing is not taking place ($F < F_{MSY}$). However, this interpretation is strongly dependent on the assumptions made about the steepness parameter of the stock-recruitment relationship, the average size of the older fish, the assumed levels of adult natural mortality, and the historic period of the fishery considered (Figure 5.3b).

5.3. Sensitivity to alternative parameterizations and data

Yields and reference points are highly sensitive to alternative model assumptions, input data, and the periods assumed for fishing mortality (Tables 5.1 and 5.2).

The sensitivity analysis that included a stock-recruitment relationship with a steepness of 0.75 estimated the SBR required to support the MSY to be at 0.30, compared to 0.19 for the base case assessment (Table 5.1). The sensitivity analysis for steepness = 0.75 estimated an F multiplier of 0.83, considerably lower than that for the base case assessment (1.13). Assuming lower values of steepness results in much lower F multipliers (Table A.1, Figure A.6). Although the base case model results indicate that the recent spawning biomass level is above that corresponding to MSY ($S_{recent}/S_{MSY} = 1.33$), this ratio is estimated to be less than 1 for assumed steepness values lower than 1.

The F multiplier is highly sensitive to the assumed fixed value of the average size of the oldest fish in the Richards growth curve (L_2 ; Table B.1). Specifically, the estimated F multiplier is higher (less pessimistic) for lower values of L_2 , and lower (more pessimistic) for higher values of L_2 than that assumed in the base case (185.5 cm) (Figure B.6). This relationship degenerates at extreme low values of L_2 (around 160 cm). Likewise, the ratio S_{recent}/S_{MSY} is highly sensitive to the assumed value of L_2 . In particular, S_{recent}/S_{MSY} increases and decreases towards lower and higher assumed values of L_2 , respectively.

When lower rates of adult natural mortality are assumed for both sexes of bigeye, the stock status is more pessimistic than the base case results (lower F multiplier). Assuming higher adult natural mortality rates produces the opposite effect (higher F multiplier). However, the higher rates considered in this sensitivity analysis seem biologically unrealistic for bigeye. Likewise, the ratio S_{recent}/S_{MSY} is highly sensitive to the assumed rates of adult natural mortality. Specifically, the ratio decreases and increases towards lower and higher assumed values of M , respectively.

Finally, if no stock-recruitment relationship is assumed (steepness = 1), and only data for the late period of the fishery (1995-2009) are used, the F multiplier is 1 (F_{MSY}). Assuming a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75) produces an F multiplier of 0.73. Regardless of steepness assumption (1 or 0.75), S_{recent}/S_{MSY} is estimated to be less than 1 when only data for the late period of the fishery is used.

The management quantities showed little sensitivity to the recent periods for fishing mortality used in the calculations (Table 5.2).

5.4. Summary of stock status

At the beginning of January 2010, the SBR of bigeye tuna in the EPO was at about 0.26, about 37% higher than the level corresponding to the MSY.

Recent catches are estimated to have been 17% higher than the MSY level (Table 5.1). If fishing mortality is proportional to fishing effort, and the current patterns of age-specific selectivity are maintained, the level of fishing effort corresponding to the MSY is about 13% higher than the current (2007-2009) level of effort. The MSY of bigeye in the EPO could be maximized if the age-specific selectivity pattern were similar to that for the longline fishery that operates south of 10°N, because it catches larger individuals that are close to the critical weight. 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 less than F_{MSY} (Figure 5.2).

The management quantities are sensitive to how the assessment model is parameterized and the data that

are included in the assessment. In particular, the F multiplier and $S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}}$ are highly sensitive to the assumptions made about the steepness parameter of the stock-recruitment relationship, the average size of the oldest fish in the population, the rates of adult natural mortality assumed for both sexes of bigeye, and the historic period of the fishery used in the assessment.

6. SIMULATED EFFECTS OF TUNA CONSERVATION RESOLUTIONS AND FUTURE FISHING OPERATIONS

A simulation study was conducted to gain further understanding on the effects of the IATTC tuna conservation resolutions implemented during 2004-2009 (C-04-09, C-06-02 and C-09-01), and of how changes in the amount of fishing effort exerted by the tuna fisheries in the EPO in the future might simultaneously affect the stock of bigeye tuna in the EPO and the catches of bigeye by the various fisheries.

In order to evaluate the effects of the resolutions, a model was constructed in which the fishing effort (fishing mortality) of different fisheries was increased to simulate a scenario in which no resolutions were in force during 2004-2009. Beginning in 2004, this model was then projected into the future, using the time series of historic recruitment anomalies estimated by the base case model.

With respect to future fishing operations, different scenarios were constructed to define how the various fisheries that catch bigeye in the EPO would operate in the future, and also to define the future dynamics of the bigeye stock. The assumptions that underlie these scenarios are outlined in Sections 6.1 and 6.2. The method is implemented by extending the assessment model an additional 10 years (40 quarters), with exploitation rates equal to the average for 2007-2009. No catch or length-frequency data are included for these years. The recruitments for the 10 years are estimated as in the assessment model, with a lognormal penalty with a standard deviation of 0.6. The uncertainty in the projected recruitment is implemented following Maunder *et al.* (2006).

6.1. Assumptions about fishing operations

6.1.1. Fishing effort

Projection studies were carried out to investigate the influence of different levels of fishing effort (fishing mortality rates) on the stock biomass and catch.

The analyses carried out were:

1. Quarterly fishing effort (fishing mortality rates) during 2004-2009 was increased to simulate a scenario in which IATTC tuna conservation resolutions C-04-09, C-06-02, and C-09-01 had not been in force.
 - a. Resolutions C-04-09 and C-06-02 call for restrictions on purse-seine effort and longline catches during 2004-2007: a six-week closure during the third or fourth quarter of the year for purse-seine fisheries, and longline catches not to exceed 2001 levels. For 2004-2007, fishing mortality rates were increased by 86% for the purse-seine fisheries in the third quarter and by 13% for the longline fisheries in all quarters.
 - b. Resolution C-09-01, adopted in 2009, calls for more restrictive measures than previous resolutions. For purse-seine vessels, fishing effort must stop for a period of 59 days in 2009, 62 days in 2010, and 73 days (12 weeks) in 2011. In addition, the resolution calls for a closure for purse-seiners in the area from 96° to 110°W between 4°N and 3°S from 29 September to 29 October. The “no resolution” scenario corresponds to an 80% increase in fishing mortality by purse-seine fisheries in the third and fourth quarters of 2009, and to a 19% increase of fishing mortality by longliners in all quarters.
2. Quarterly fishing mortality rates for each year in the future were set equal to the average rates during 2007-2009, to simulate that fishing mortality rates are maintained at current levels (F_{cur}) –

a *status quo* exploitation strategy. Assuming increased closure periods in 2010 and 2011, as called for in Resolution C-09-01, yields more optimistic results than assuming a *status quo* exploitation strategy.

3. An additional analysis was carried out that estimates the population status if fishing effort is approximated to the levels corresponding to MSY (F_{MSY}).

6.2. Simulation results

The simulations were used to predict future levels of the spawning biomass, SBR, the total annual catch taken by the primary surface fisheries that would presumably continue to operate in the EPO (Fisheries 2-5 and 7), and the total annual catch taken by the longline fleet (Fisheries 12-23). There is probably more uncertainty in the future levels of these outcome variables than is suggested by the results presented in Figures 6.1-6.5. The amount of uncertainty is probably underestimated, because the simulations were conducted under the assumption that the stock assessment model accurately describes the dynamics of the system, with no account taken of variation in catchability.

6.2.1. Current fishing mortality rates (F_{cur}) – *status quo*

Projections were undertaken, assuming that fishing mortality rates would remain at the average 2007-2009 levels.

SBR is estimated to have gradually increased since 2005 and attained a level of 0.26 at the start of 2010 (Figure 5.1). This increase may be attributed to the combined effect of two spikes in recent recruitment (Figure 4.5b), IATTC tuna conservation resolutions during 2004-2009, and decreased longline fishing effort in the EPO (Section 6.2.3). If recent levels of effort and catchability continue and average recruitment levels persist, the SBR is predicted to further increase during 2010 and reach a peak of 0.28 by 2011 (Figure 6.1a). After that, the SBR is predicted to gradually decline and stabilize at about 0.23 around 2020. Under the *status quo* scenario and the assumption of no stock-recruitment relationship, purse-seine catches are predicted to decline from 2010-2012 and then stabilize at around 61,000 t in 2012 (Figure 6.3a, upper panel). Under current effort, longline catches are predicted to increase moderately to around 34,000 t during 2010-2011, but then decline to around 29,000 t in 2018 (Figure 6.3a, lower panel). The catches of the surface fisheries would not stabilize during the projection period, and would continuously decline if a stock-recruitment relationship is included, due to reductions in the levels of recruitment that contribute to purse-seine catches (Figure 6.3a, upper panel).

Predicted catches for both gears are based on the assumption that the selectivity of each fleet will remain the same and that catchability will not increase as abundance declines. If the catchability of bigeye increases at low abundance, catches will, in the short term, be greater than those predicted here.

6.2.2. Fishing mortality rates at MSY (F_{MSY})

Maintaining tuna stocks at levels that permit MSY to be taken is the management objective specified by the IATTC Convention. To assess the impact on the bigeye stock of an exploitation strategy targeting MSY, we projected the population forward 10 years, assuming the fishing mortality rates (fishing effort) corresponding to MSY (F_{MSY}). While projected catches for the surface fisheries at F_{MSY} are about 4,000 tons higher than the levels obtained at F_{cur} (Figure 6.3b, upper panel), the projected longline catches at F_{cur} and F_{MSY} stabilize at about the same level of 28,000 tons. (Figure 6.3b, lower panel). However, the long-term SBR levels which would be attained if the current fishing mortalities persist in the future (0.23) are higher than those corresponding to the MSY (0.19) (Figure 6.4).

6.2.3. Effect of IATTC tuna conservation resolutions

A comparison of the spawning biomass predicted with and without the restrictions of the resolutions shows substantial differences (Figure 6.4). Without the effect of the resolutions from 2004 to 2009, the SBR would have varied around the level corresponding to MSY (0.19), apparently sustained by the above-average recruitments observed during 2001-2006. However, future projections assuming the “no

resolution” scenario and average recruitment conditions indicate that the SBR would decline and stabilize at around 0.17, a level that would not support MSY.

6.2.4. Sensitivity analysis

The analysis that includes a stock-recruitment relationship indicates that the population is substantially below SBR_{MSY} and will remain at this level under current effort levels (Figure 6.1b).

6.3. Summary of the simulation results

Recent spikes in recruitment are predicted to sustain the recent increasing trend observed for SBR since 2004. However, high levels of fishing mortality are expected to subsequently reduce and then stabilize SBR under average recruitment conditions. Under current effort levels, the population is likely to remain above the level corresponding to MSY.

These simulations are based on the assumption that selectivity and catchability patterns will not change in the future. Changes in targeting practices or increasing catchability of bigeye as abundance declines (*e.g.* density-dependent catchability) could result in differences from the outcomes predicted here.

7. FUTURE DIRECTIONS

7.1. Collection of new and updated information

The IATTC staff intends to continue its collection of catch, effort, and size-composition data from the fisheries that catch bigeye tuna in the EPO. Updated and new data will be incorporated into the next stock assessment.

The IATTC staff will continue to compile catch, effort and size-composition data for the longline fisheries operating in the EPO. In particular, it will attempt to obtain data for recently-developed and growing fisheries.

7.2. Refinements to the assessment model and methods

The IATTC staff will continue developing the Stock Synthesis (Version 3) assessment for bigeye tuna in EPO. Much of the progress will depend on how the Stock Synthesis software is modified in the future. The following changes would be desirable for future assessments:

1. Determine appropriate weighting of the different data sets;
2. Include available tagging data in the assessment;
3. Explore alternative assumptions on stock structure (spatial analysis).

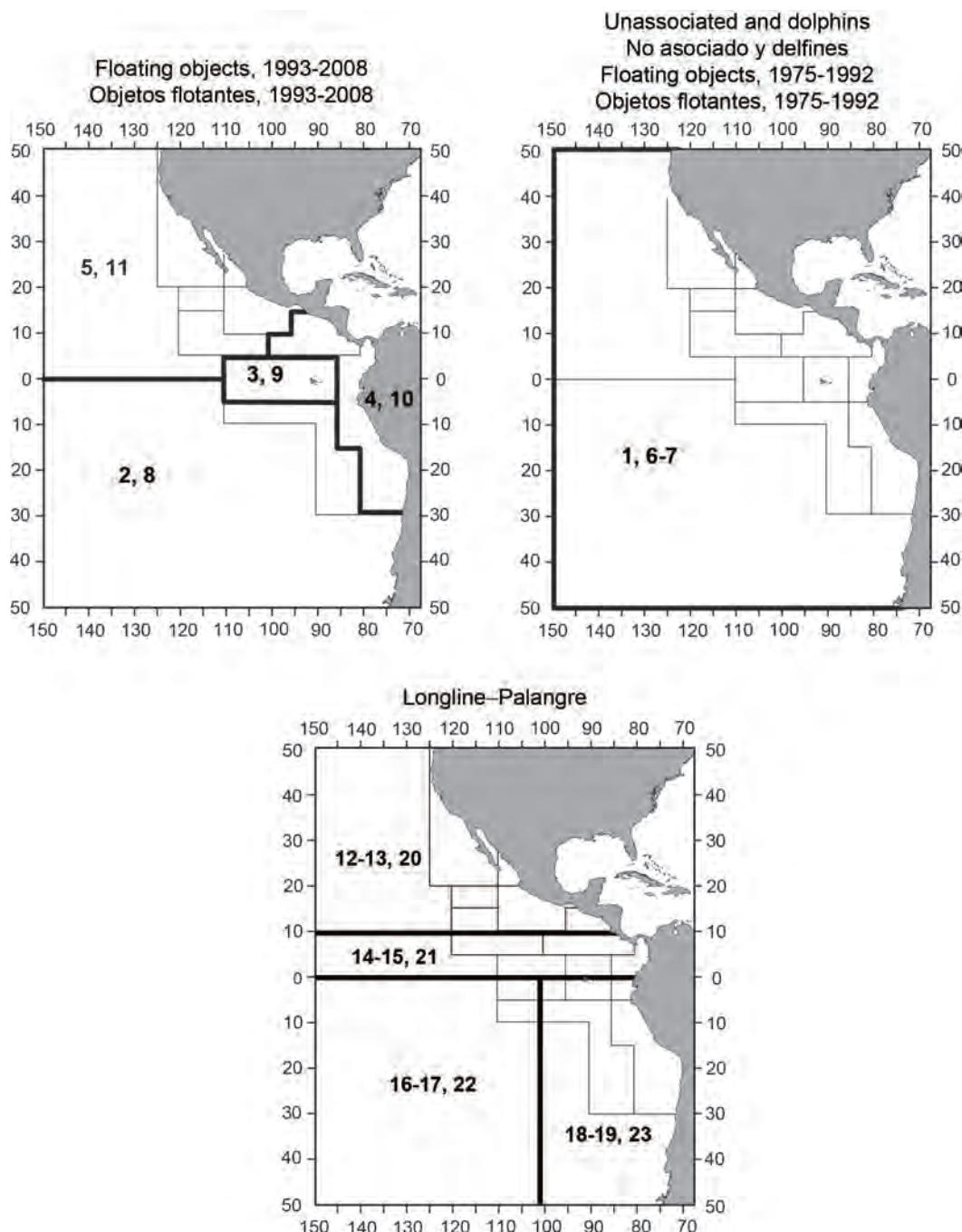


FIGURE 2.1. Spatial extents of the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO. The thin lines indicate the boundaries of 13 length-frequency sampling areas, the bold lines the boundaries of each fishery defined for the stock assessment and the bold numbers the fisheries to which the latter boundaries apply. The fisheries are described in Table 2.1.

FIGURA 2.1. Extensión espacial de las pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún patudo en el OPO. Las líneas delgadas indican los límites de 13 zonas de muestreo de frecuencia de tallas, las líneas gruesas los límites de cada pesquería definida para la evaluación de la población, y los números en negritas las pesquerías correspondientes a estos últimos límites. En la Tabla 2.1 se describen las pesquerías.

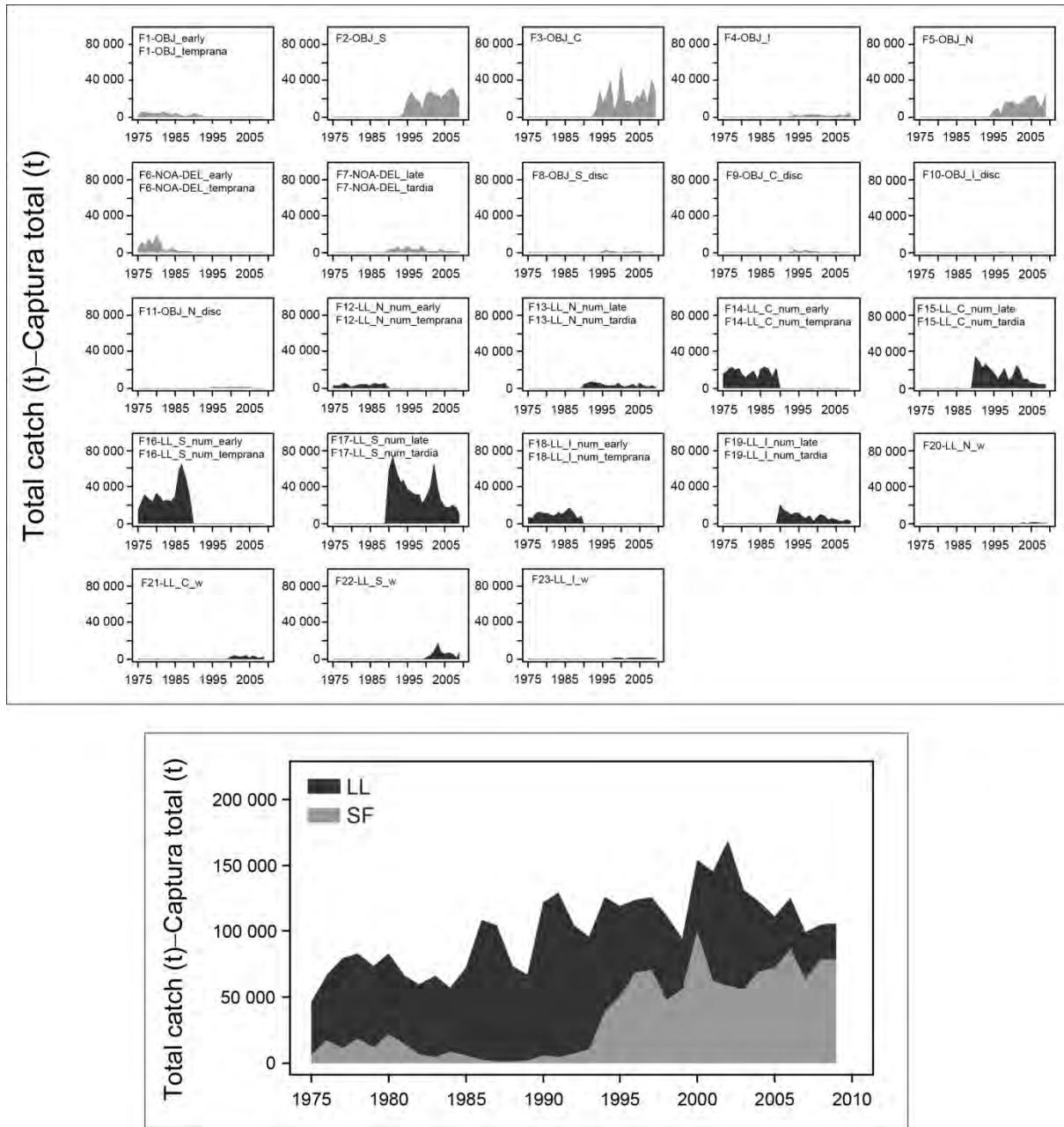


FIGURE 2.2. Upper panel: Annual catches of bigeye tuna taken by the fisheries defined for the stock assessment of that species in the EPO (Table 2.1). The stock assessment model uses catches in numbers of fish for longline Fisheries 12-19, but the figure shows catches in weight estimated by the model for those fisheries. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1. Lower panel: Annual catches of bigeye tuna pooled by longline and surface fisheries in the EPO. LL = longline; SF = surface fisheries; t = metric tons.

FIGURA 2.2. Panel superior: Capturas anuales de atún patudo por las pesquerías definidas para la evaluación de la población de esa especie en el OPO (Tabla 2.1). El modelo de evaluación usa capturas en número de peces para las Pesquerías 12 a 19, pero en la figura se presentan capturas en peso estimadas por el modelo para esas pesquerías. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1. Panel inferior: Capturas anuales de atún patudo en el OPO de las pesquerías de palangre y de superficie combinadas. LL = palangre; SF = pesquerías de superficie; t = toneladas métricas.

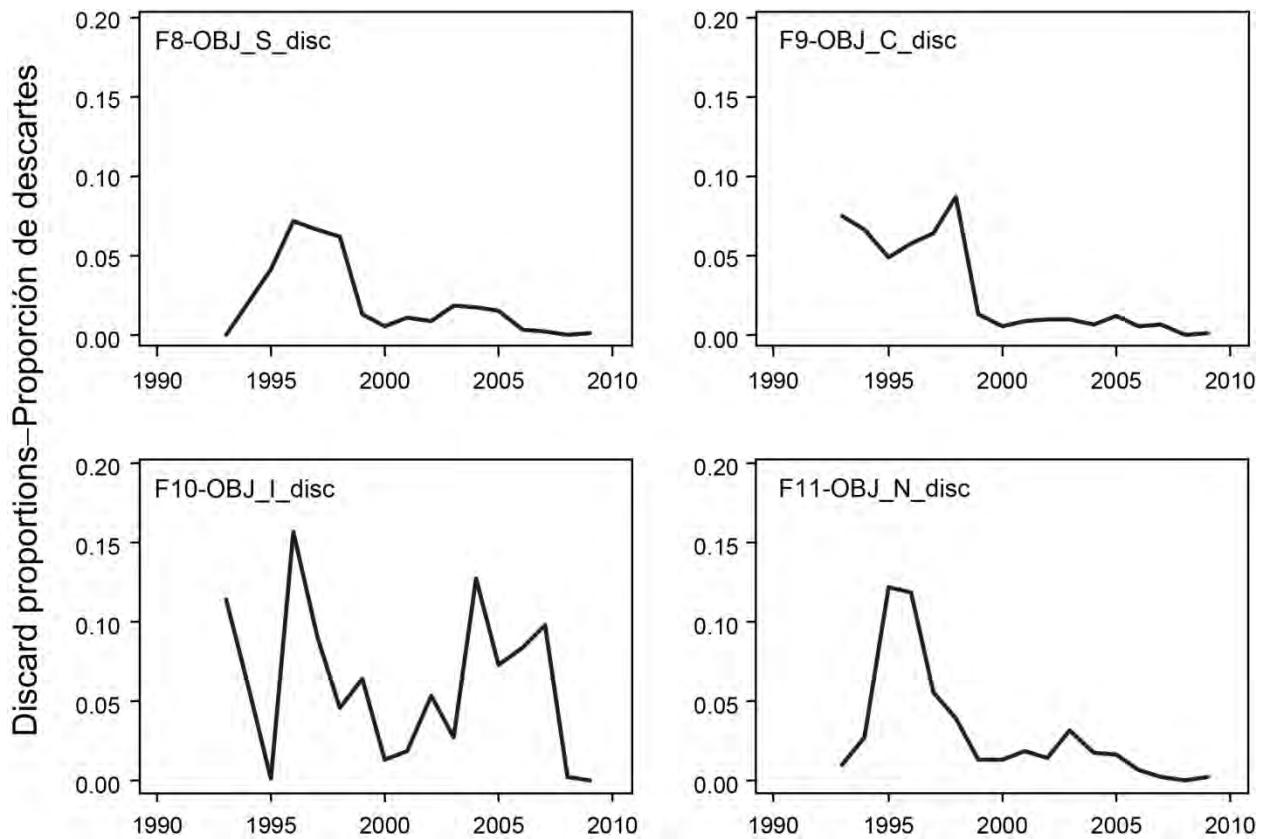


FIGURE 2.3. Weights of discarded bigeye tuna as proportions of the total (retained plus discarded) annual catches for the four floating-object fisheries. Fisheries 2-5 are the “real” fisheries, and Fisheries 8-11 are the corresponding discard fisheries. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

FIGURA 2.3. Pesos de atún patudo descartado como proporción de las capturas anuales totales (retenidas más descartadas) de las cuatro pesquerías sobre objetos flotantes. Las Pesquerías 2-5 son las pesquerías “reales”, y las Pesquerías 8-11 las pesquerías de descarte correspondientes. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.

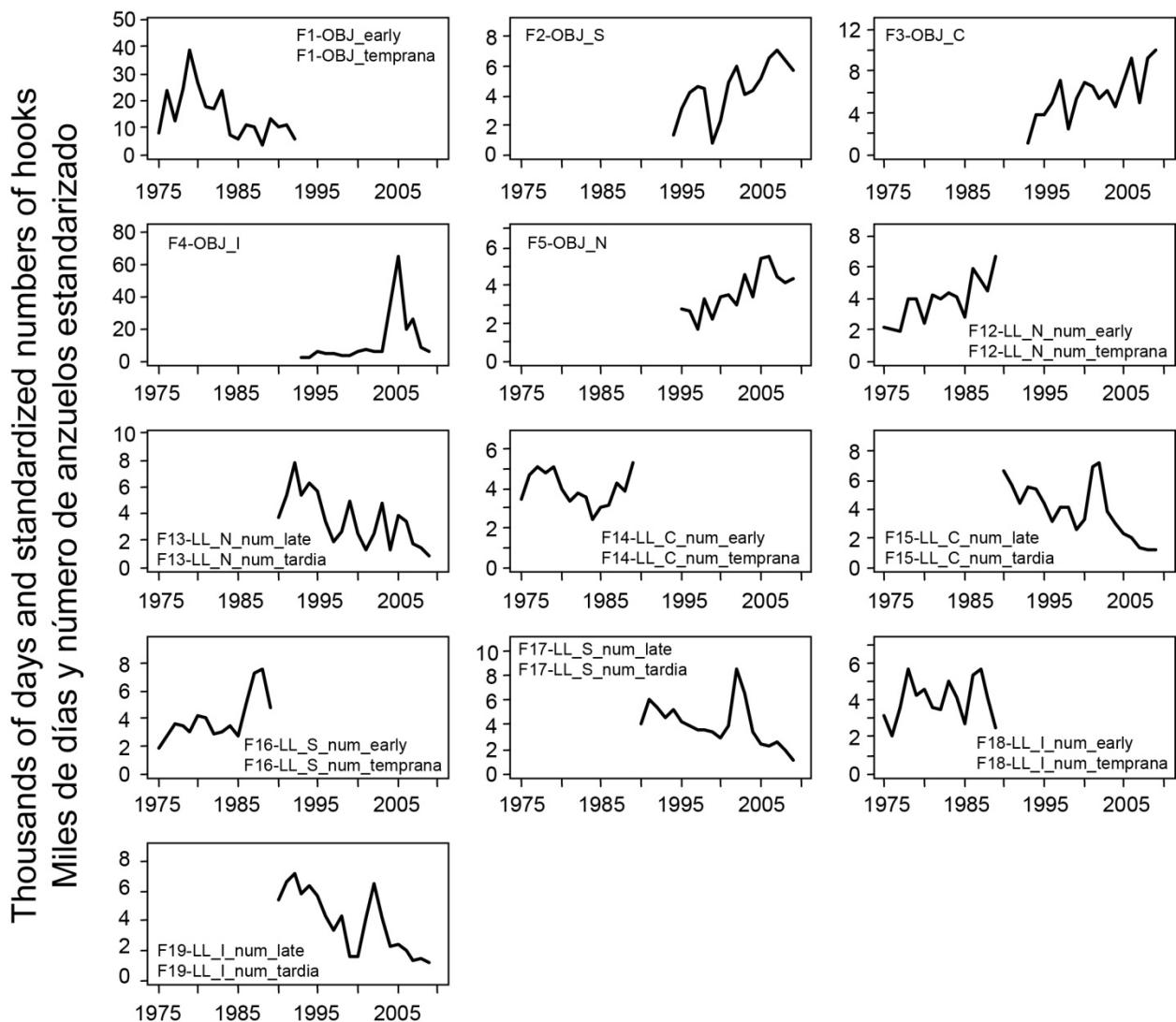


FIGURE 2.4. Annual fishing effort by purse-seine vessels of more than 363 metric tons of capacity and longline vessels in the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO (Table 2.1). The effort for Fisheries 1-5 is in days fished, and that for Fisheries 12-19 in standardized numbers of hooks. Fishing effort is not shown for Fisheries 6 and 7, since two gears (purse seine and pole-and-line) were combined for these fisheries. Fishing effort for the discard fisheries (8-11) is that of their corresponding ‘real’ fisheries (2-5). Note that the vertical scales of the panels are different. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

FIGURA 2.4. Esfuerzo de pesca anual por buques de cerco de más de 363 toneladas métricas de capacidad y buques de palangre en las pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún patudo en el OPO (Tabla 2.1). Se expresa el esfuerzo de las Pesquerías 1-5 en días de pesca, el de las Pesquerías 12-19 en número estandarizado de anzuelos. No se ilustra el esfuerzo de pesca de las Pesquerías 6 y 7, ya que se combinaron dos artes (red de cerco y caña) en las mismas. El esfuerzo de pesca de las pesquerías de descarte (8-11) es aquél de sus pesquerías ‘reales’ correspondientes (2-5). Nótese que las escalas verticales de los recuadros son diferentes. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.

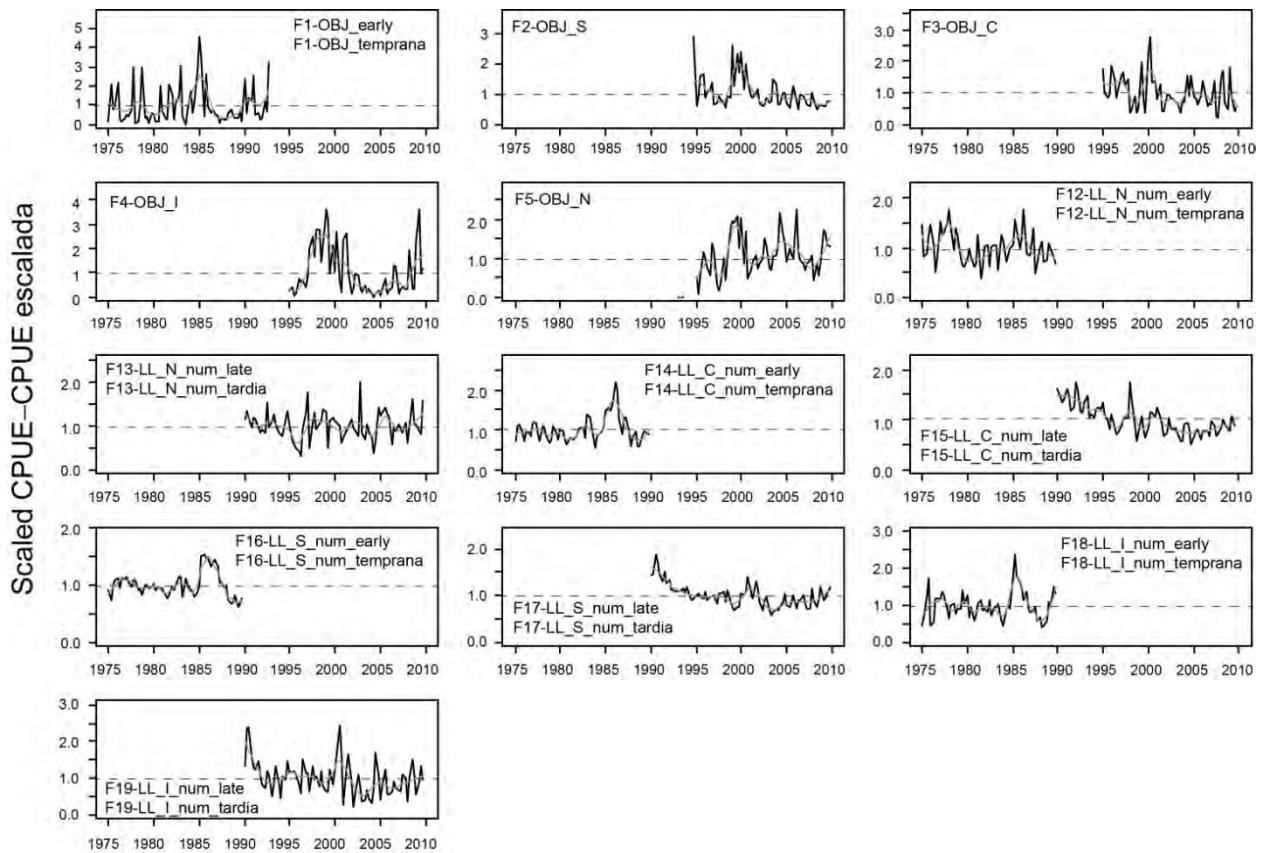


FIGURE 2.5. Quarterly CPUE and four-quarterly running average CPUEs of the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO (Table 2.1). The CPUEs for the floating-object fisheries (1-5) are in kilograms per day fished, and those for the longline fisheries (12-19) are standardized CPUE. The data are adjusted so that the mean of each time series is equal to 1.0. Note that the vertical scales of the panels are different. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

FIGURA 2.5. CPUE trimestral y promedio móvil de cuatro trimestres de CPUE de las pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún patudo en el OPO (Tabla 2.1). Se expresan las CPUE de las pesquerías de superficie (1-5) en kilogramos por día de pesca, y las de las pesquerías de palangre (12-19) en CPUE estandarizada. Se ajustaron los datos para que el promedio de cada serie de tiempo equivalga a 1,0. Nótese que las escalas verticales de los cuadros son diferentes. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.

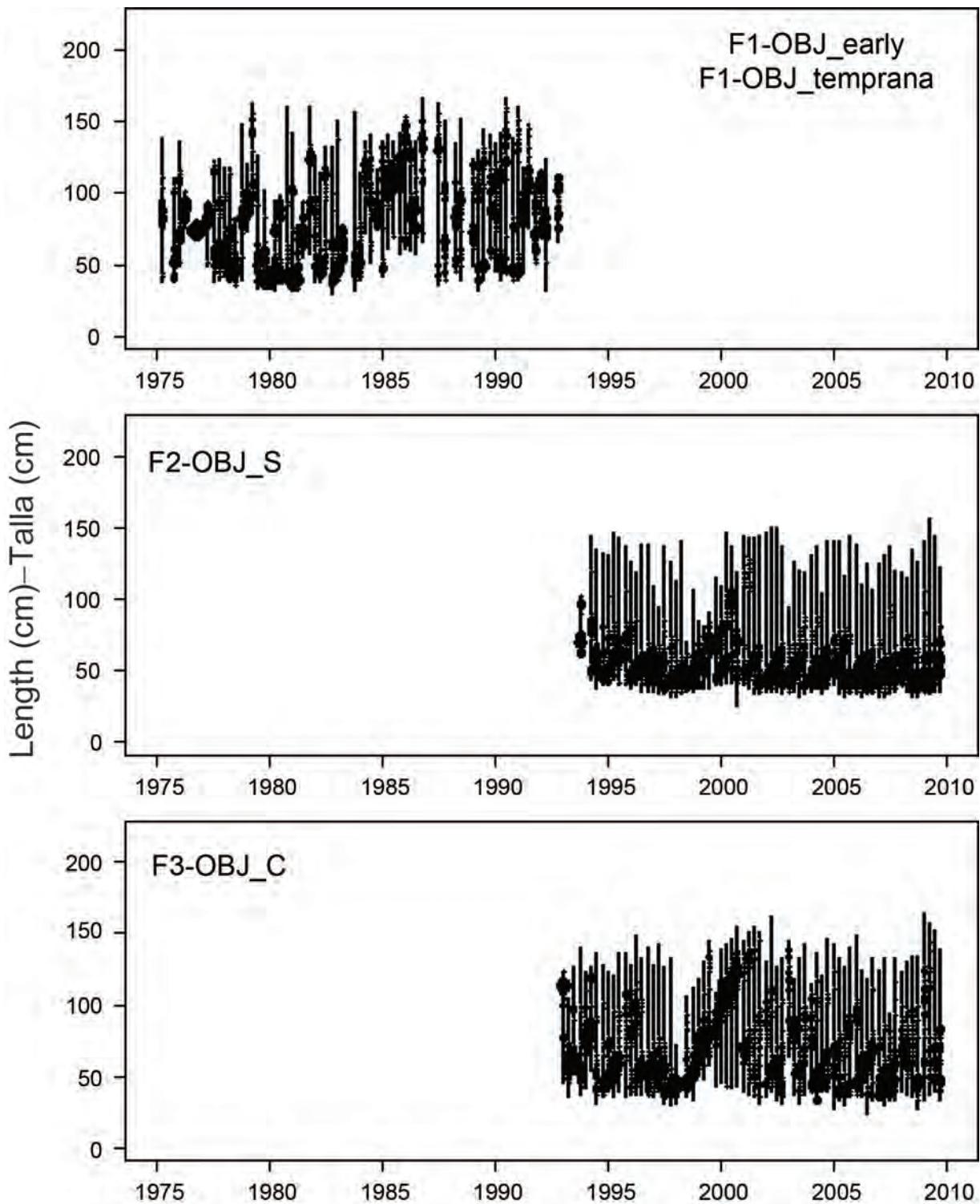


FIGURE 2.6a. Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by Fisheries 1, 2 and 3, by quarter. The areas of the circles are proportional to the catches. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

FIGURA 2.6a. Composición por talla de las capturas de patudo de las Pesquerías 1, 2 y 3, por trimestre. El área de los círculos es proporcional a la captura. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.

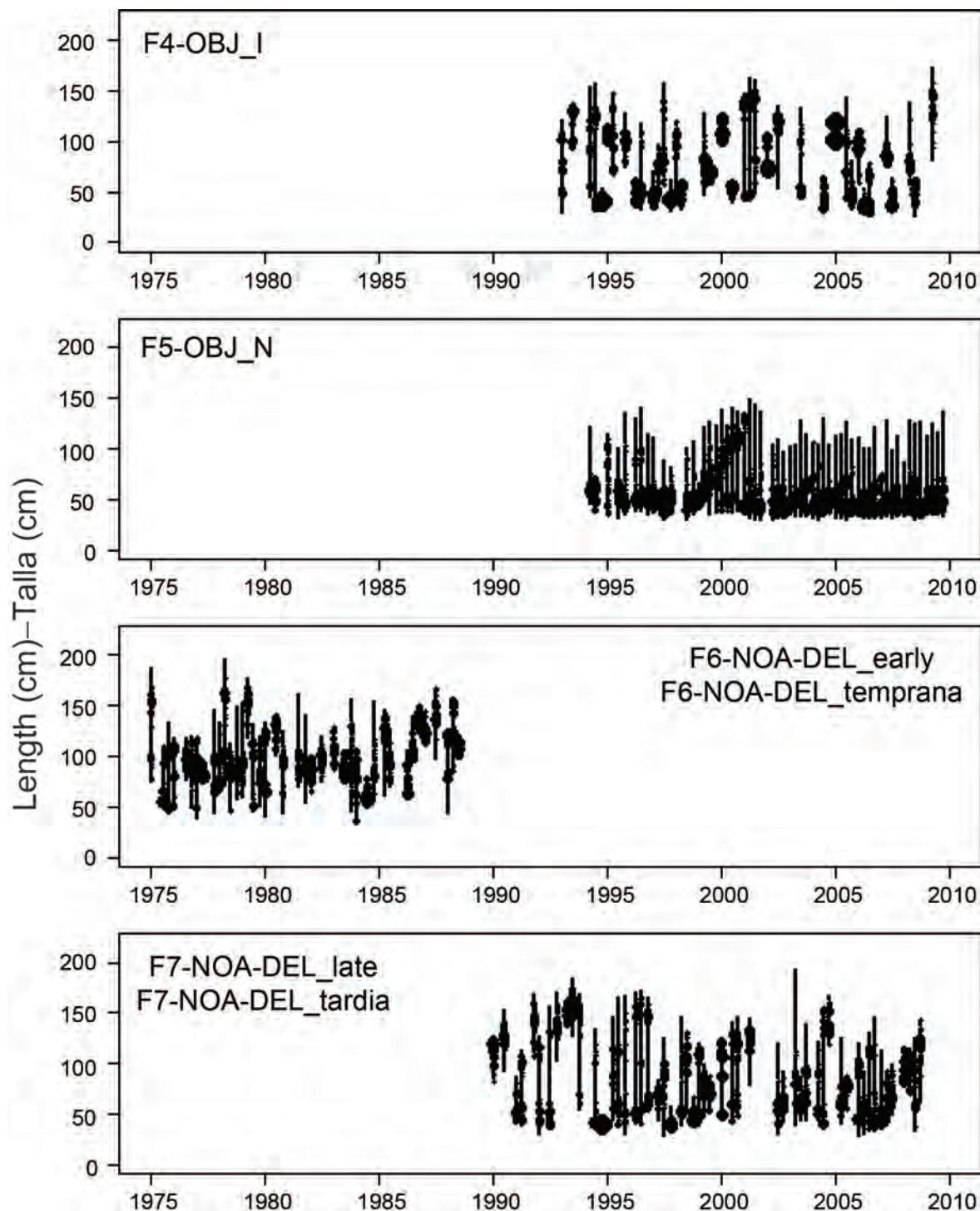


FIGURE 2.6b. Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by Fisheries 4, 5, 6, and 7, by quarter. The areas of the circles are proportional to the catches. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

FIGURA 2.6b. Composición por talla de las capturas de patudo de las Pesquerías 4, 5, 6, y 7, por trimestre. El área de los círculos es proporcional a la captura. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.

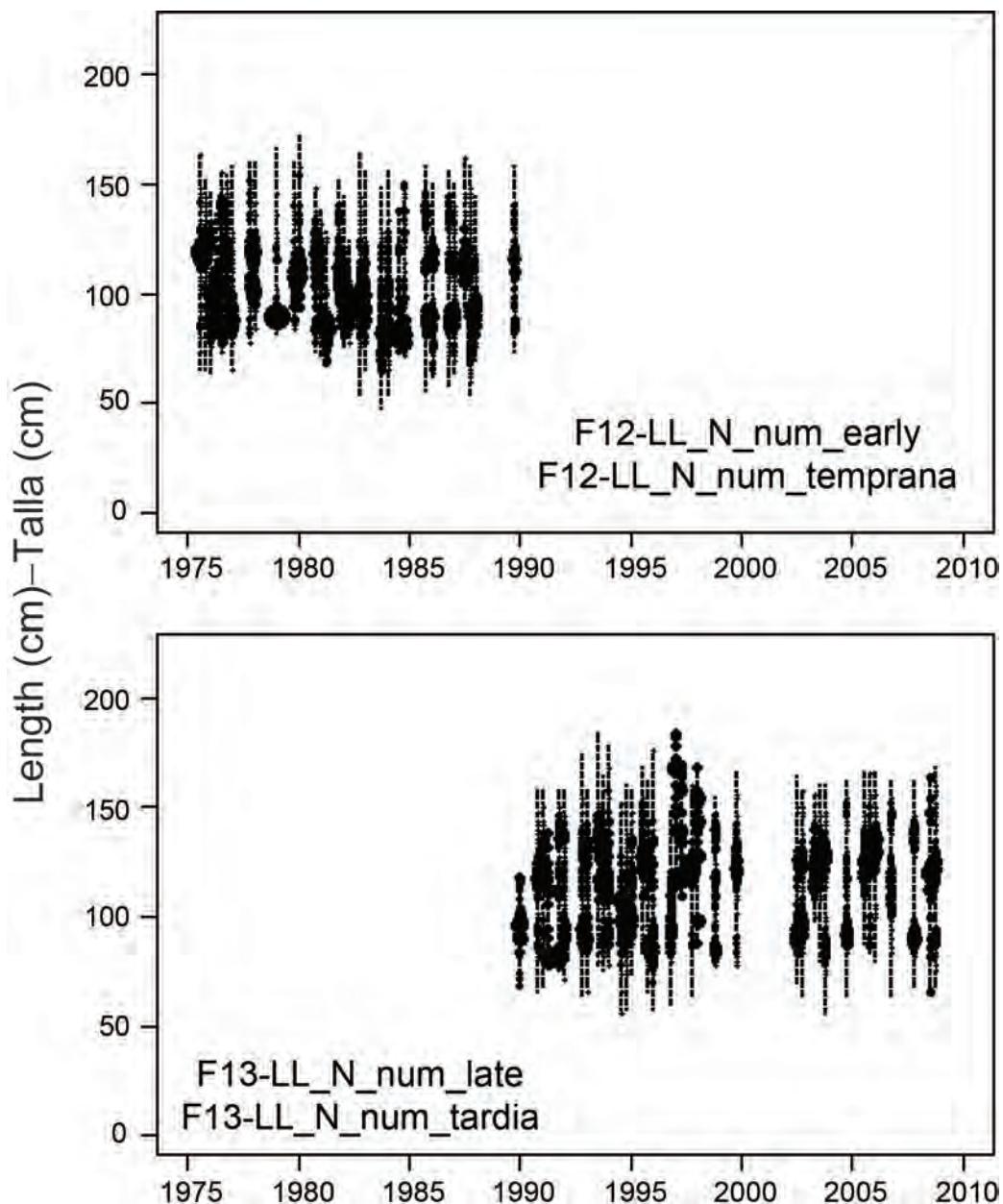


FIGURE 2.6c. Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by the northern longline fishery (Fisheries 12 and 13), by quarter. The areas of the circles are proportional to the catches. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

FIGURA 2.6c. Composición por talla de las capturas de patudo de la pesquería de palangre del norte (Pesquerías 12 y 13), por trimestre. El área de los círculos es proporcional a la captura. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.

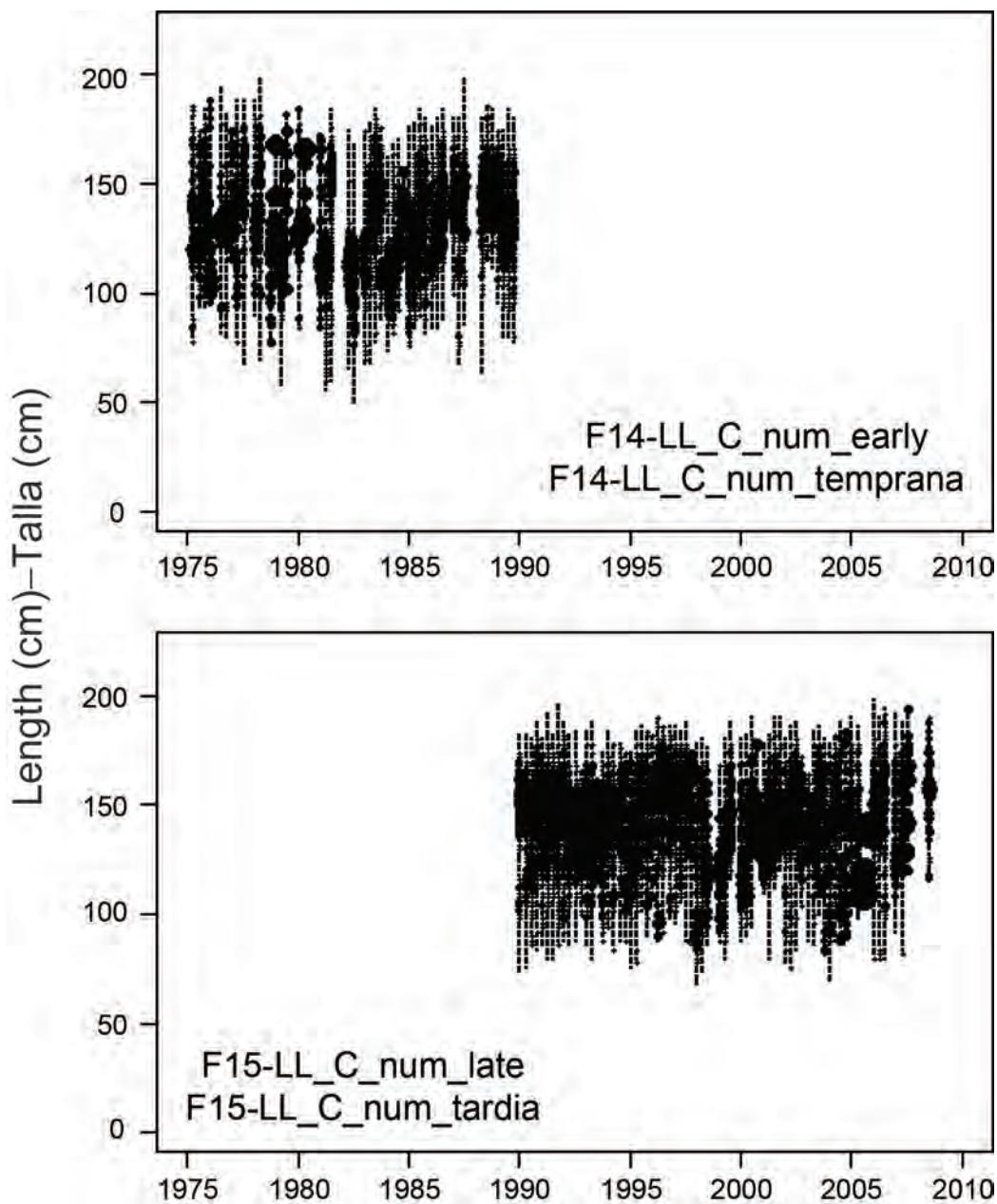


FIGURE 2.6d. Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by the central longline fisheries (Fisheries 14 and 15), by quarter. The areas of the circles are proportional to the catches. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

FIGURA 2.6d. Composición por talla de las capturas de patudo de las pesquerías de palangre centrales (Pesquerías 14 y 15), por trimestre. El área de los círculos es proporcional a la captura. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.

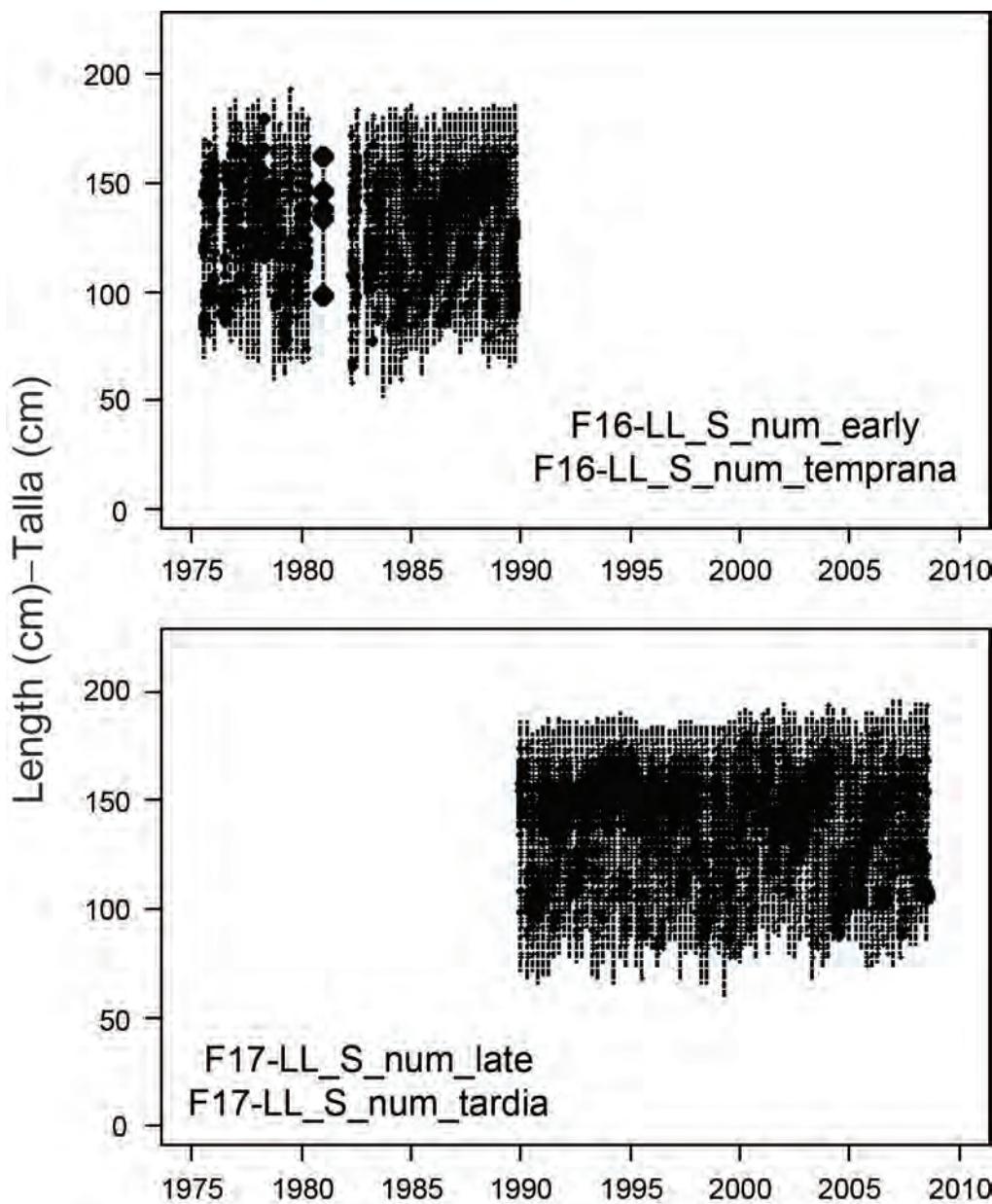


FIGURE 2.6e. Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by the southern longline fisheries (Fisheries 16 and 17), by quarter. The areas of the circles are proportional to the catches. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

FIGURA 2.6e. Composición por talla de las capturas de patudo de las pesquerías de palangre del sur (Pesquerías 16 y 17), por trimestre. El área de los círculos es proporcional a la captura. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.

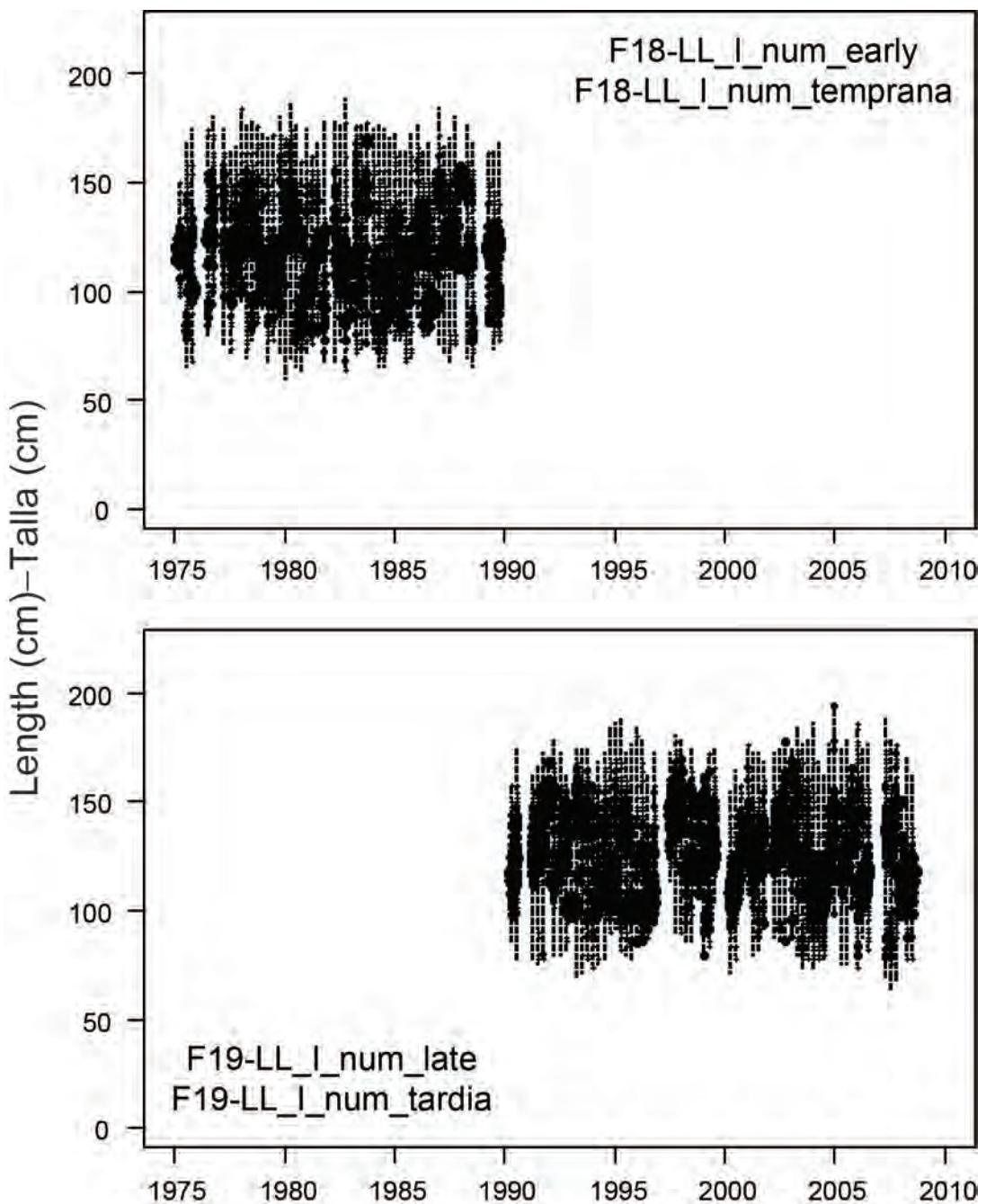


FIGURE 2.6f. Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by the inshore longline fisheries (Fisheries 18 and 19), by quarter. The areas of the circles are proportional to the catches. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

FIGURA 2.6f. Composición por talla de las capturas de patudo de las pesquerías de palangre costeras (Pesquerías 18 y 19), por trimestre. El área de los círculos es proporcional a la captura. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.

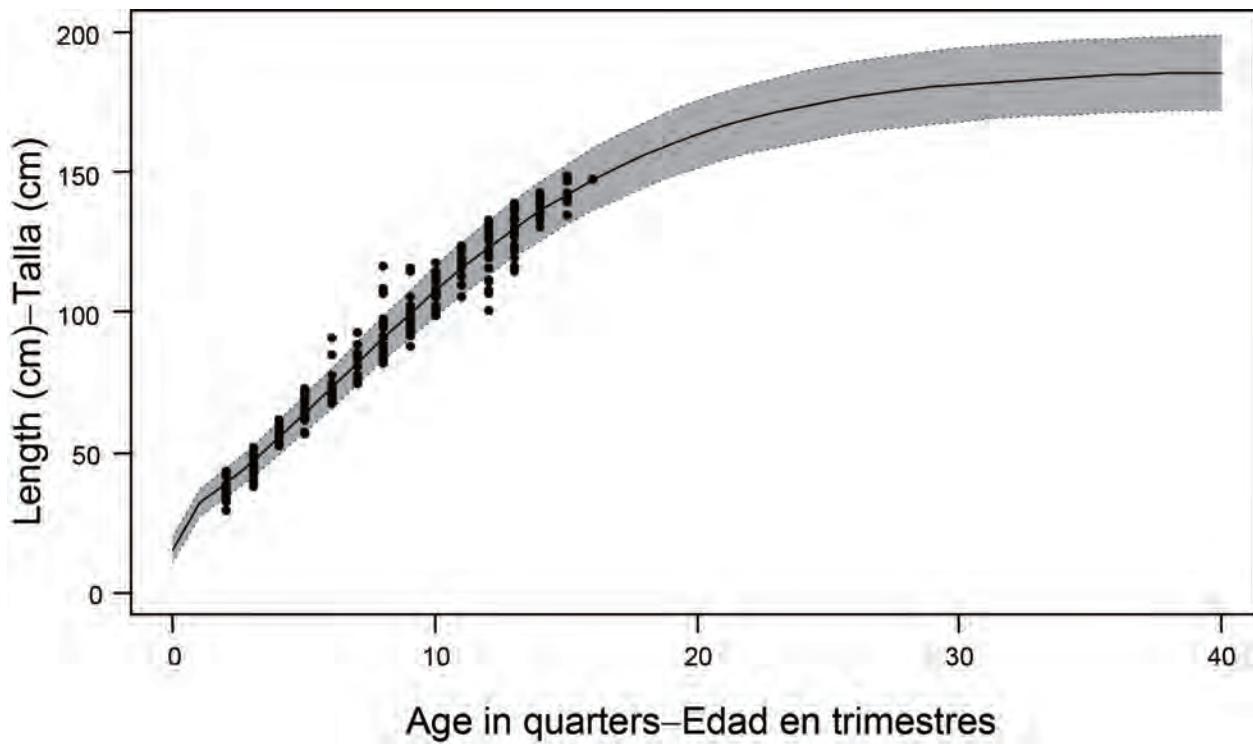


FIGURE 3.1. Estimated average lengths at age for bigeye tuna in the EPO. The dots represent the otolith age-length data from Schaefer and Fuller (2006). The dashed lines indicate the estimated variation of length at age (± 2 standard deviations) of the mean lengths at age.

FIGURA 3.1. Talla media estimada por edad del atún patudo en el OPO. Los puntos representan los datos de otolitos de talla por edad de Schaefer y Fuller (2006). Las líneas de trazos indican los intervalos de confianza estimados (± 2 desviaciones estándar) de la talla media por edad.

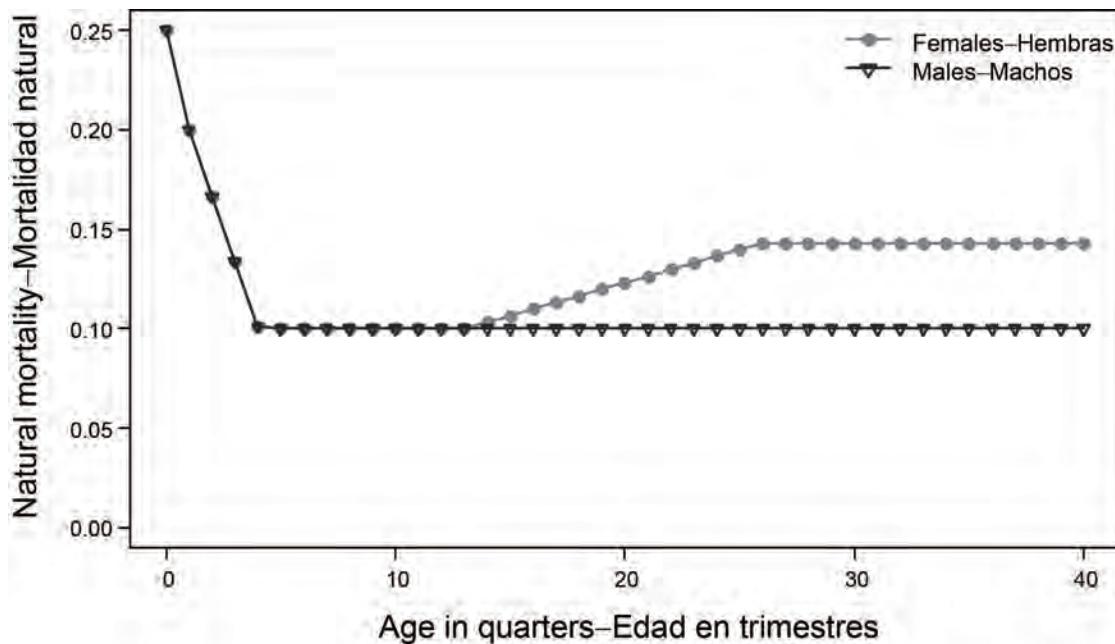


FIGURE 3.2. Quarterly natural mortality (M) rates used for the base case assessment of bigeye tuna in the EPO.

FIGURA 3.2. Tasas trimestrales de mortalidad natural (M) usadas en la evaluación del caso base del atún patudo en el OPO.

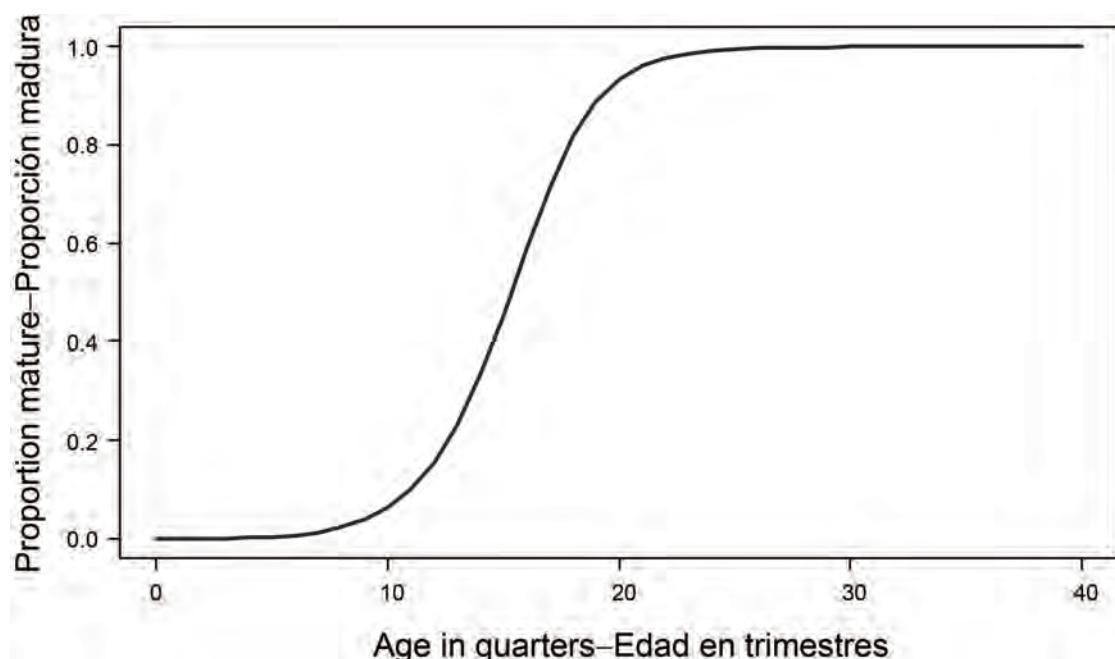


FIGURE 3.3. Age-specific maturity schedule (proportions of mature females) of bigeye tuna as assumed in the base case model.

FIGURA 3.3. Relación de madurez por edad (proporción de hembras maduras) de atún patudo, supuesto en el modelo del caso base.

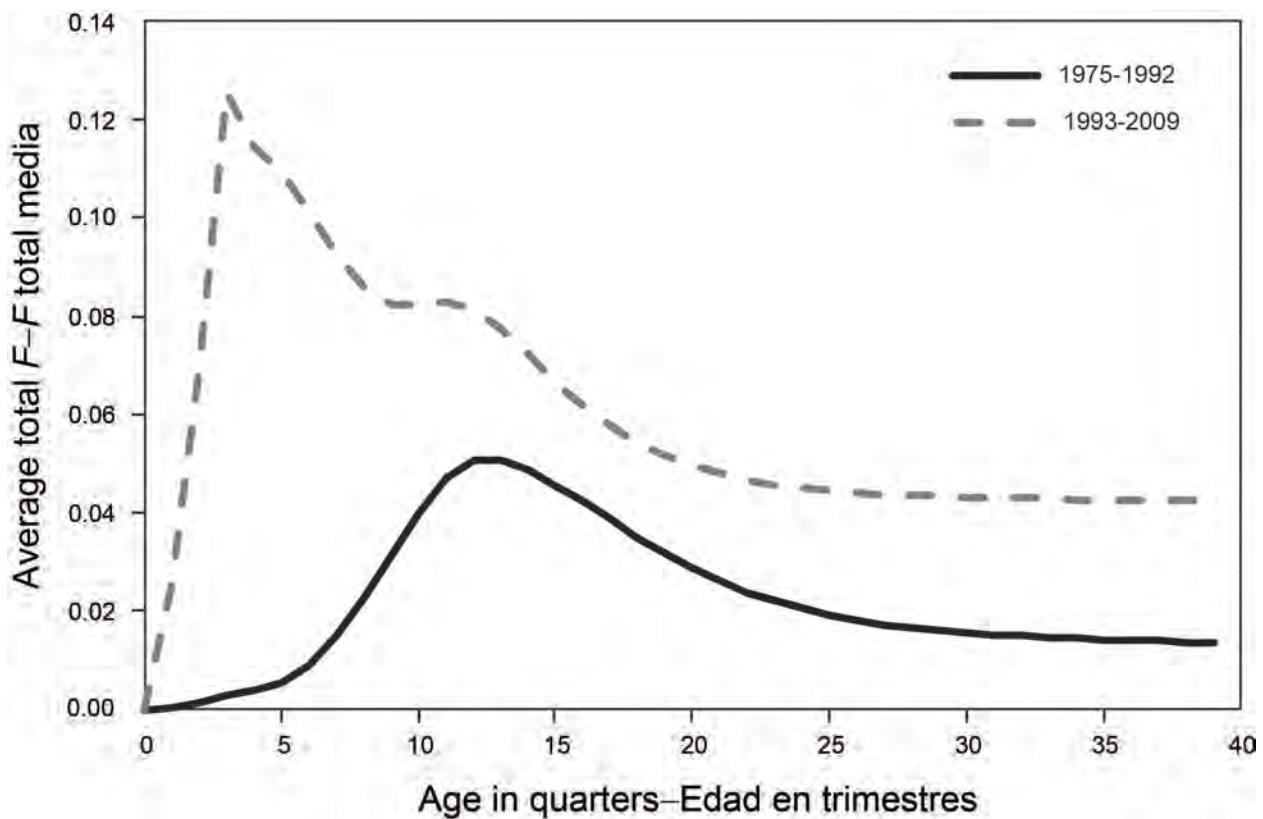


FIGURE 4.1. Average quarterly fishing mortality at age of bigeye tuna, by all gears, in the EPO. The curves for 1975-1992 and 1993-2009 display the averages for the periods before and after the expansion of the floating-object fisheries, respectively.

FIGURA 4.1. Mortalidad por pesca trimestral media por edad de atún patudo en el OPO, por todas las artes. Las curvas de 1975-1992 y 1993-2007 indican los promedios de los períodos antes y después de la expansión de las pesquerías sobre objetos flotantes, respectivamente.

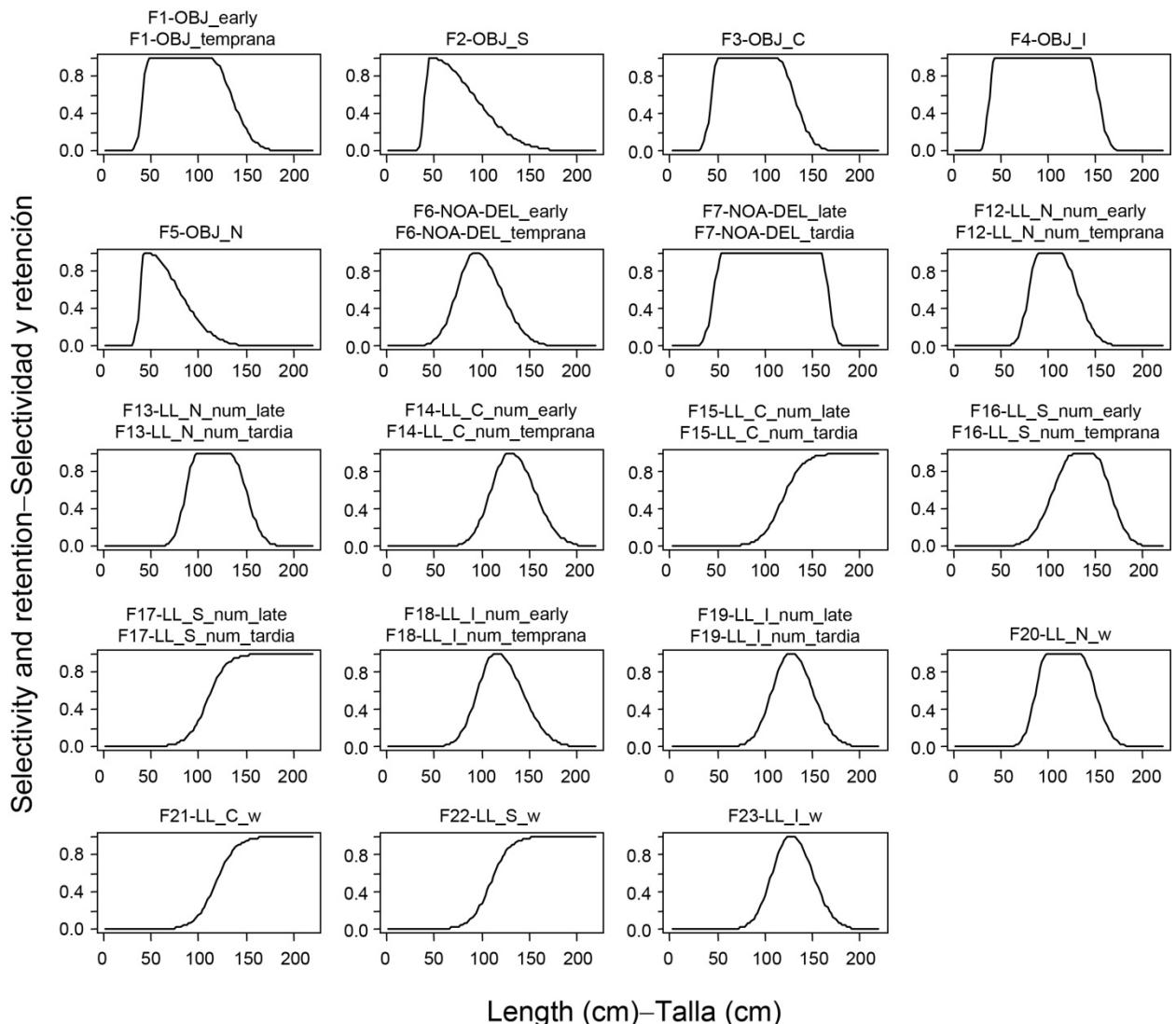


FIGURE 4.2. Size selectivity curves for surface Fisheries 1-7 and longline Fisheries 12-23 estimated with Stock Synthesis. Age 1-3 quarter fish are assumed to be fully selected for the discard fisheries (8-11). The selectivity curves for Fisheries 20-23 are the same as those for Fisheries 13, 15, 17, and 19, respectively. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

FIGURA 4.2. Curvas de selectividad por talla correspondientes a las pesquerías de superficie 1-7 y las pesquerías de palangre 12-23 estimadas con *Stock Synthesis*. En el caso de las pesquerías de descarte (8-11), se supone que los peces de 1 a 3 trimestres de edad son plenamente seleccionados. Las curvas de selectividad de las pesquerías 20-23 son iguales que las de las pesquerías 13, 15, 17, y 19, respectivamente. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.

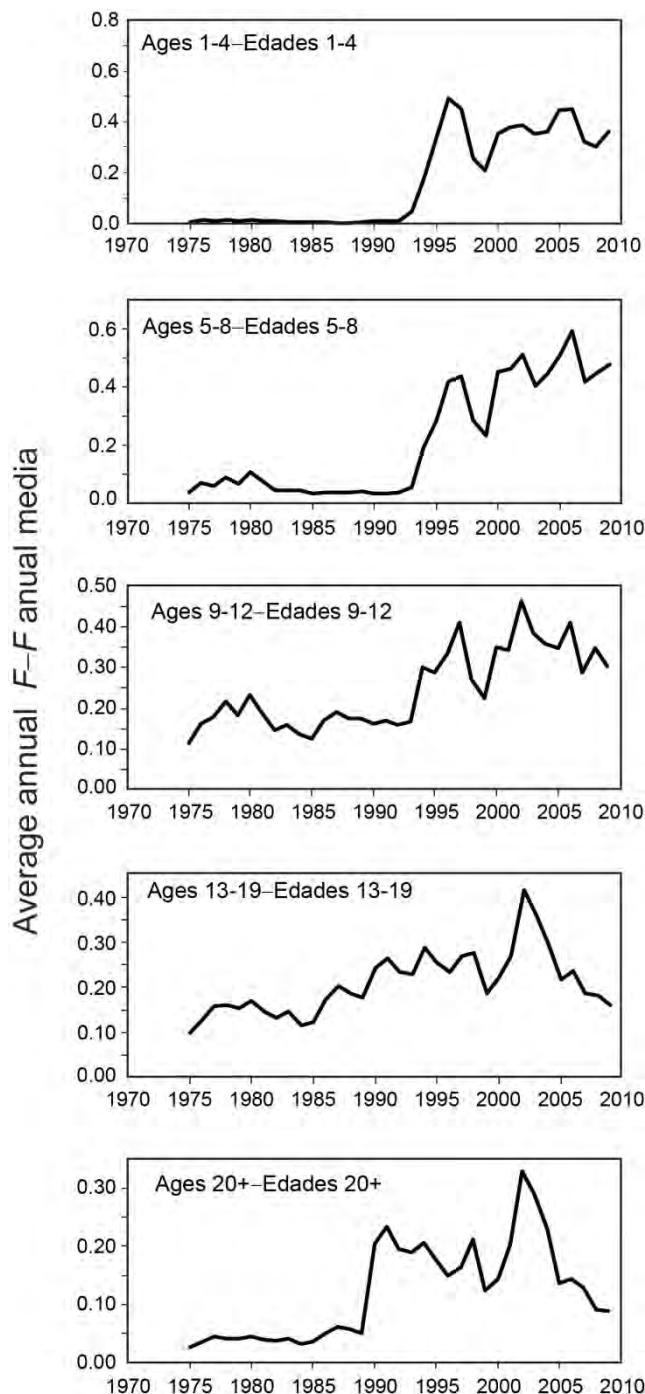


FIGURE 4.3. Average annual fishing mortality, by all gears, of bigeye tuna recruited to the fisheries of the EPO. Each panel illustrates the average fishing mortality rates that affected the fish within the range of ages indicated in the title of each panel. For example, the trend illustrated in the top panel is an average of the fishing mortalities that affected the fish that were 1-4 quarters old.

FIGURA 4.3. 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 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.

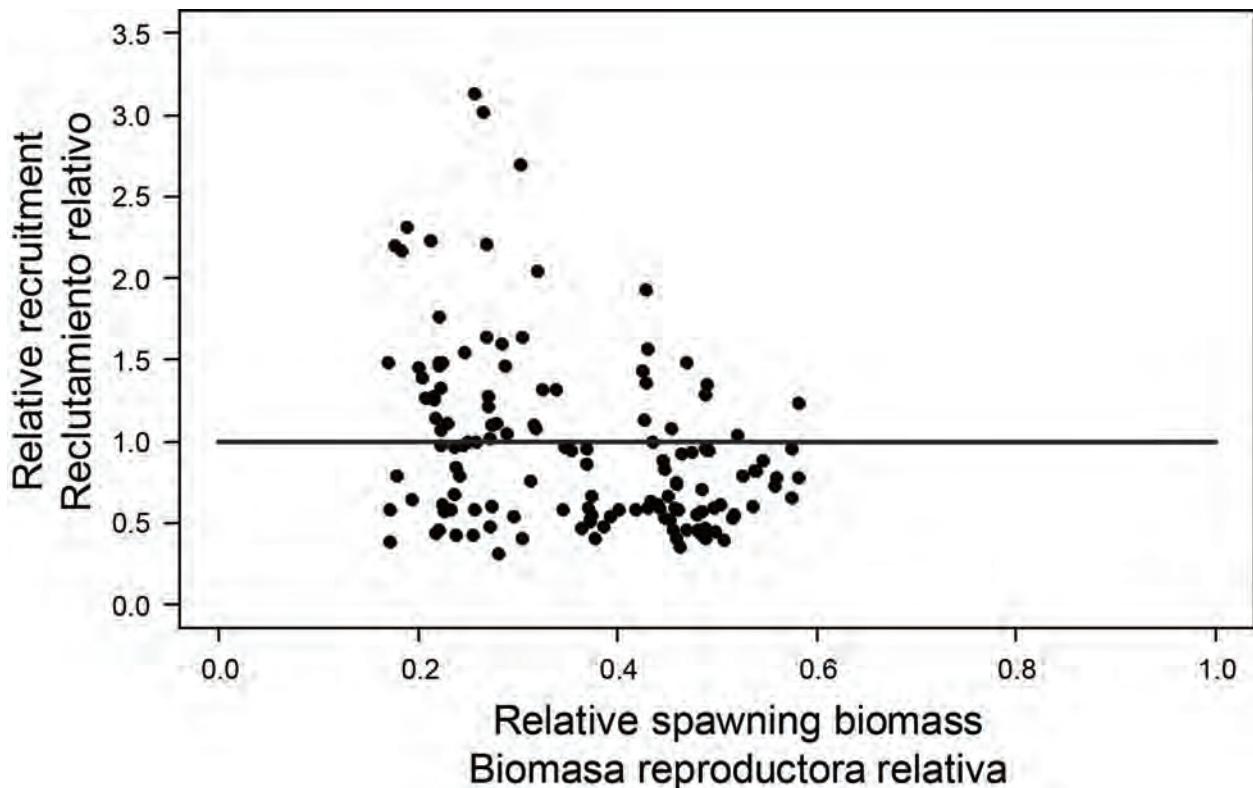


FIGURE 4.4. Estimated relationship between the recruitment and spawning biomass of bigeye tuna. The recruitment is scaled so that the estimate of virgin recruitment is equal to 1.0. Likewise, the spawning biomass is scaled so that the estimate of virgin spawning biomass is equal to 1.0. The horizontal line represents the assumed stock-recruitment relationship.

FIGURA 4.4. Relación estimada entre el reclutamiento y la biomasa reproductora del atún patudo. Se escala el reclutamiento para que la estimación de reclutamiento virgen equivalga a 1,0, y la biomasa reproductora para que la estimación de biomasa reproductora virgen equivalga a 1,0. La línea horizontal representa la relación población-reclutamiento supuesta.

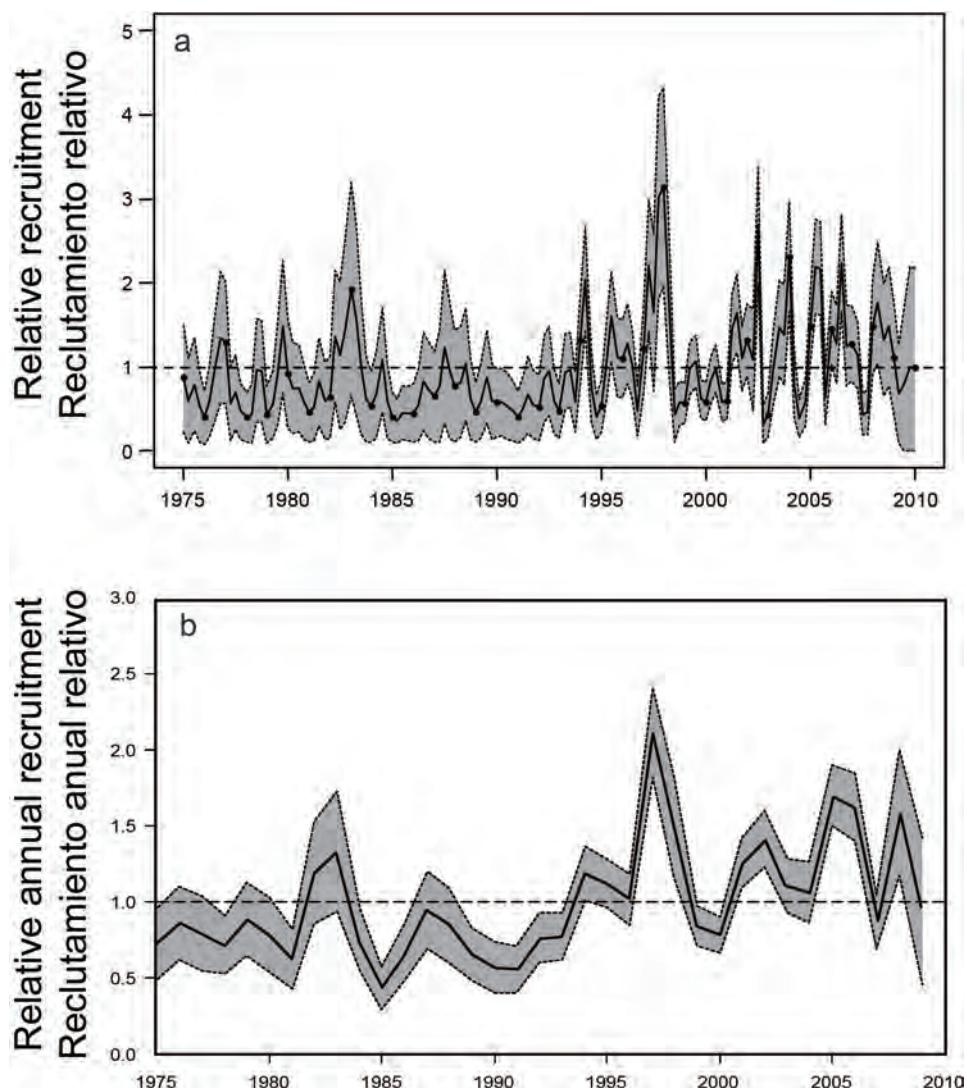


FIGURE 4.5. Estimated recruitment of bigeye tuna to the fisheries of the EPO: a) quarterly recruitment; b) annual recruitment. The estimates are scaled so that the estimate of virgin recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line). The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of recruitment, and the thin dashed lines the confidence intervals (± 2 standard deviations) around those estimates.. The labels on the time axis are drawn at the beginning of each year, but, since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of recruitment for each year.

FIGURA 4.5. Reclutamiento estimado de atún patudo a las pesquerías del OPO: a) reclutamiento trimestral; b) reclutamiento anual. Se escalan las estimaciones para que la estimación de reclutamiento virgen equivalga a 1,0 (línea horizontal de trazos). La línea gruesa ilustra las estimaciones de reclutamiento de verosimilitud máxima, y las líneas delgadas de trazos los intervalos de confianza (± 2 desviaciones estándar) alrededor de esas estimaciones. Se dibujan las leyendas en el eje de tiempo al principio de cada año, pero, ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por trimestres, hay cuatro estimaciones de reclutamiento para cada año.

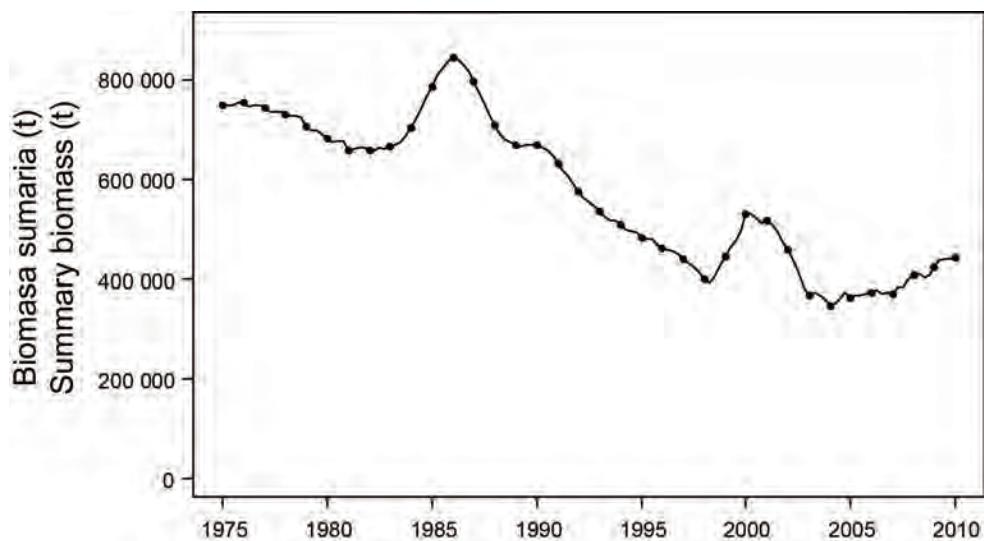


FIGURE 4.6. Maximum likelihood estimates of the biomass of bigeye tuna 3+ quarters old in the EPO (summary biomass). Since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of biomass for each year. t = metric tons.

FIGURA 4.6. Estimaciones de verosimilitud máxima de la biomasa de atún patudo de 3+ trimestres de edad en el OPO (biomasa sumaria). Ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por trimestre, hay cuatro estimaciones de biomasa para cada año. t = toneladas métricas.

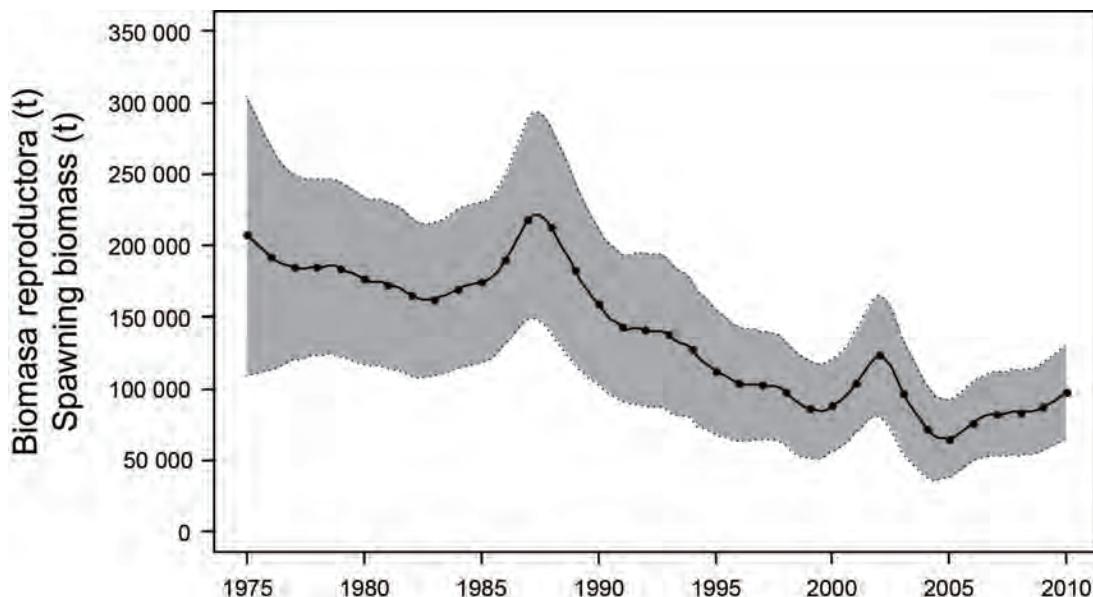


FIGURE 4.7. Maximum likelihood estimates of the spawning biomass (Section 4.1.3) of bigeye tuna in the EPO. The solid line illustrates the maximum likelihood estimates of the biomasses, and the dashed lines the confidence intervals (± 2 standard deviations) around those estimates. Since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of the index for each year. t = metric tons.

FIGURA 4.7. Estimaciones de verosimilitud máxima del índice de biomasa reproductora (Sección 4.1.3) de atún patudo en el OPO. La línea sólida ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima de la biomasa, y las líneas de trazo los intervalos de confianza (± 2 desviaciones estándar) alrededor de estas estimaciones. Ya que el modelo de evaluación representa el tiempo por trimestre, hay cuatro estimaciones del índice para cada año. t = toneladas métricas.

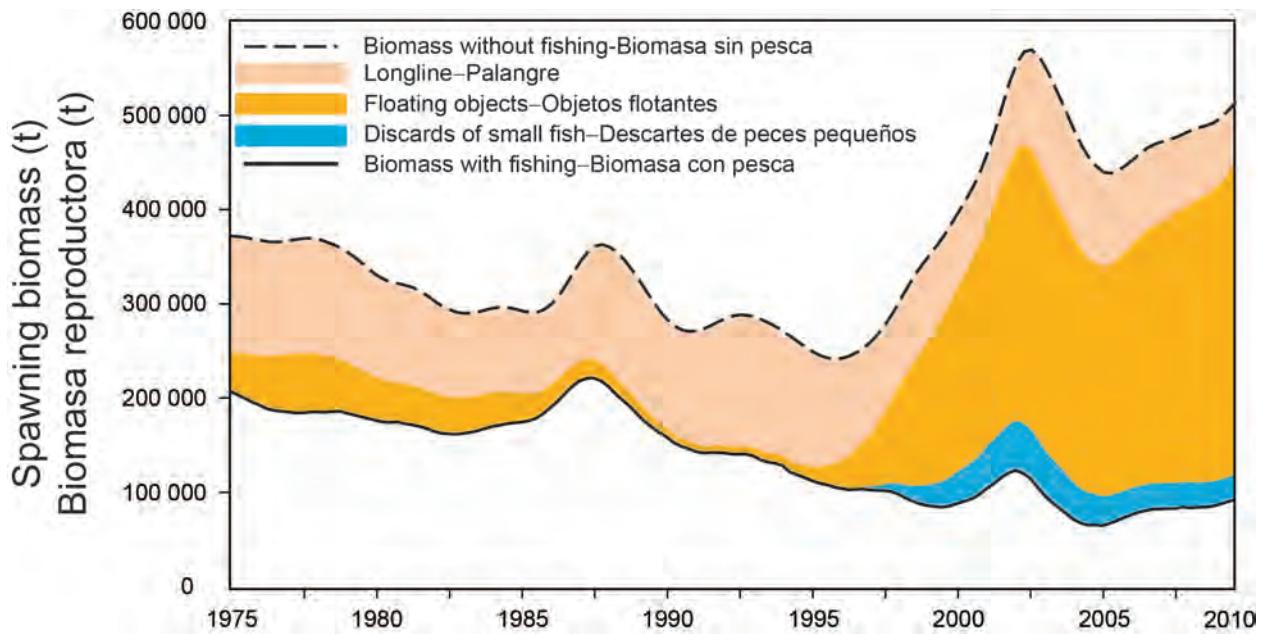


FIGURE 4.8. Trajectory of the spawning biomass of a simulated population of bigeye tuna that was not exploited (top line) and that predicted by the stock assessment model (bottom line). The shaded areas between the two lines show the portions of the impact attributed to each fishing method. t = metric tons.

FIGURA 4.8. 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.

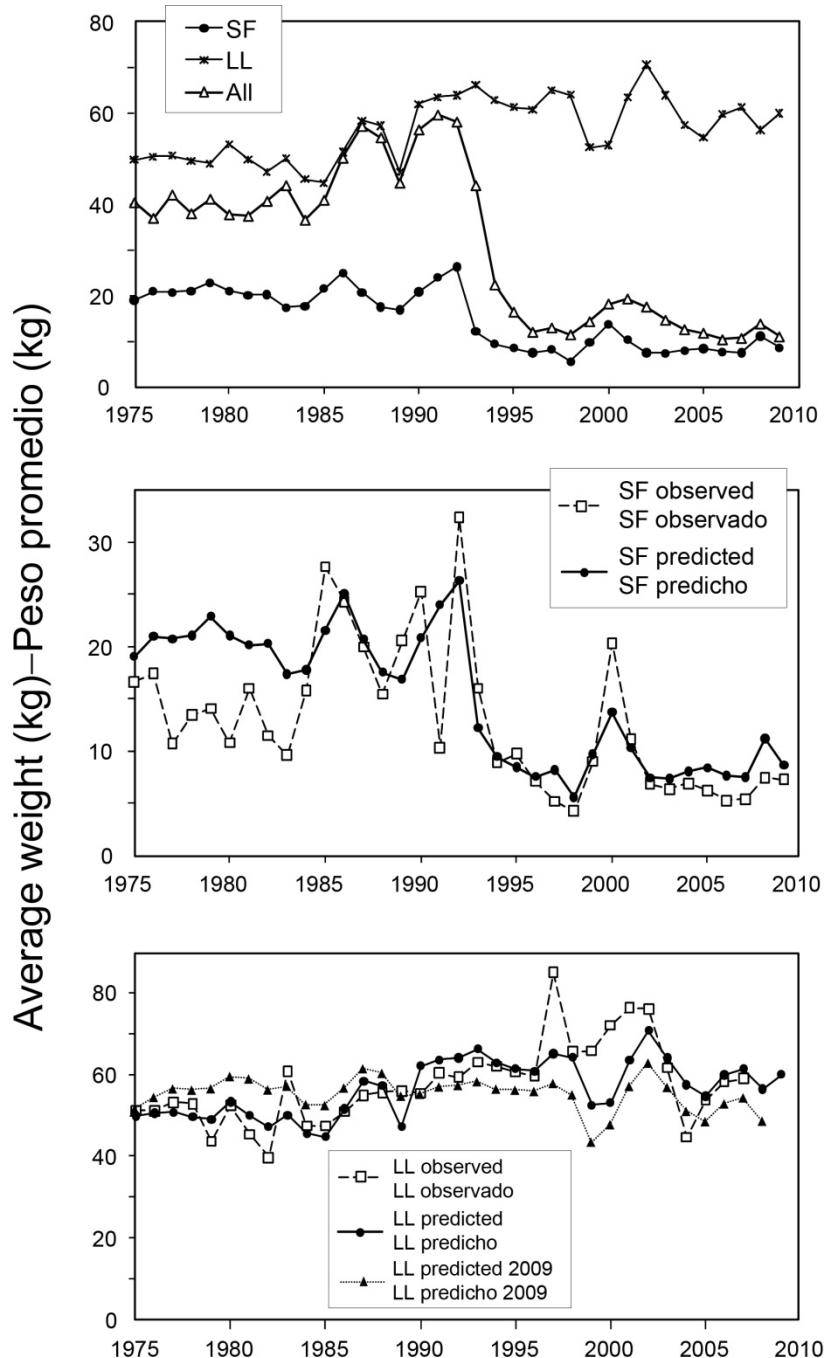


FIGURE 4.9. Average weights of bigeye tuna caught in the EPO, 1975-2009, by the surface fisheries (SF, Fisheries 1-7), longline fisheries (LL, Fisheries 12-23), and all fisheries combined (All). Upper panel: predicted average weights; middle panel: predicted and observed average weights for the surface fisheries; lower panel: predicted (present and last year's assessment SAR10) and observed (Japanese data) average weights for the longline fisheries.

FIGURA 4.9. Peso medio de atún patudo capturado en el OPO, 1975-2009, por las pesquerías de superficie (SF, pesquerías 1-7), de palangre (LL, pesquerías 12-23), y todas las pesquerías combinadas (All). Recuadro superior: pesos medios predichos; recuadro medio: pesos medios predichos y observados de las pesquerías de superficie; recuadro inferior: pesos medios predichos y observados (datos japoneses) de las pesquerías de palangre.

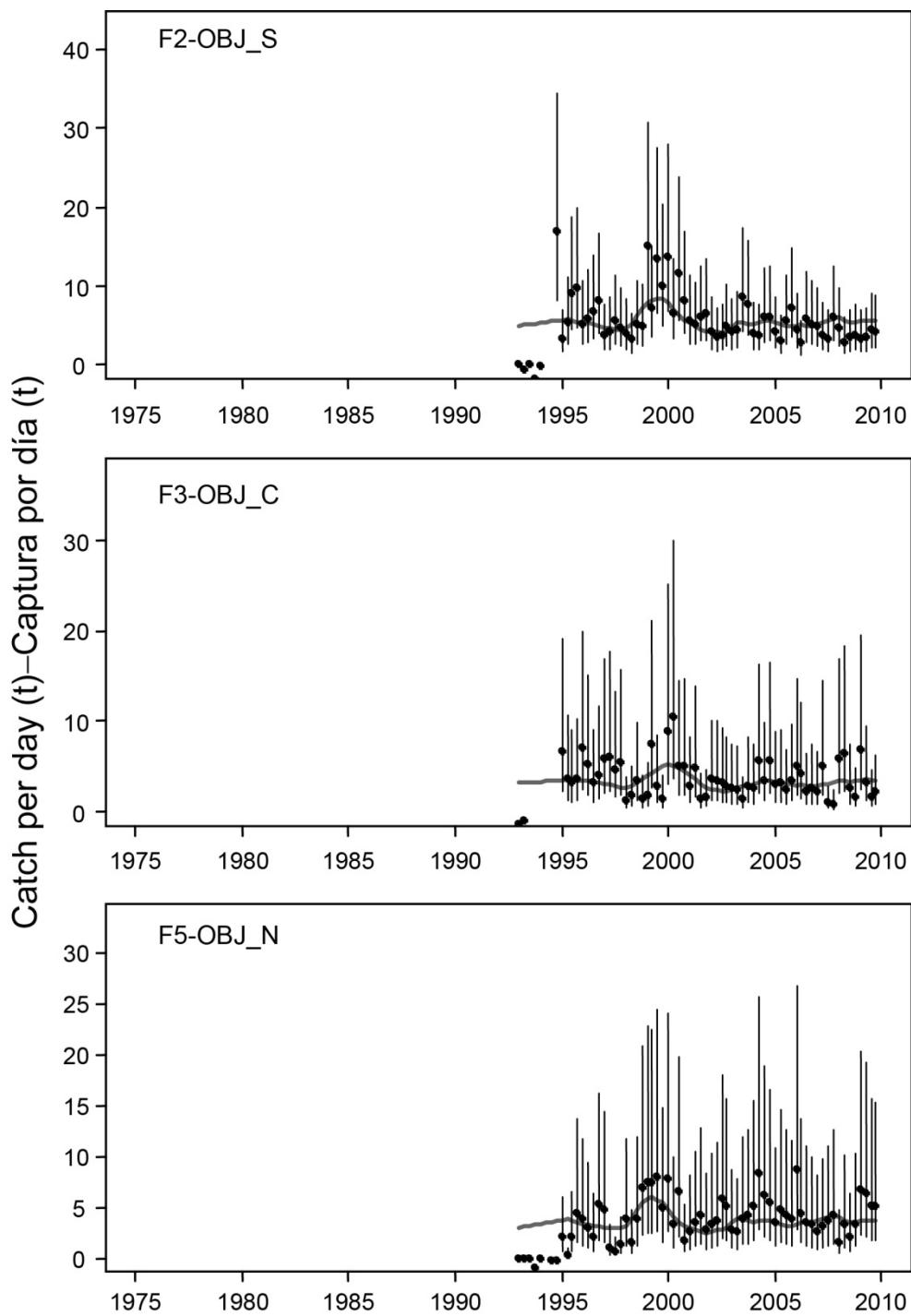


FIGURE 4.10a. Model fit to the CPUE data from different surface fisheries. The CPUEs for surface fisheries 2, 3, and 5 are in tons per day fished. The vertical lines represent the estimated confidence intervals (± 2 standard deviations) around the observed CPUE values. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1. t = metric tons.

FIGURA 4.10a. Ajuste del modelo a los datos de CPUE de distintas pesquerías de superficie. Se expresan las CPUE de las pesquerías de superficie 2, 3, y 5 en toneladas por día de pesca. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1. t = toneladas métricas.

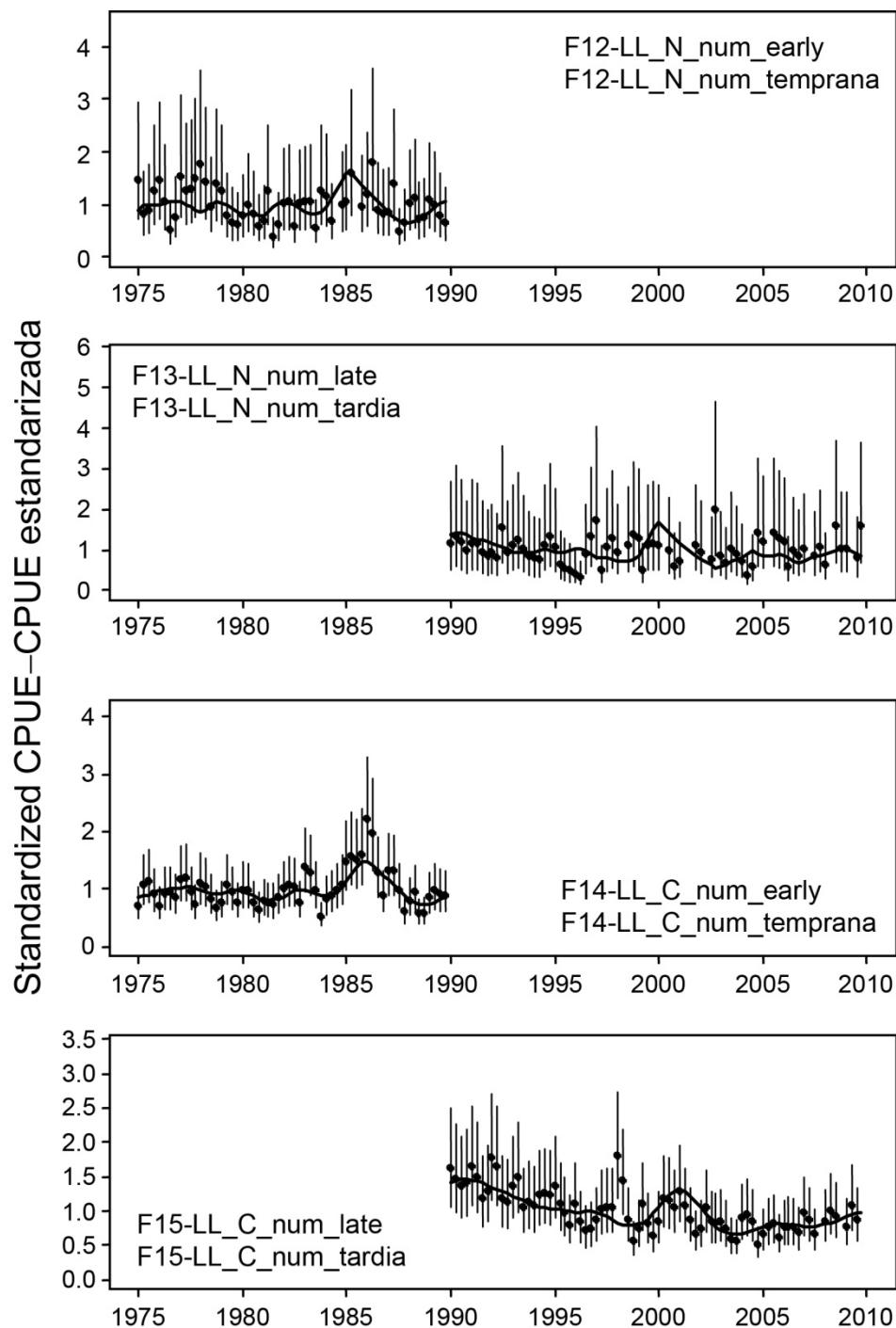


FIGURE 4.10b. Model fit to the CPUE data from different longline fisheries. The CPUEs for longline Fisheries 12-15 are standardized CPUE. The vertical lines represent the estimated confidence intervals (± 2 standard deviations) around the CPUE values. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

FIGURA 4.10b. Ajuste del modelo a los datos de CPUE de distintas pesquerías de palangre. Las CPUE de las pesquerías de palangre 12-15 son CPUE estandarizadas. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.

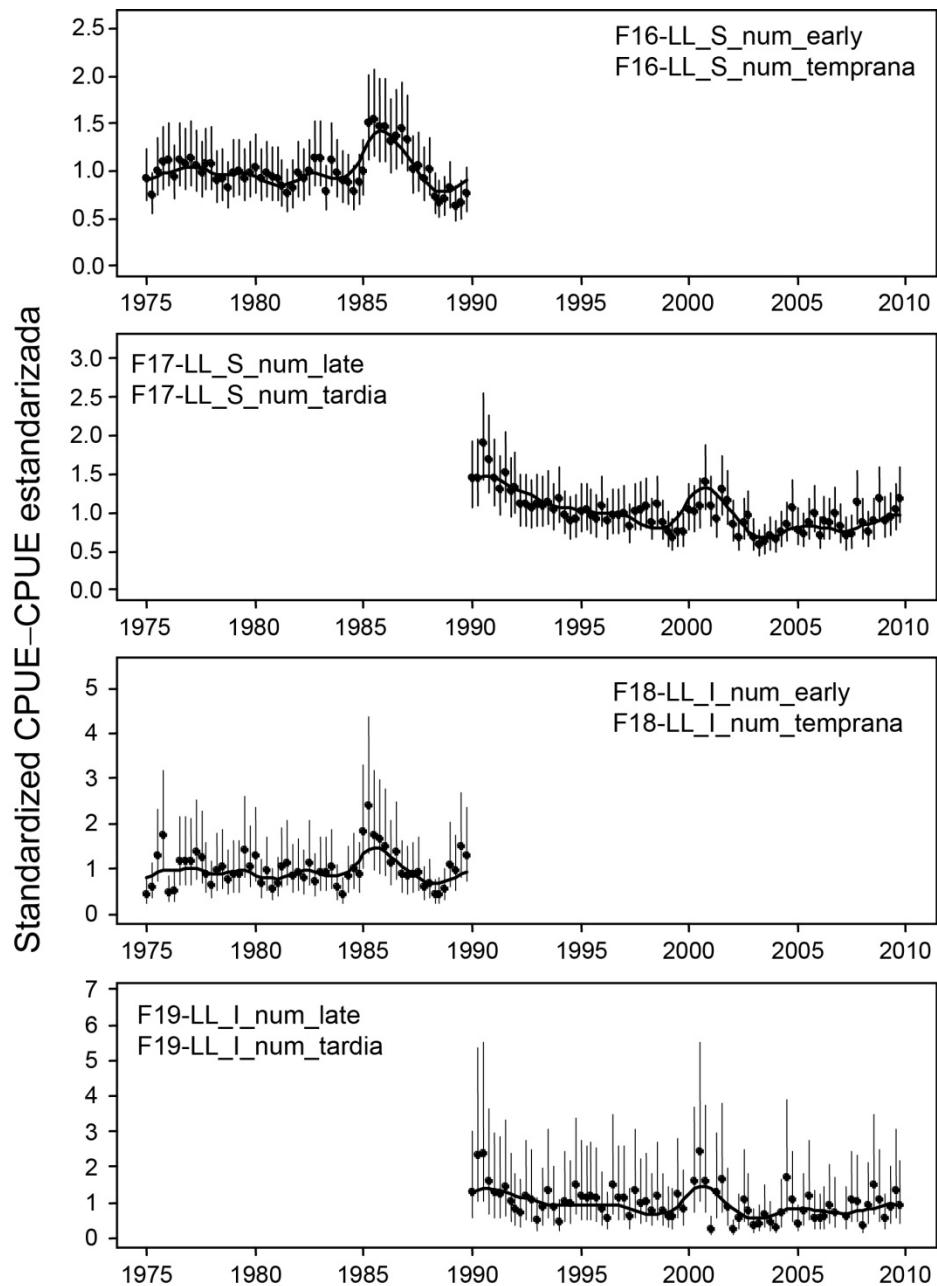


FIGURE 4.10c. Model fit to the CPUE data from different longline fisheries. The CPUEs for longline Fisheries 16-19 are standardized CPUE. The vertical lines represent the fixed and estimated confidence intervals (± 2 standard deviations) around the CPUE values for the southern (Fisheries 16 and 17) and inshore (Fisheries 18 and 19) longline fisheries, respectively. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

FIGURA 4.10c. Ajuste del modelo a los datos de CPUE de distintas pesquerías de palangre. Las CPUE de las pesquerías de palangre 16-19 son CPUE estandarizada. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.

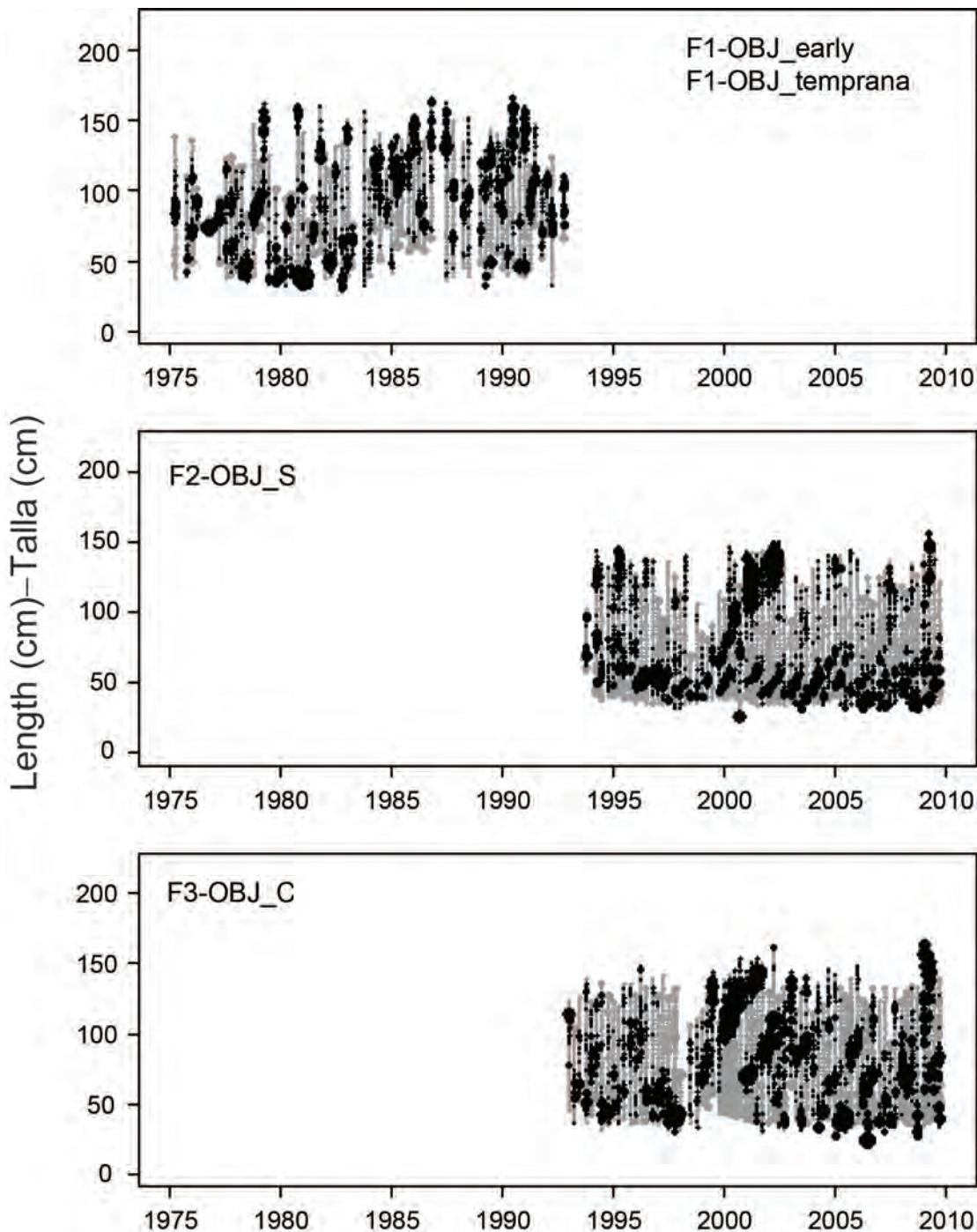


FIGURE 4.11a. Pearson residual plots for the model fits to the length-composition data for Fisheries 1, 2, and 3. The gray and black circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The areas of the circles are proportional to the absolute values of the residuals. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

FIGURA 4.11a. Gráficas de residuales de Pearson para los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de las pesquerías 1, 2, y 3. Los círculos grises y negros representan observaciones mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El área de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuales. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.

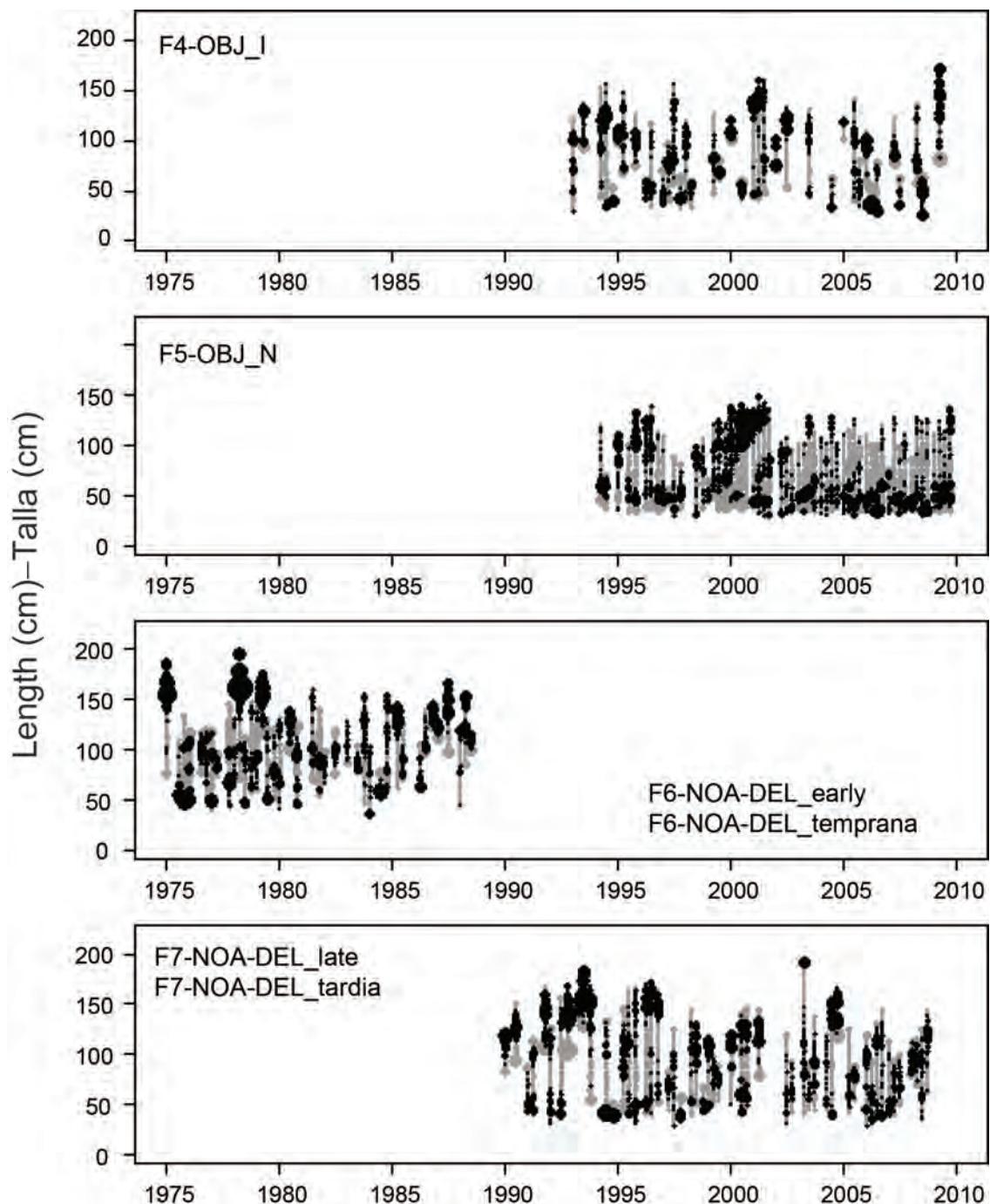


FIGURE 4.11b. Pearson residual plots for the model fits to the length-composition data for Fisheries 4-7. The gray and black circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The areas of the circles are proportional to the absolute values of the residuals. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

FIGURA 4.11b. Gráficas de residuales de Pearson para los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de las pesquerías 4-7. Los círculos abiertos y sólidos representan observaciones mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El área de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuales. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.

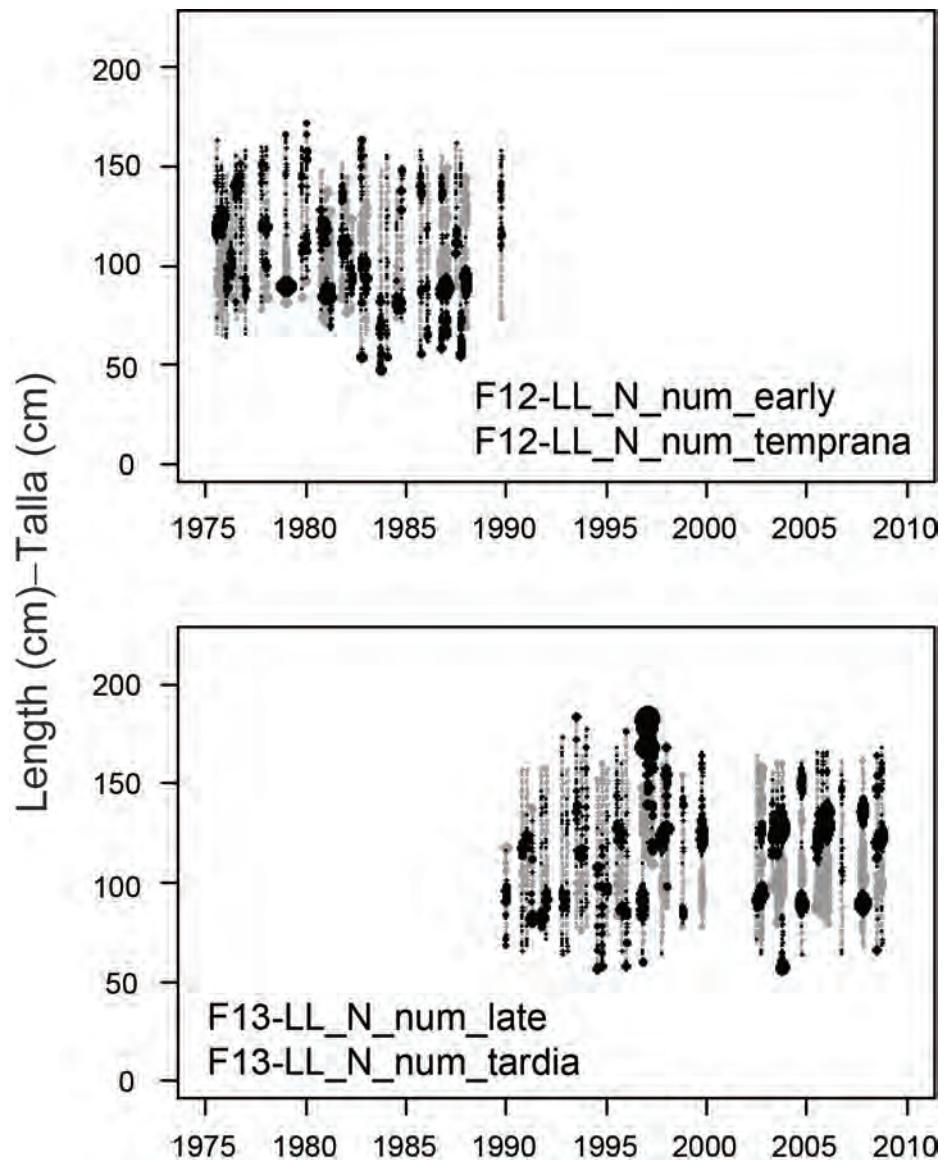


FIGURE 4.11c. Pearson residual plots for the model fits to the length-composition data for Fisheries 12 and 13. The gray and black circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The areas of the circles are proportional to the absolute values of the residuals. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

FIGURA 4.11c. Gráficas de residuales de Pearson para los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de las pesquerías 12 y 13. Los círculos abiertos y sólidos representan observaciones mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El área de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuales. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.

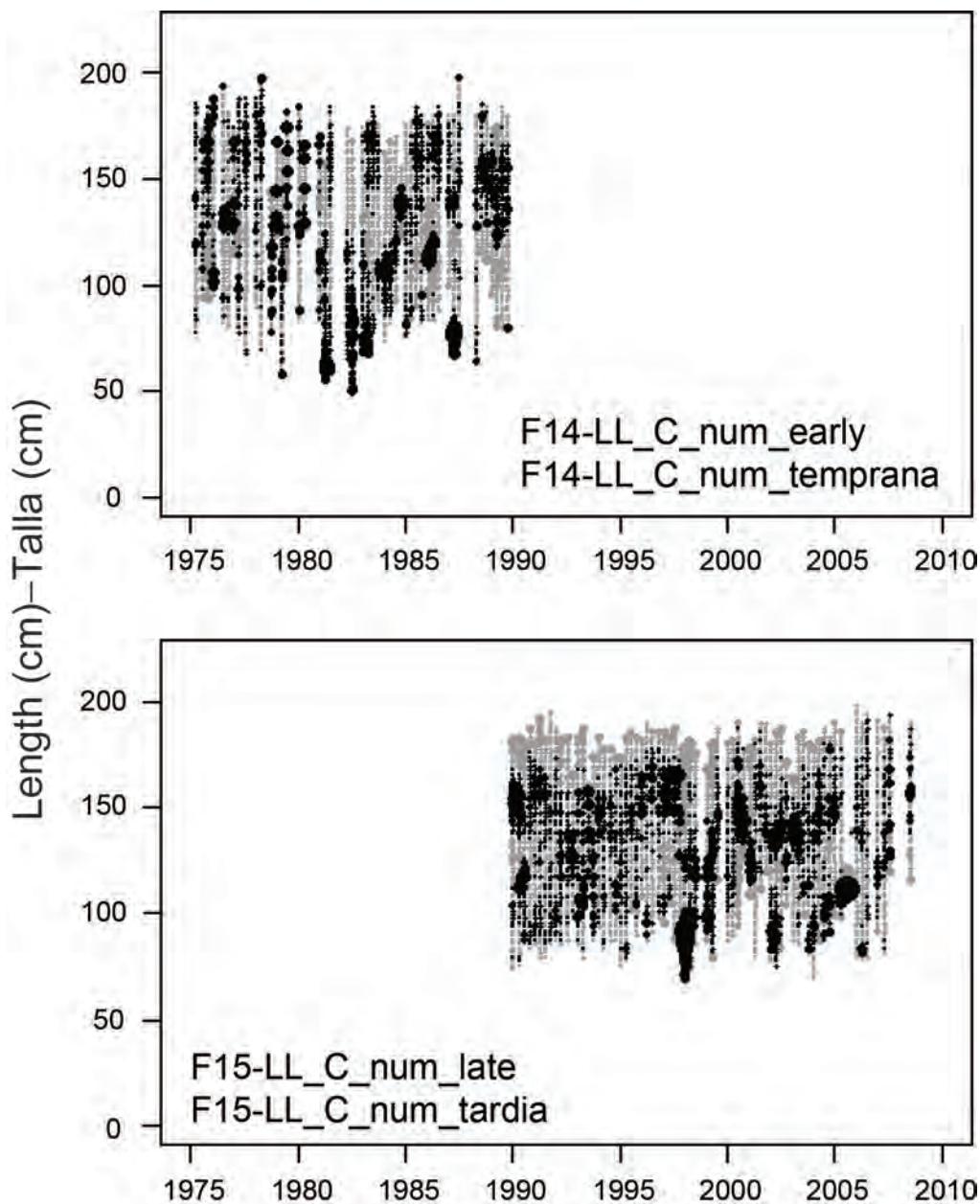


FIGURE 4.11d. Pearson residual plots for the model fits to the length-composition data for Fisheries 14 and 15. The gray and black circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The areas of the circles are proportional to the absolute values of the residuals. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

FIGURA 4.11d. Gráficas de residuales de Pearson para los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de las pesquerías 14 y 15. Los círculos abiertos y sólidos representan observaciones mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El área de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuales. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.

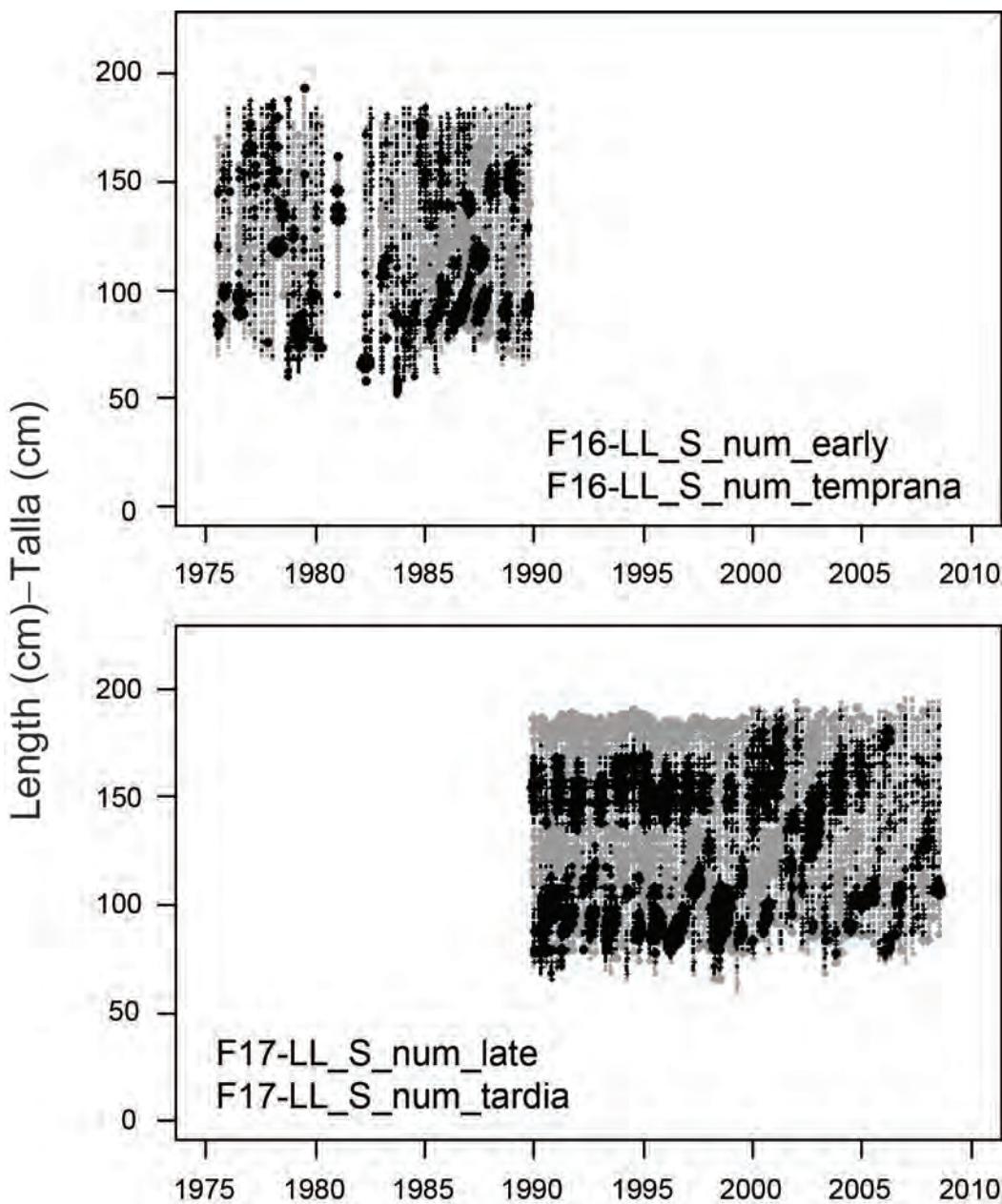


FIGURE 4.11e. Pearson residual plots for the model fits to the length-composition data for Fisheries 16 and 17. The gray and black circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The areas of the circles are proportional to the absolute values of the residuals. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

FIGURA 4.11e. Gráficas de residuales de Pearson para los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de las pesquerías 16 and 17. Los círculos abiertos y sólidos representan observaciones mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El área de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuales. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.

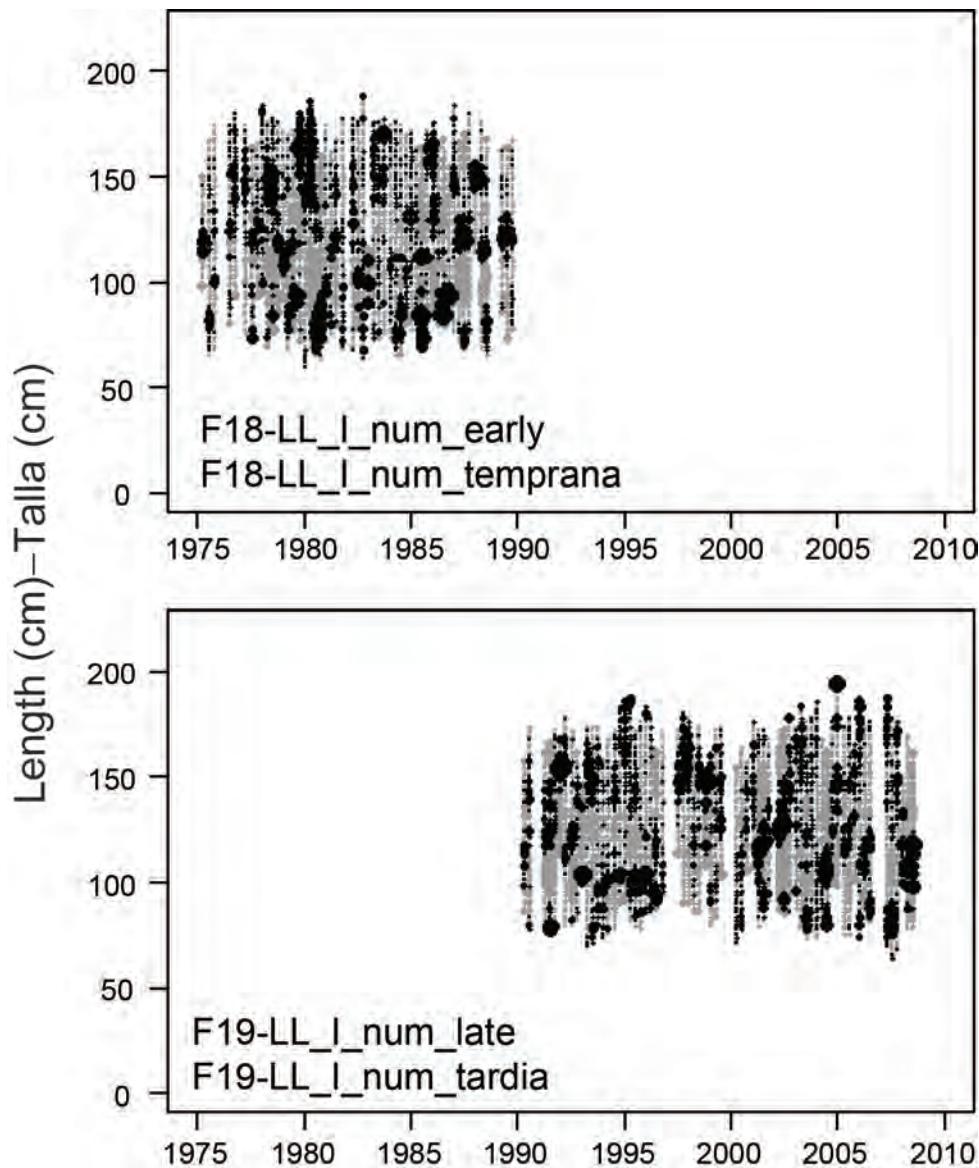


FIGURE 4.11f. Pearson residual plots for the model fits to the length-composition data for Fisheries 18 and 19. The gray and black circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The areas of the circles are proportional to the absolute values of the residuals. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

FIGURA 4.11f. Gráficas de residuales de Pearson para los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de las pesquerías 18 y 19. Los círculos abiertos y sólidos representan observaciones mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El área de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuales. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.

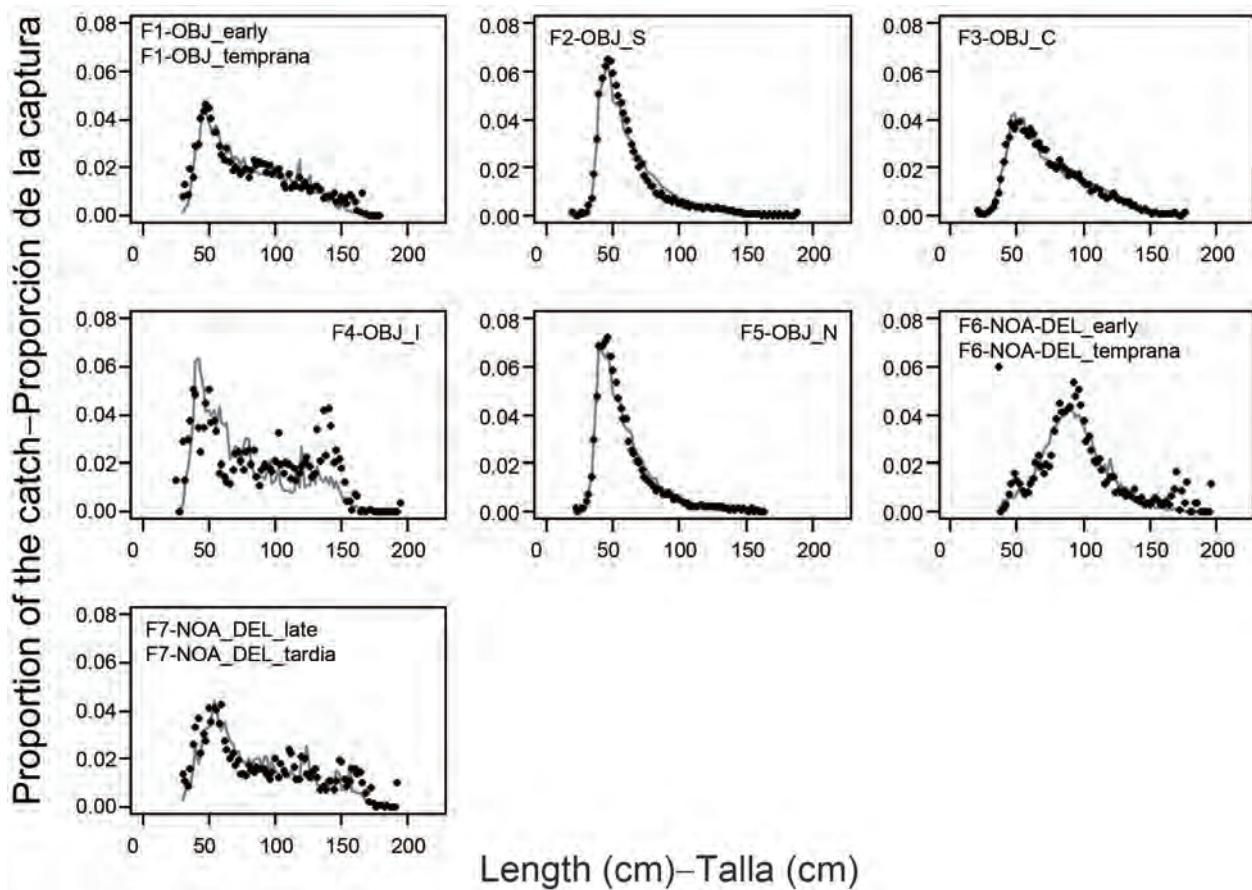


FIGURE 4.11g. Average observed (dots) and predicted (curves) length compositions of the catches taken by surface Fisheries 1-7 defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

FIGURA 4.11g. Composición por tamaño media observada (puntos) y predicha (curvas) de las capturas realizadas por las pesquerías de superficie 1-7 definidas para la evaluación de la población de atún patudo en el OPO. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.

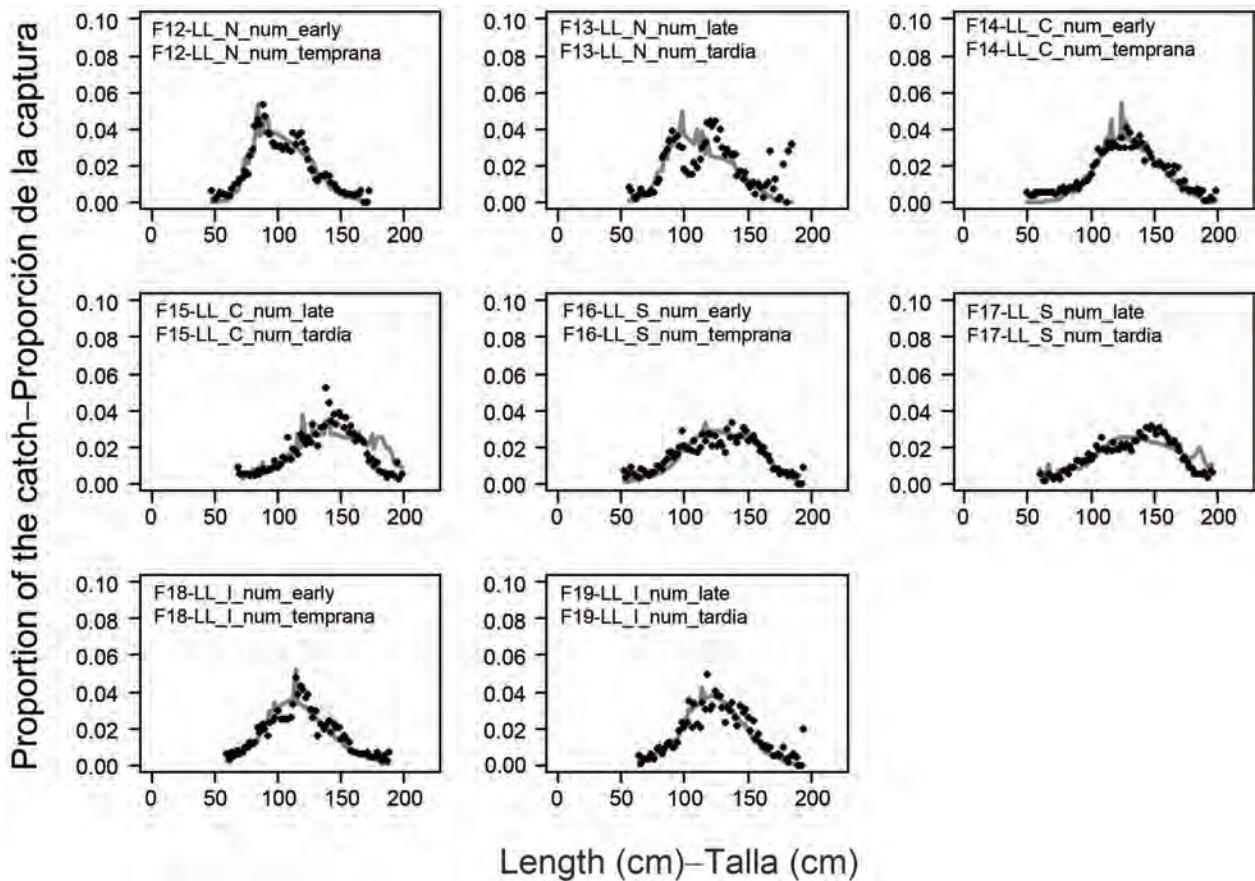


FIGURE 4.11h. Average observed (dots) and predicted (curves) length compositions of the catches taken by the longline Fisheries 12-19 defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

FIGURA 4.11d. Composición por tamaño media observada (puntos) y predicha (curvas) de las capturas realizadas por las pesquerías de palangre 12-19 definidas para la evaluación de la población de atún patudo en el OPO. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.

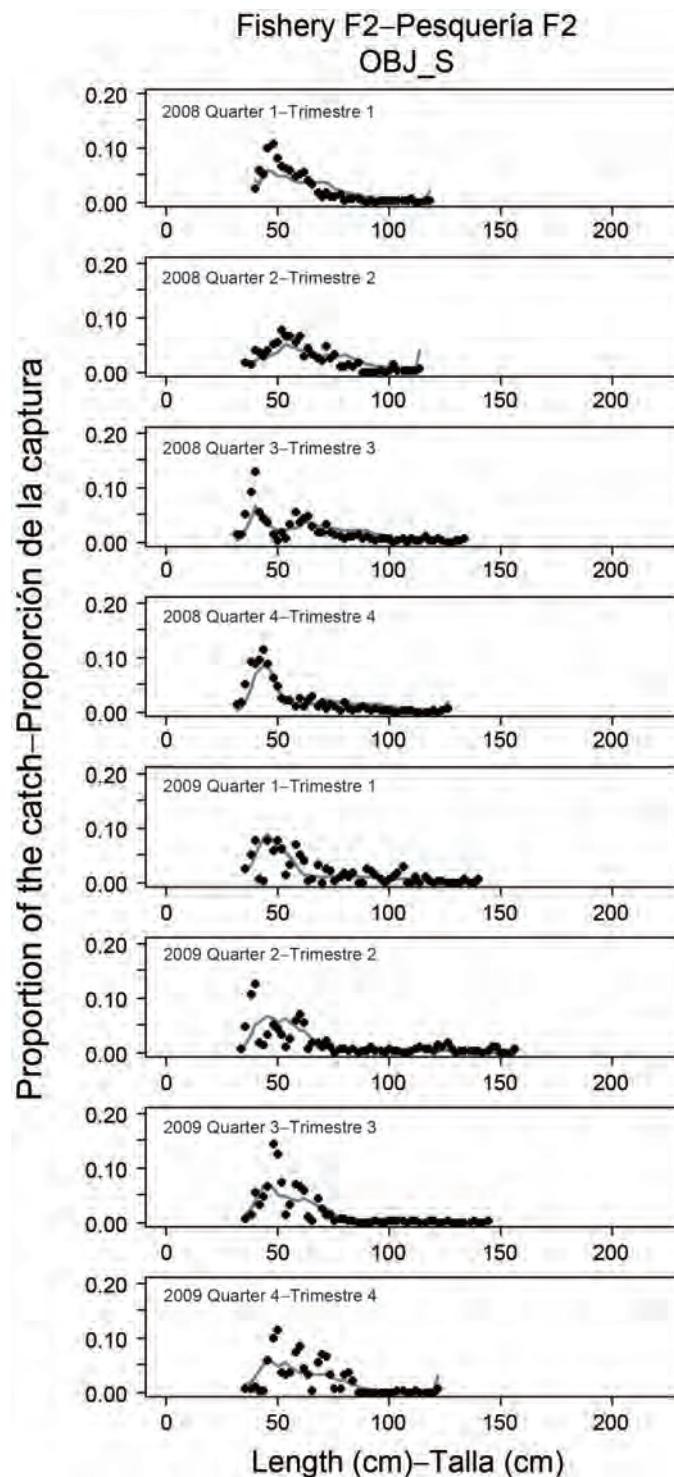


FIGURE 4.11i. Observed (dots) and predicted (curves) length compositions of the recent catches of bigeye tuna by Fishery 2. The tails of the predicted length compositions are accumulated at the length intervals corresponding to the lowest and highest observations.

FIGURA 4.11i. Composición por talla observada (puntos) y predicha (curvas) de las capturas recientes de atún patudo por la Pesquería 2. Las colas de las composiciones por talla predichas se acumulan en los intervalos de talla que corresponden a las observaciones mínimas y máximas.

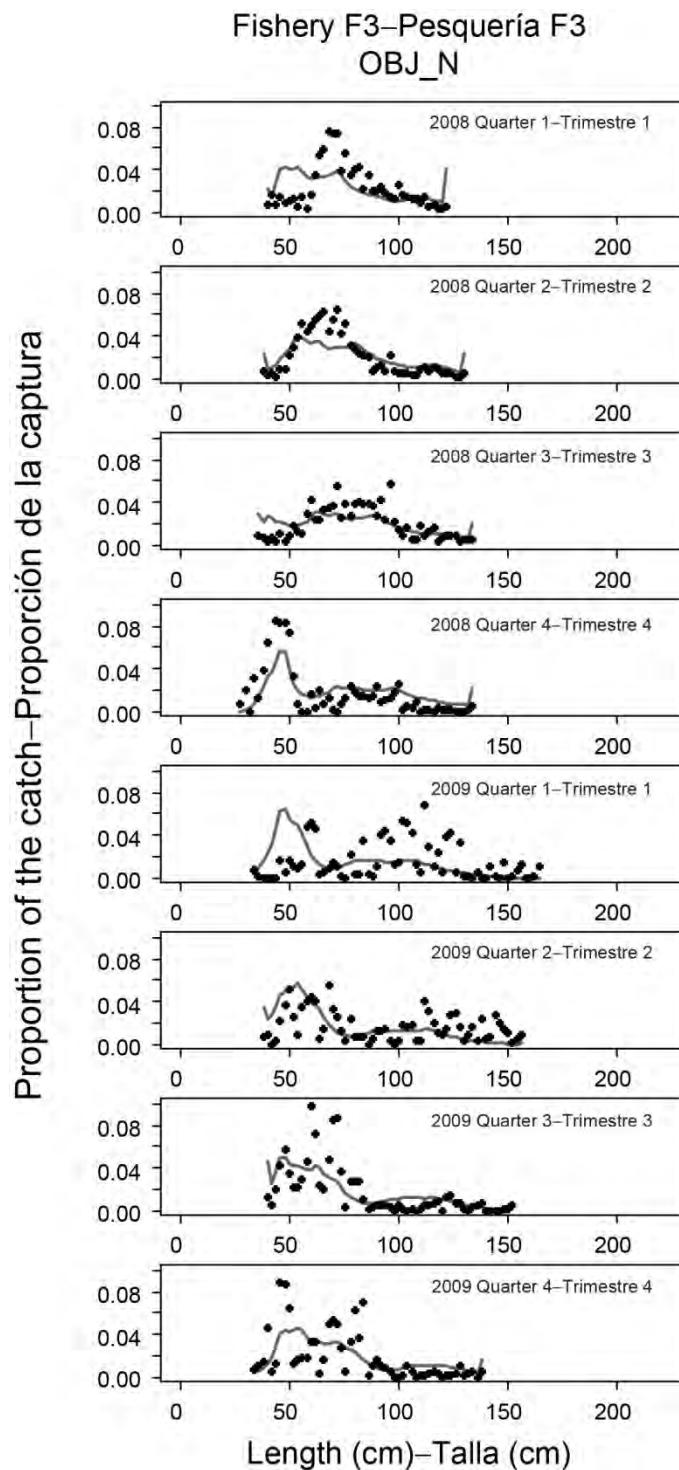


FIGURE 4.11j. Observed (dots) and predicted (curves) length compositions of the recent catches of bigeye tuna by Fishery 3. The tails of the predicted length compositions are accumulated at the length intervals corresponding to the lowest and highest observations.

FIGURA 4.11j. Composición por talla observada (puntos) y predicha (curvas) de las capturas recientes de atún patudo por la Pesquería 3. Las colas de las composiciones por talla predichas se acumulan en los intervalos de talla que corresponden a las observaciones mínimas y máximas.

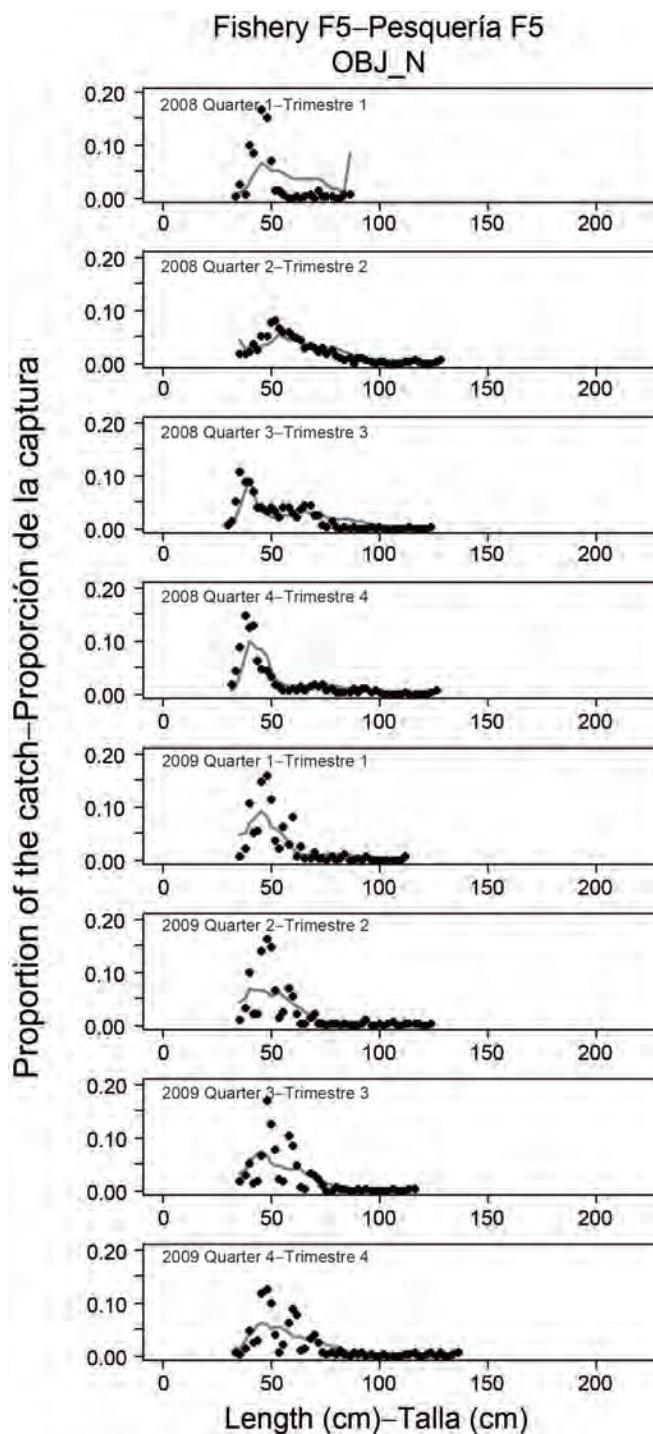


FIGURE 4.11k. Observed (dots) and predicted (curves) length compositions of the recent catches of bigeye tuna by Fishery 5. The tails of the predicted length compositions are accumulated at the length intervals corresponding to the lowest and highest observations.

FIGURA 4.11k. Composición por talla observada (puntos) y predicha (curvas) de las capturas recientes de atún patudo por la Pesquería 5. Las colas de las composiciones por talla predichas se acumulan en los intervalos de talla que corresponden a las observaciones mínimas y máximas.

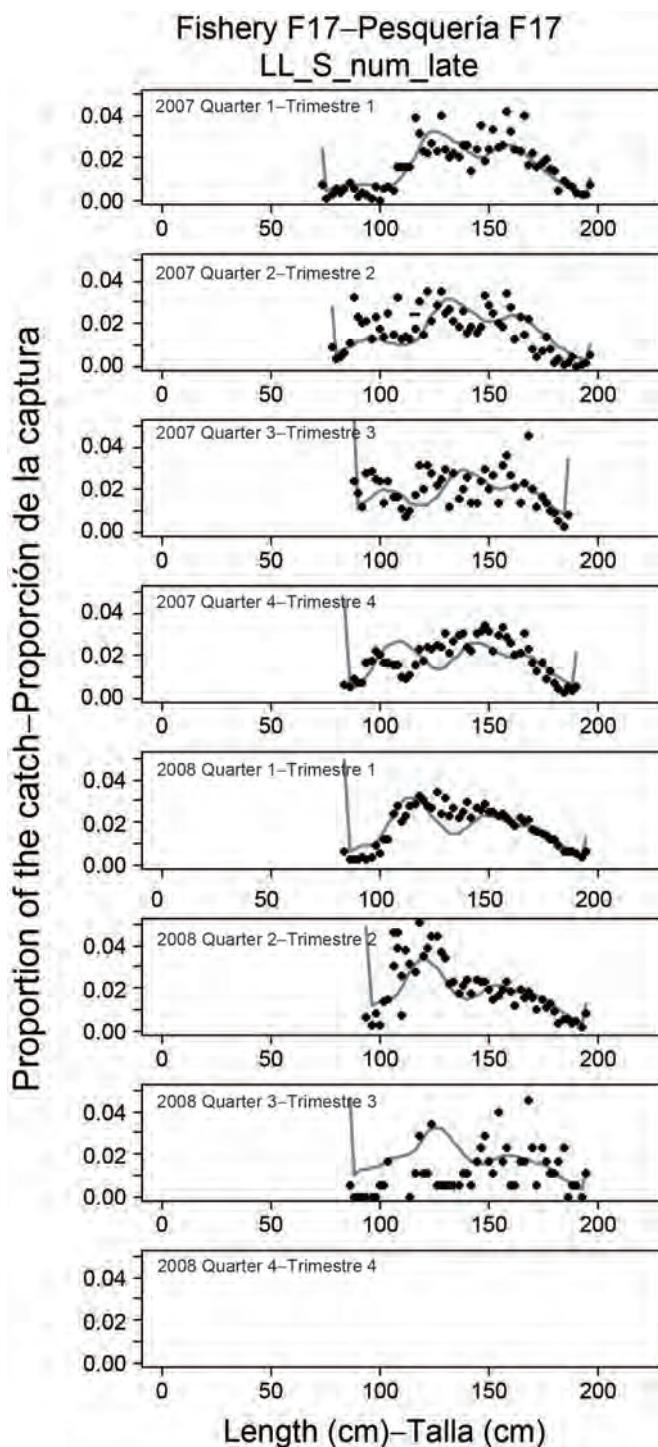


FIGURE 4.11l. Observed (dots) and predicted (curves) length compositions of the recent catches of bigeye tuna by Fishery 17. The tails of the predicted length compositions are accumulated at the length intervals corresponding to the lowest and highest observations.

FIGURA 4.11l. Composición por talla observada (puntos) y predicha (curvas) de las capturas recientes de atún patudo por la pesquería 17. Las colas de las composiciones por talla predichas se acumulan en los intervalos de talla que corresponden a las observaciones mínimas y máximas.

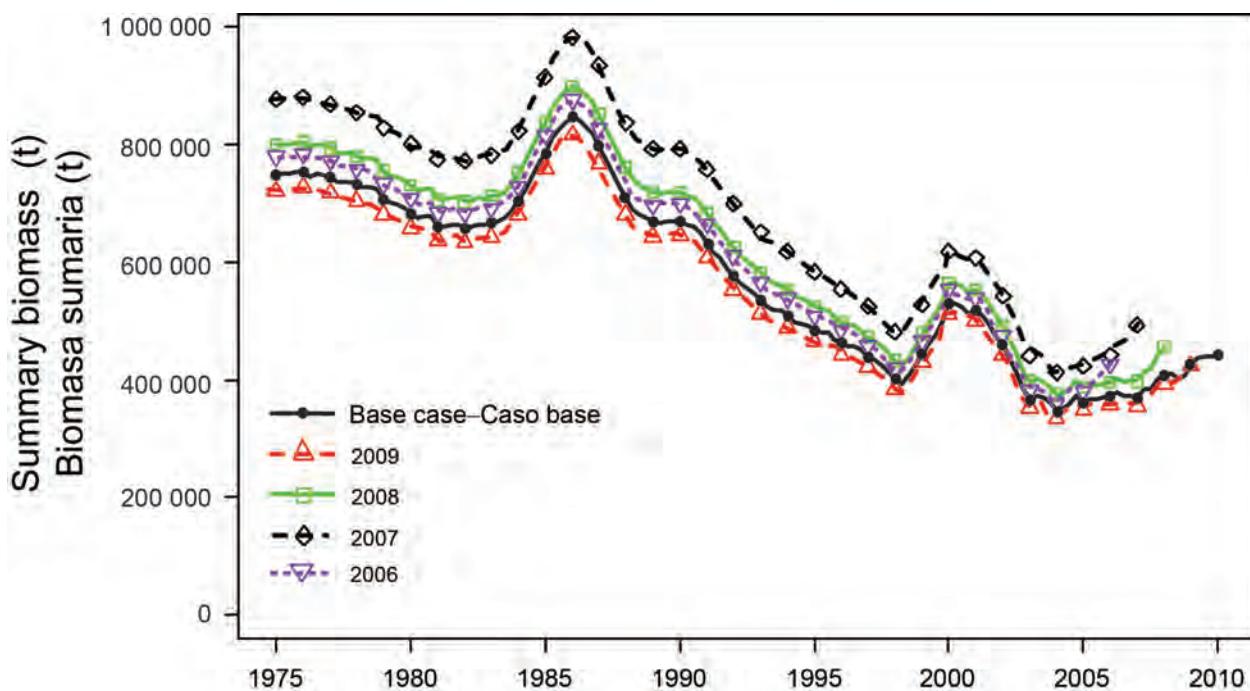


FIGURE 4.12. Retrospective comparisons of estimates of biomass of bigeye tuna 3+ quarters old in the EPO (summary biomass). The estimates from the base case model are compared to the estimates obtained when the most recent year (2009), two years (2009 and 2008), three years (2009, 2008, and 2007) or four years (2009, 2008, 2007, and 2006) of data were excluded. t = metric tons.

FIGURA 4.12. Comparaciones retrospectivas de las estimaciones de la biomasa de atún patudo de 3+ trimestres de edad en el OPO (biomasa sumaria). Se comparan las estimaciones del modelo del caso base con aquéllas obtenidas cuando se excluyeron los datos del año más reciente (2009), o de los dos años (2009 y 2008), tres años (2009, 2008, y 2007), o cuatro años (2009, 2008, 2007, y 2006) más recientes. t = toneladas métricas.

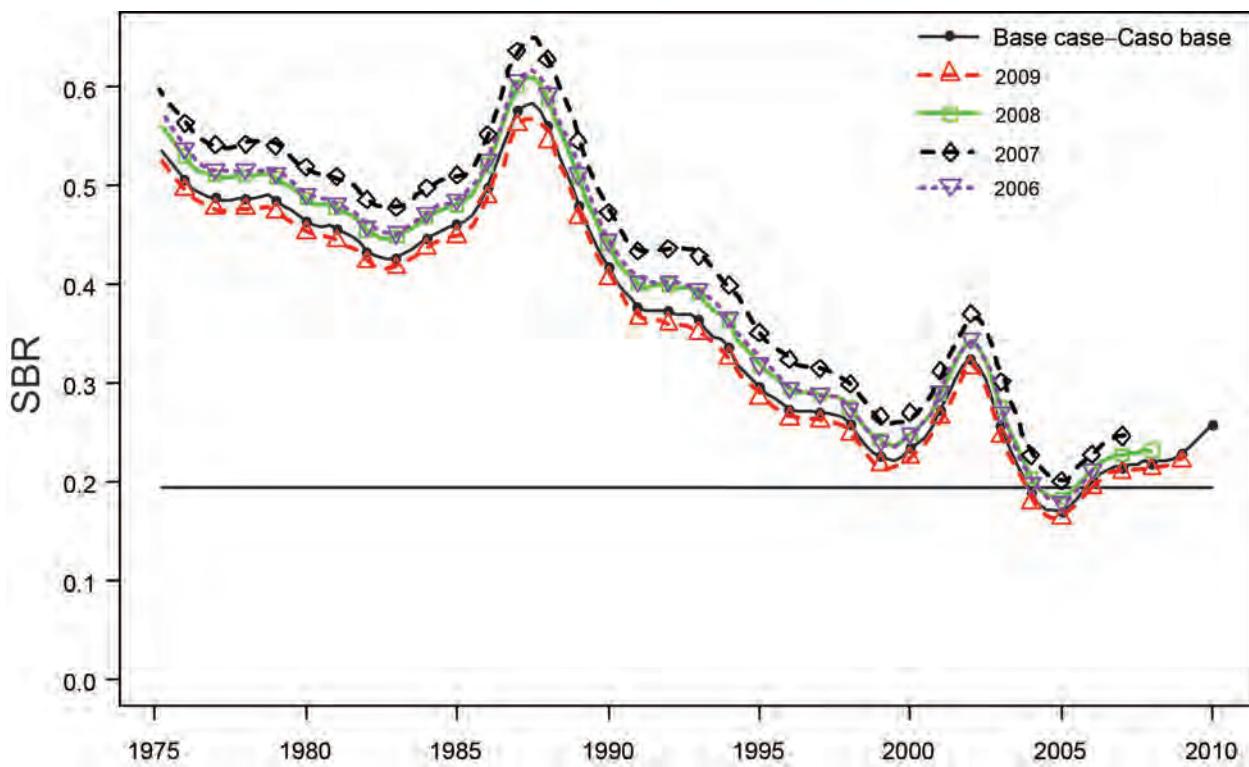


FIGURE 4.13. Retrospective comparisons of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna in the EPO. The estimates from the base case model are compared with the estimates obtained when the most recent year (2009), two years (2009 and 2008), three years (2009, 2008, and 2007) or four years (2009, 2008, 2007, and 2006) of data were excluded. The horizontal line indicates the SBR at MSY.

FIGURA 4.13. Comparaciones retrospectivas de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo en el OPO. Se comparan las estimaciones del modelo del caso base con aquéllas obtenidas cuando se excluyeron los datos del año más reciente (2009), o de los dos años (2009 y 2008), tres años (2009, 2008, y 2007), o cuatro años (2009, 2008, 2007, y 2006) más recientes. La línea horizontal indica el SBR en RMS.

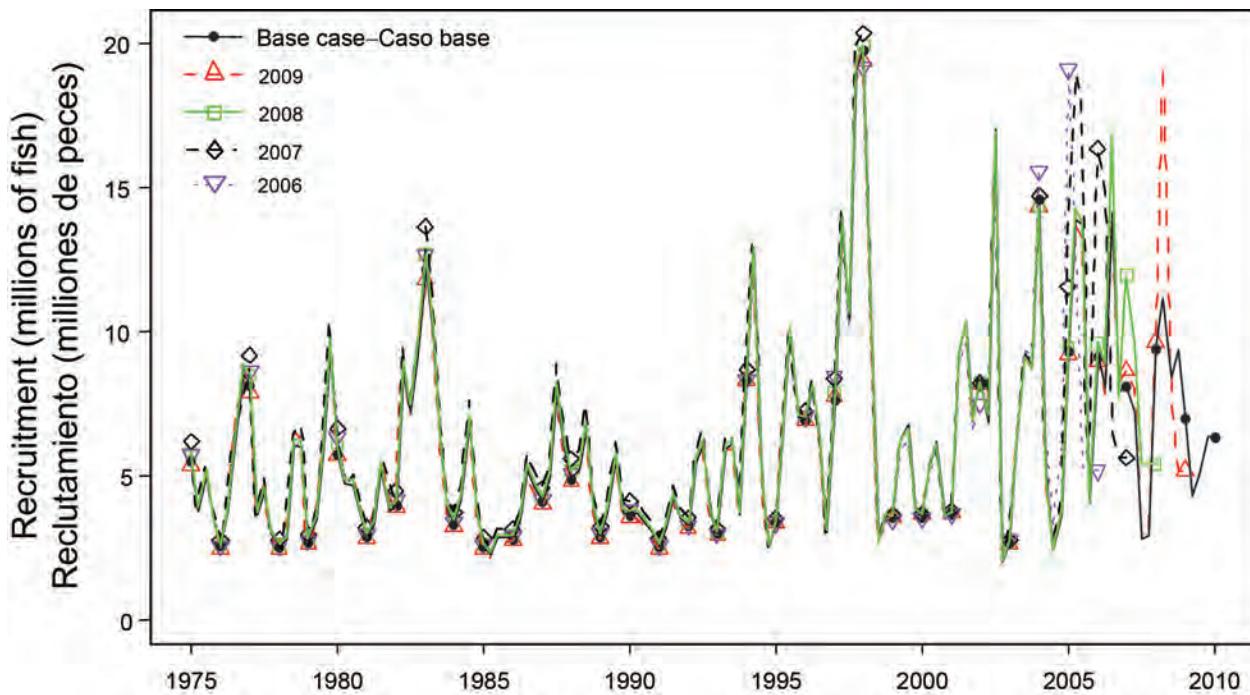


FIGURE 4.14. Retrospective comparisons of estimates of the recruitment of bigeye tuna in the EPO. The estimates from the base case model are compared with the estimates obtained when the most recent year (2009), two years (2009 and 2008), three years (2009, 2008, and 2007) or four years (2009, 2008, 2007, and 2006) of data were excluded.

FIGURA 4.14. Comparaciones retrospectivas de las estimaciones de reclutamiento de atún patudo en el OPO. Se comparan las estimaciones del modelo del caso base con aquéllas obtenidas cuando se excluyeron los datos del año más reciente (2009), o de los dos años (2009 y 2008), tres años (2009, 2008, y 2007), o cuatro años (2009, 2008, 2007, y 2006) más recientes.

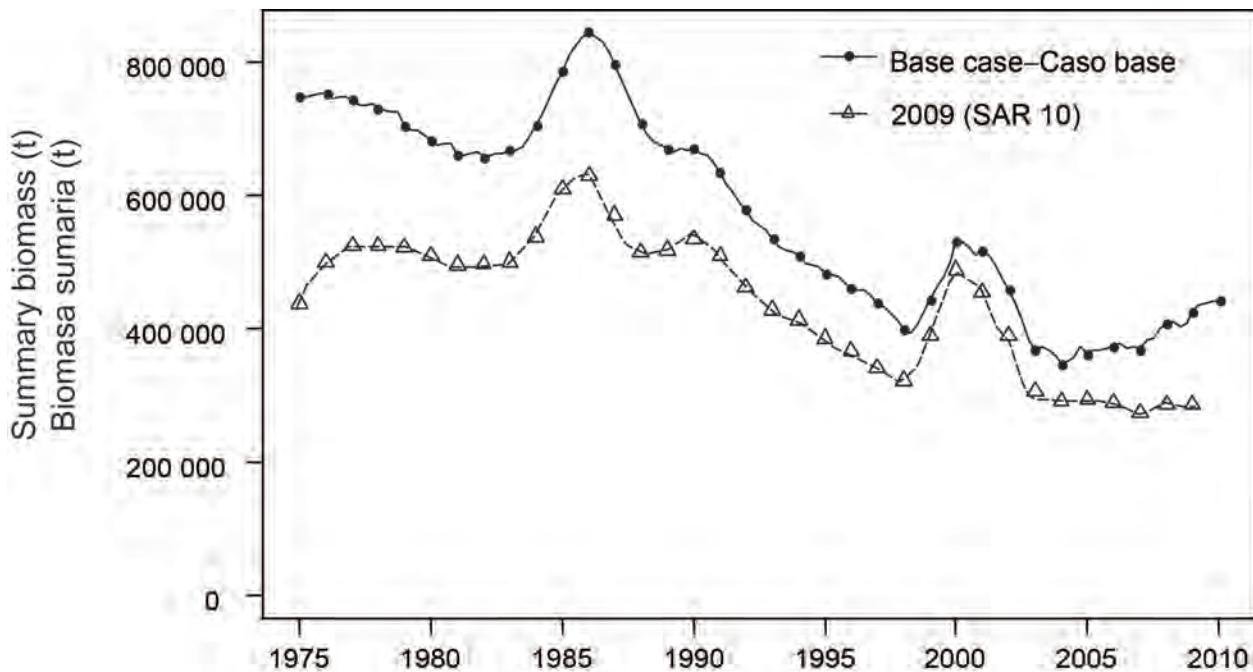


FIGURE 4.15. Comparison of estimates of the biomass of bigeye tuna 3+ quarters old (summary biomass) from the most recent assessment (2009) and the base case model of the current assessment. t = metric tons.

FIGURA 4.15. Comparación de las estimaciones de la biomasa de atún patudo de 3+ trimestres de edad (biomasa sumaria) de la evaluación más reciente (2009) y el modelo de caso base de la evaluación actual. t = toneladas métricas.

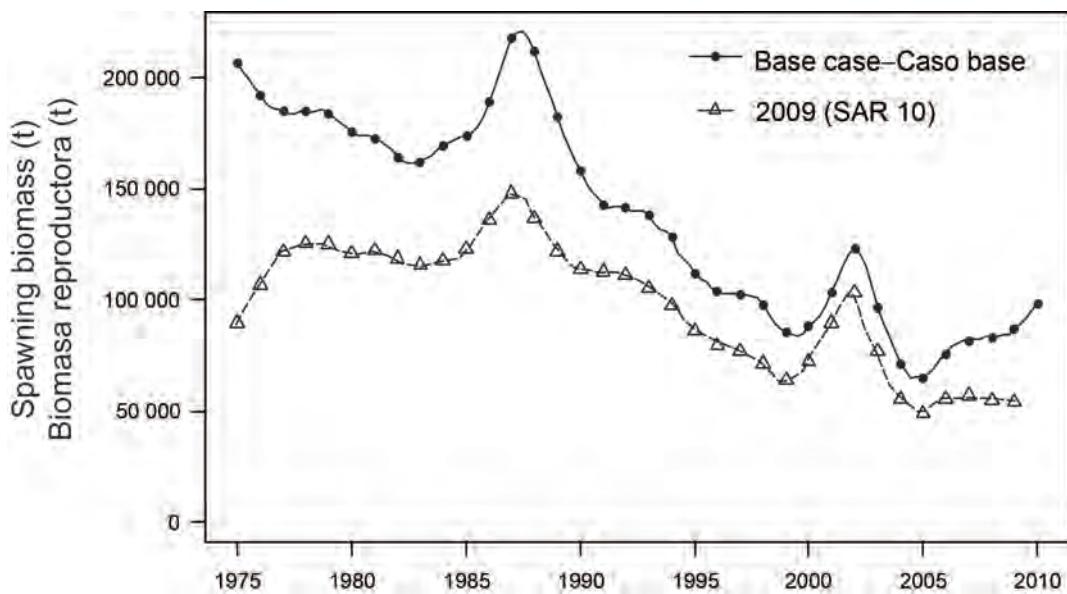


FIGURE 4.16. Comparison of estimates of the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO from the most recent assessment (2009) and the base case model of the current assessment. t = metric tons.

FIGURA 4.16. Comparación de la biomasa reproductora estimada de atún patudo en el OPO de la evaluación más reciente (2008) y el modelo de caso base de la evaluación actual. t = toneladas métricas.

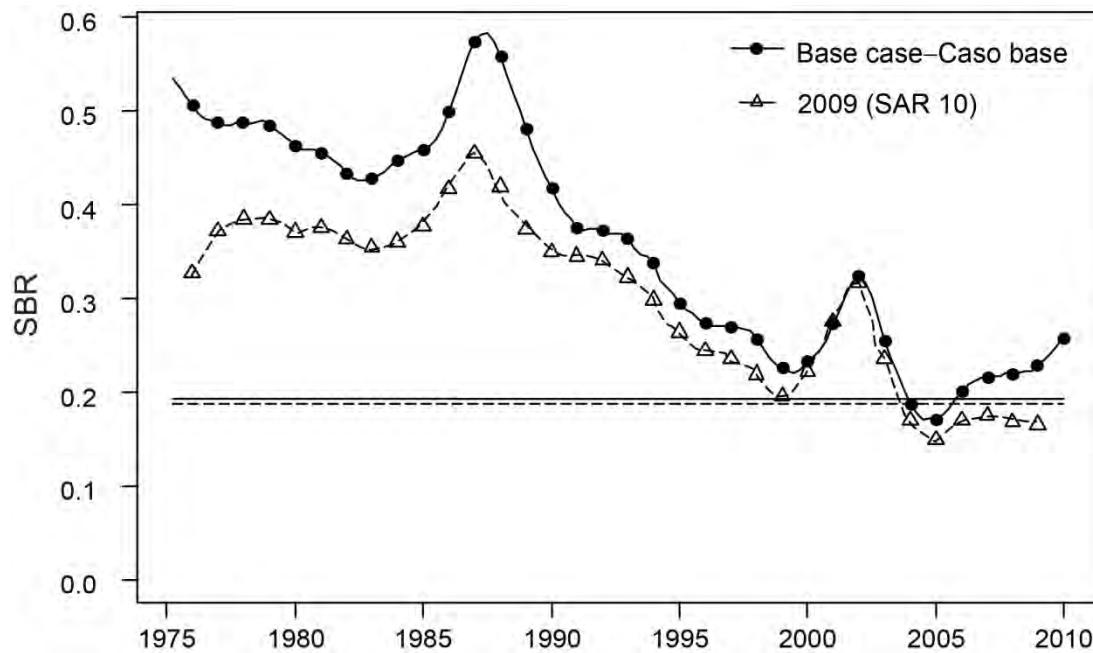


FIGURE 4.17. Comparison of estimated spawning biomass ratios (SBRs) for bigeye tuna in the EPO from the most recent assessment (2008) and the base case model of the current assessment, both using Stock Synthesis. The horizontal lines indicate the SBR at MSY.

FIGURA 4.17. Comparación del cociente de biomasa reproductora (SBR) estimado de atún patudo en el OPO de la evaluación más reciente (2008) y el modelo de caso base de la evaluación actual, ambos con Stock Synthesis. Las líneas horizontales indican el SBR en RMS.

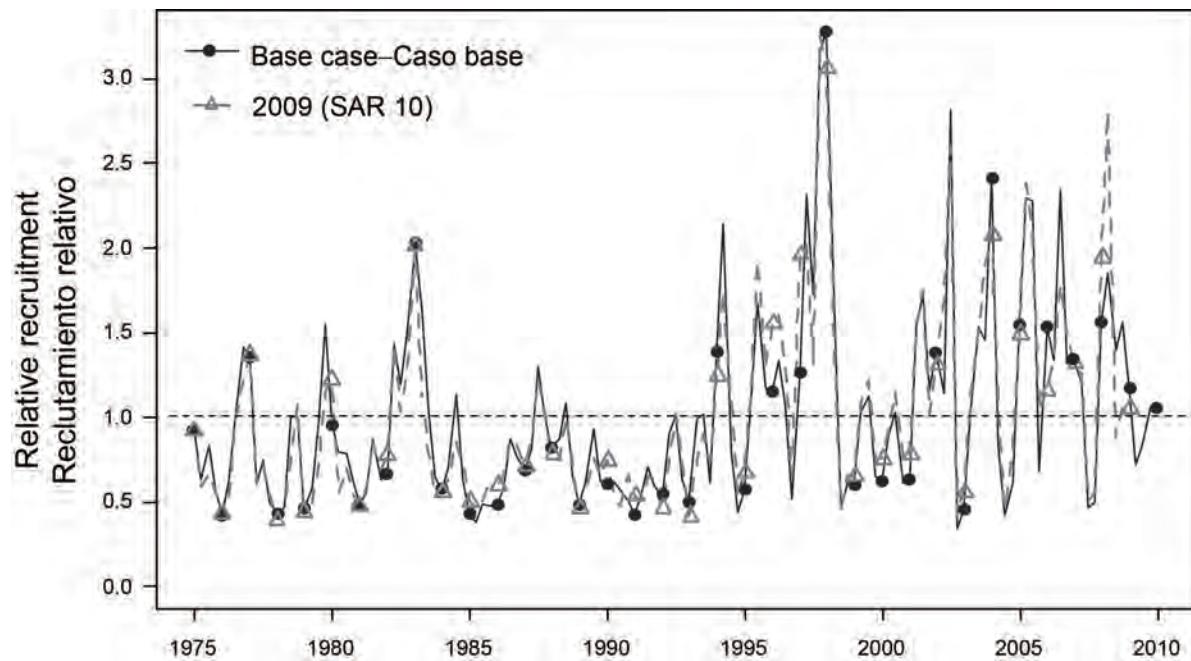


FIGURE 4.18a. Comparison of estimated recruitment of bigeye tuna in the EPO from the most recent assessment (2009) and the base case model of the current assessment, both using Stock Synthesis.

FIGURA 4.18. Comparación del reclutamiento estimado de atún patudo en el OPO de la evaluación más reciente (2009) y del modelo de caso base de la evaluación actual, ambos con *Stock Synthesis*.

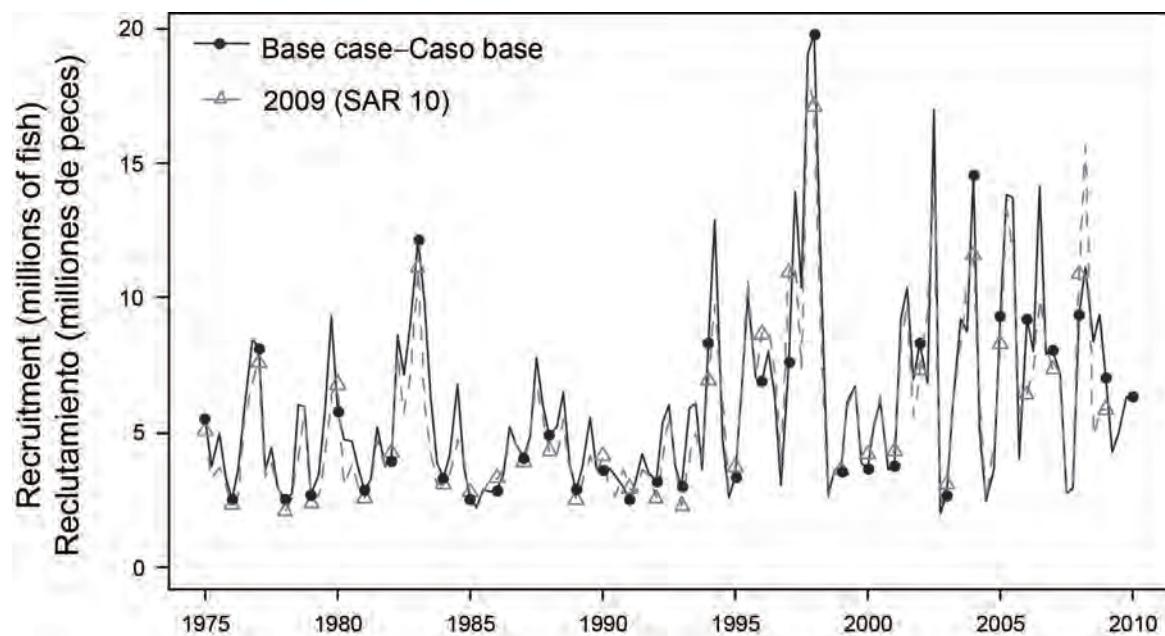


FIGURE 4.18b. Comparison of estimated relative recruitment of bigeye tuna in the EPO from the most recent assessment (2009) and the base case model of the current assessment, both using Stock Synthesis.

FIGURA 4.18b. Comparación del reclutamiento relativo estimado de atún patudo en el OPO de la evaluación más reciente (2008) y del modelo de caso base de la evaluación actual, ambos con *Stock Synthesis*.

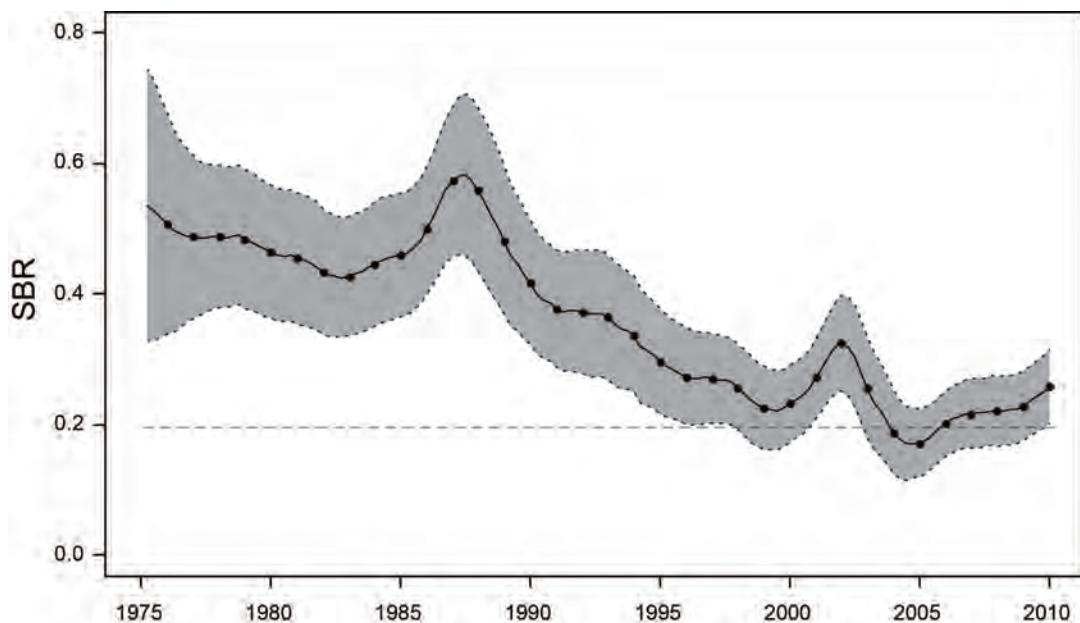


FIGURE 5.1. Estimated spawning biomass ratios (SBRs) for bigeye tuna in the EPO. The dashed horizontal line (at about 0.19) identifies the SBR at MSY. The solid line illustrates the maximum likelihood estimates, and the shaded area represents the confidence intervals (± 2 standard deviations) around those estimates.

FIGURA 5.1. Cocientes de biomasa reproductora (SBR) estimados para el atún patudo en el OPO. La línea de trazos horizontal (en aproximadamente 0,19) identifica el SBR en RMS. La línea sólida ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima, y el área sombreada representa los intervalos de confianza (± 2 desviaciones estándar) alrededor de esas estimaciones.

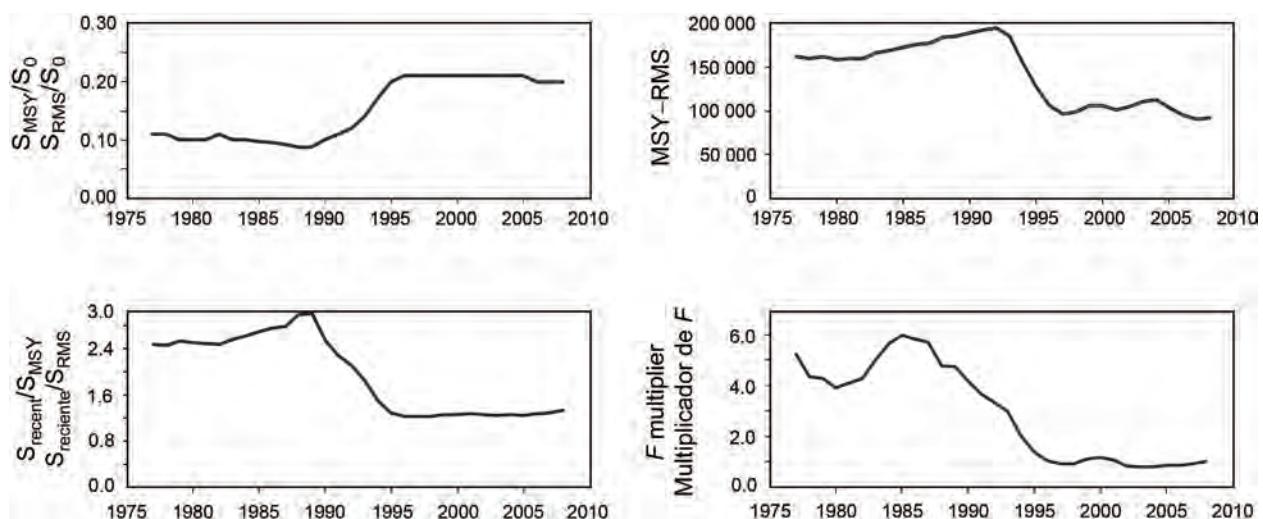


FIGURE 5.2. Estimates of MSY-related quantities calculated using the average age-specific fishing mortality for each year. (S_{recent} is the spawning biomass at the beginning of 2009.)

FIGURA 5.2. Estimaciones de cantidades relacionadas con el RMS calculadas usando la mortalidad por pesca por edad para cada año. (S_{reciente} es la biomasa reproductora al principio de 2009.)

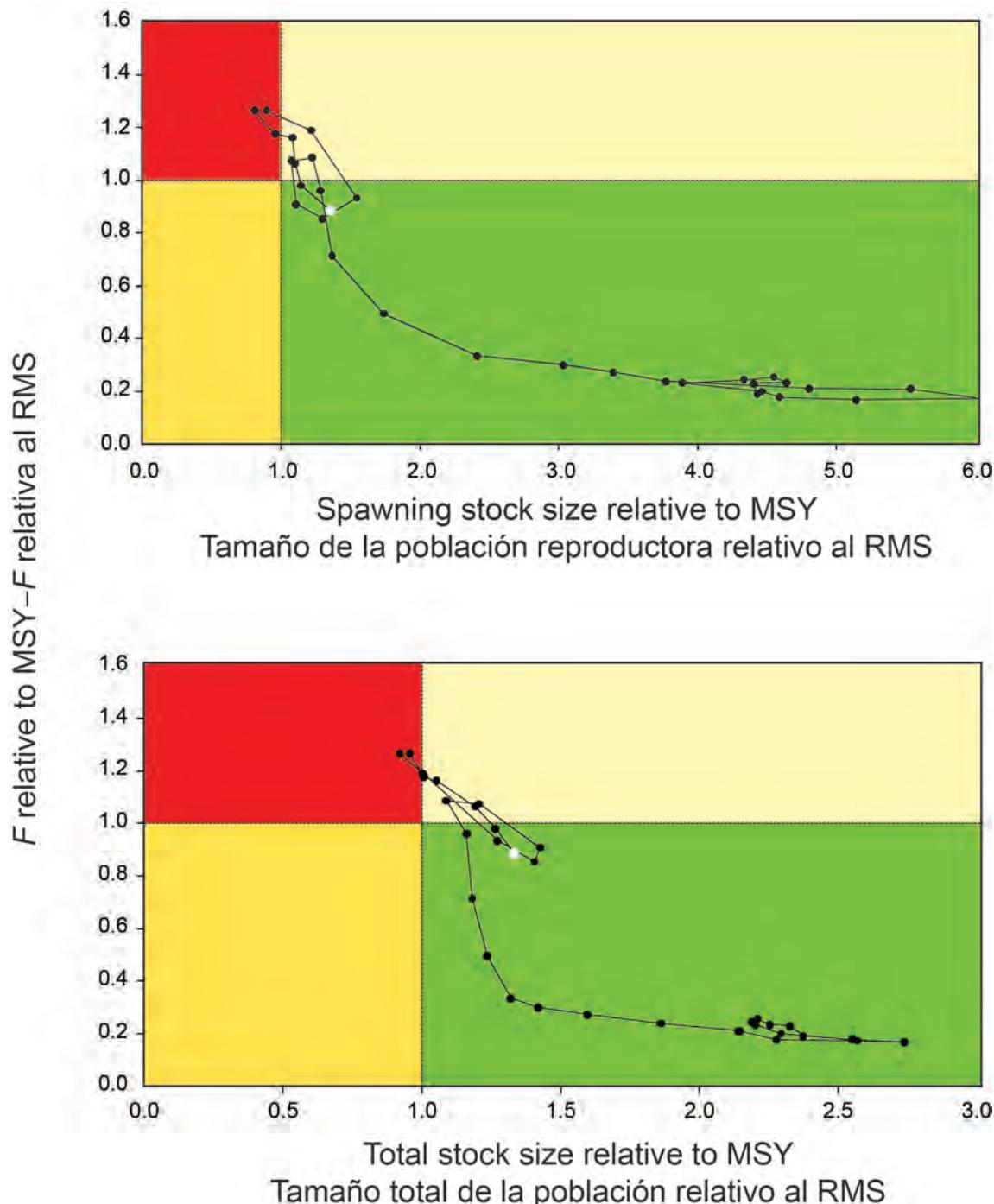


FIGURE 5.3a. Phase plot of the time series of estimates of stock size (top: spawning biomass; bottom: total biomass) and fishing mortality relative to their MSY reference points. Each dot is based on the average fishing mortality rate over three years; the large dot indicates the most recent estimate.

FIGURA 5.3a. Gráfica de fase de la serie de tiempo de las estimaciones del tamaño de la población (arriba: biomasa reproductora; abajo: biomasa total) y la mortalidad por pesca en relación con sus puntos de referencia de RMS. Cada punto se basa en la tasa de explotación media de un trienio; el punto grande indica la estimación más reciente.

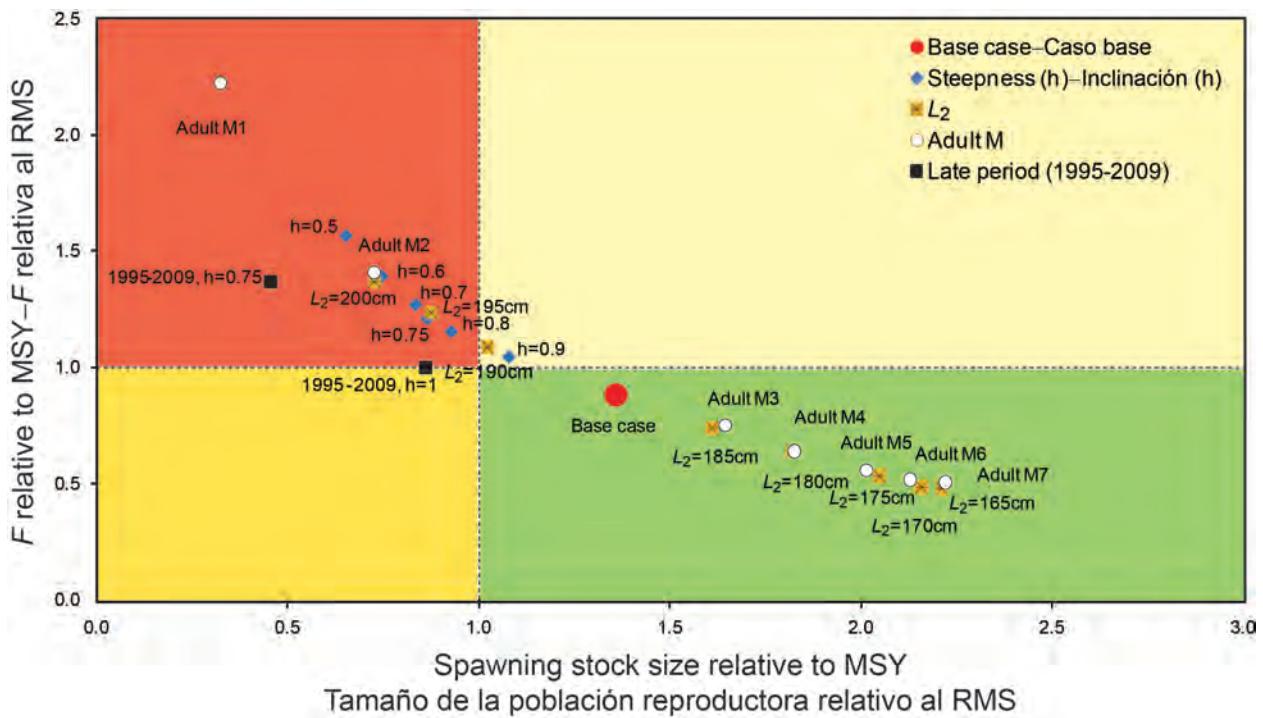


FIGURE 5.3b. Phase plot of the most recent estimate of spawning biomass stock size and fishing mortality relative to their MSY reference points. Each point is based on the average fishing mortality rate over the most recent three years.

FIGURA 5.3b. Gráfica de fase de la estimación más reciente del tamaño de la biomasa reproductora y la mortalidad por pesca en relación con sus puntos de referencia de RMS. Cada punto se basa en la tasa de explotación media de los tres años más recientes.

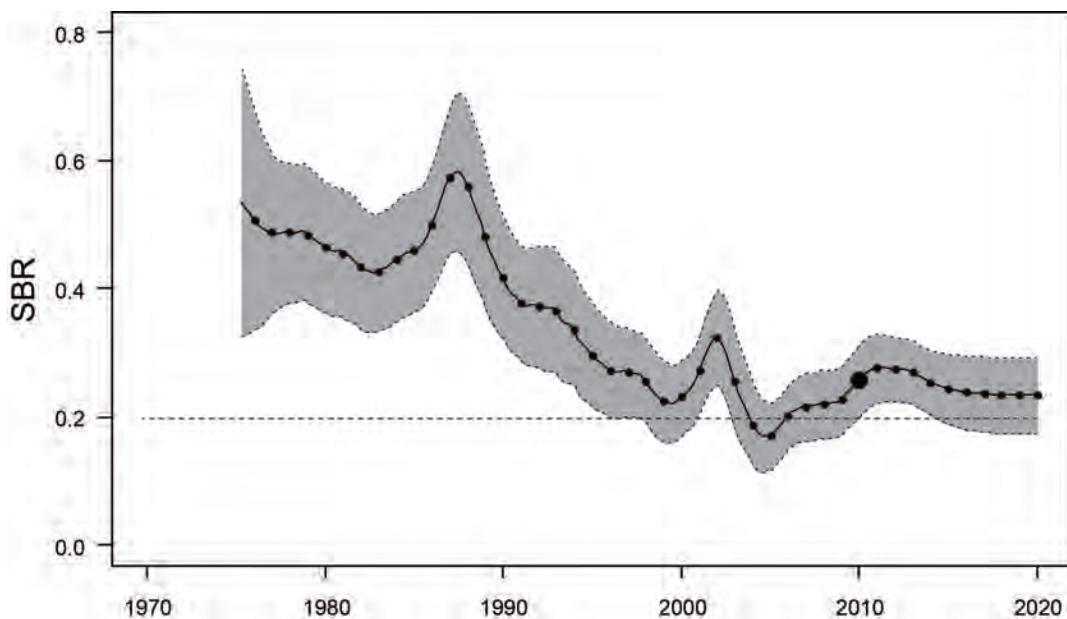


FIGURE 6.1a. Spawning biomass ratios (SBRs) of bigeye tuna in the EPO, including projections for 2011-2020 based on average fishing mortality rates during 2007-2009. The dashed horizontal line (at about 0.19) identifies the SBR at MSY. The solid line illustrates the maximum likelihood estimates, and the estimates after 2010 (the large dot) indicate the SBR predicted to occur if fishing mortality rates continue at the average of that observed during 2007-2009. The dashed lines are the 95-percent confidence intervals around these estimates.

FIGURA 6.1a. Cocientes de biomasa reproductora (SBR) del atún patudo en el OPO, incluyendo proyecciones para 2011-2020 basadas en las tasas medias de mortalidad por pesca durante 2007-2009. La línea sólida ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima, y las estimaciones a partir de 2010 (el punto grande) señalan el SBR predicho si las tasas de mortalidad por pesca continúan en el promedio observado durante 2007-2007. Las líneas de trazos representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de esas estimaciones.

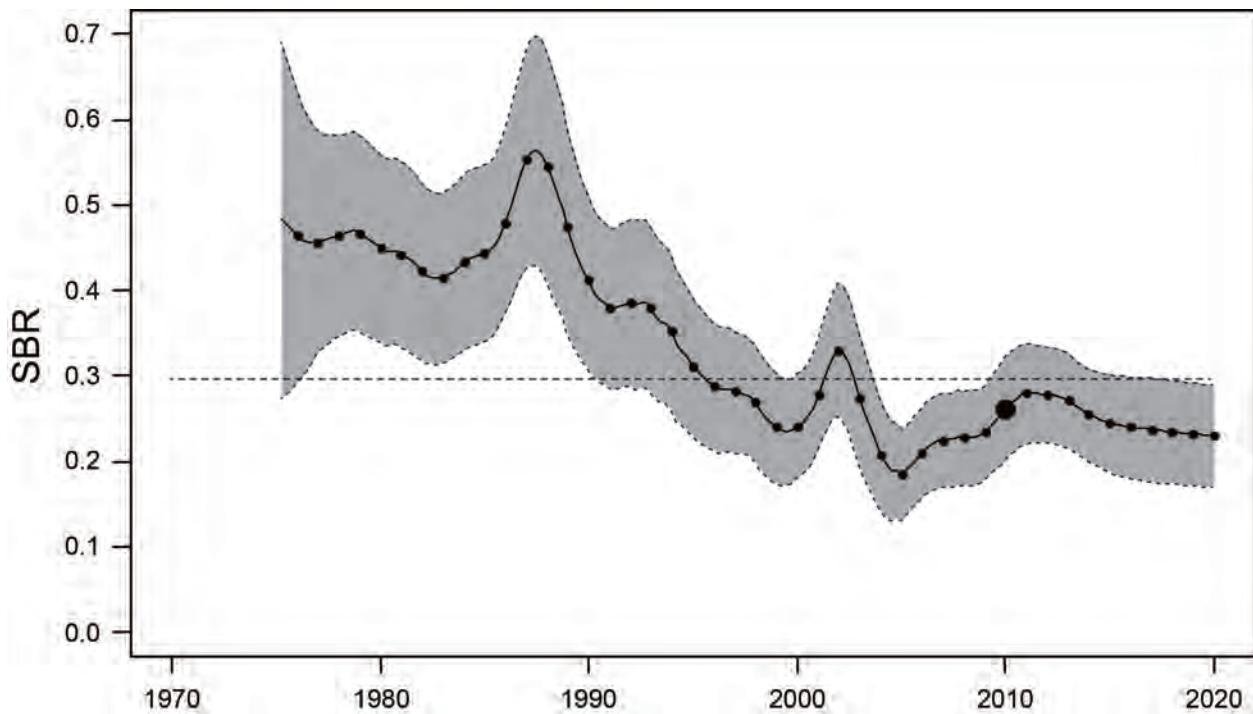


FIGURE 6.1b. Projected spawning biomass ratios (SBRs) of bigeye tuna in the EPO from the stock-recruitment sensitivity analysis. The dashed horizontal line (at about 0.30) identifies the SBR at MSY. The solid line illustrates the maximum likelihood estimates, and the estimates after 2010 (the large dot) indicate the SBR predicted to occur if fishing mortality rates continue at the average of that observed during 2007-2009. The dashed lines are the 95-percent confidence intervals around these estimates.

FIGURA 6.1b. Cocientes de biomasa reproductora (SBR) para el atún patudo en el OPO del análisis de sensibilidad de población-reclutamiento. La línea de trazos horizontal (en aproximadamente 0,30) identifica el SBR en RMS. La línea sólida ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima, y las estimaciones a partir de 2010 (el punto grande) señalan el SBR predicho si las tasas de mortalidad por pesca continúa en el promedio observado durante 2007-2009. Las líneas de trazos representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de esas estimaciones.

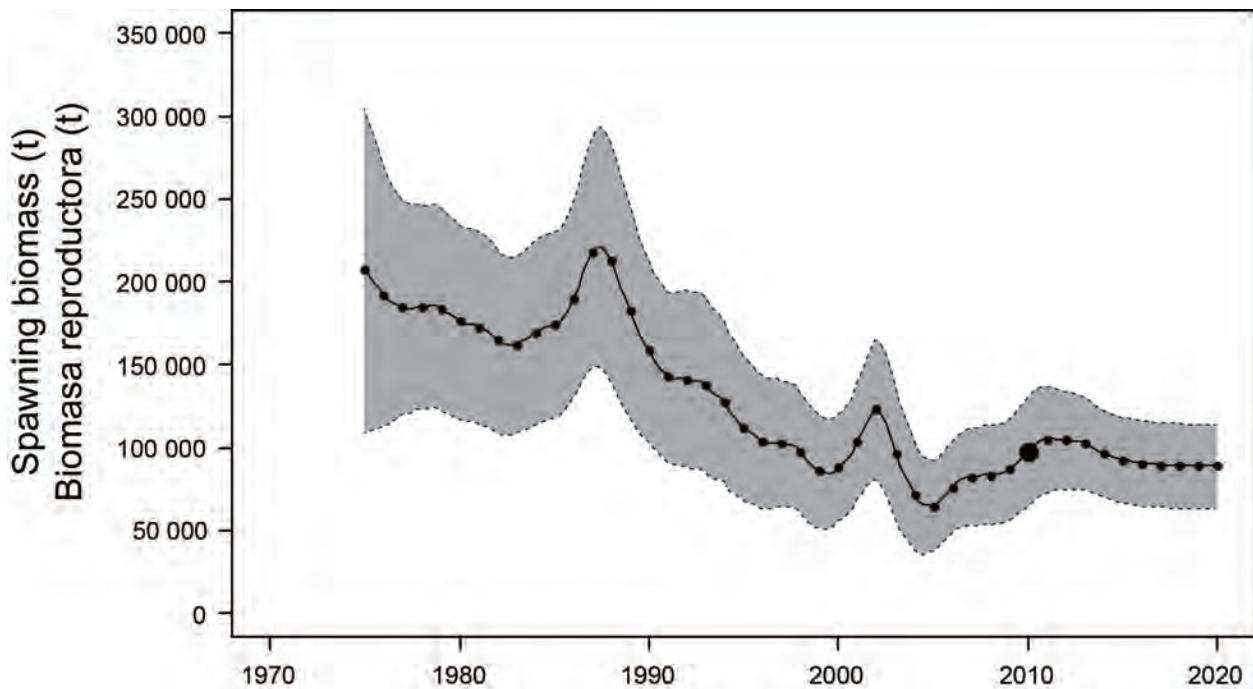


FIGURE 6.2. Spawning biomass of bigeye tuna, including projections for 2011-2020 based on average fishing mortality rates during 2007-2009. The solid line illustrates the maximum likelihood estimates, and the estimates after 2010 (the large dot) indicate the spawning biomass predicted to occur if fishing mortality rates continue at the average of that observed during 2007-2008. The areas between the dashed lines indicate the 95-percent confidence intervals. t = metric tons.

FIGURE 6.2. Biomasa reproductora de atún patudo, incluyendo proyecciones para 2011-2020 basadas en las tasas de mortalidad por pesca media durante 2007-2009. La línea sólida ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima, y las estimaciones a partir de 2010 (el punto grande) señalan la biomasa reproductora predicha si las tasas de mortalidad por pesca continúan en el promedio observado durante 2007-2009. La zona sombreada entre las líneas de trazos representa los intervalos de confianza de 95%. t = toneladas métricas.

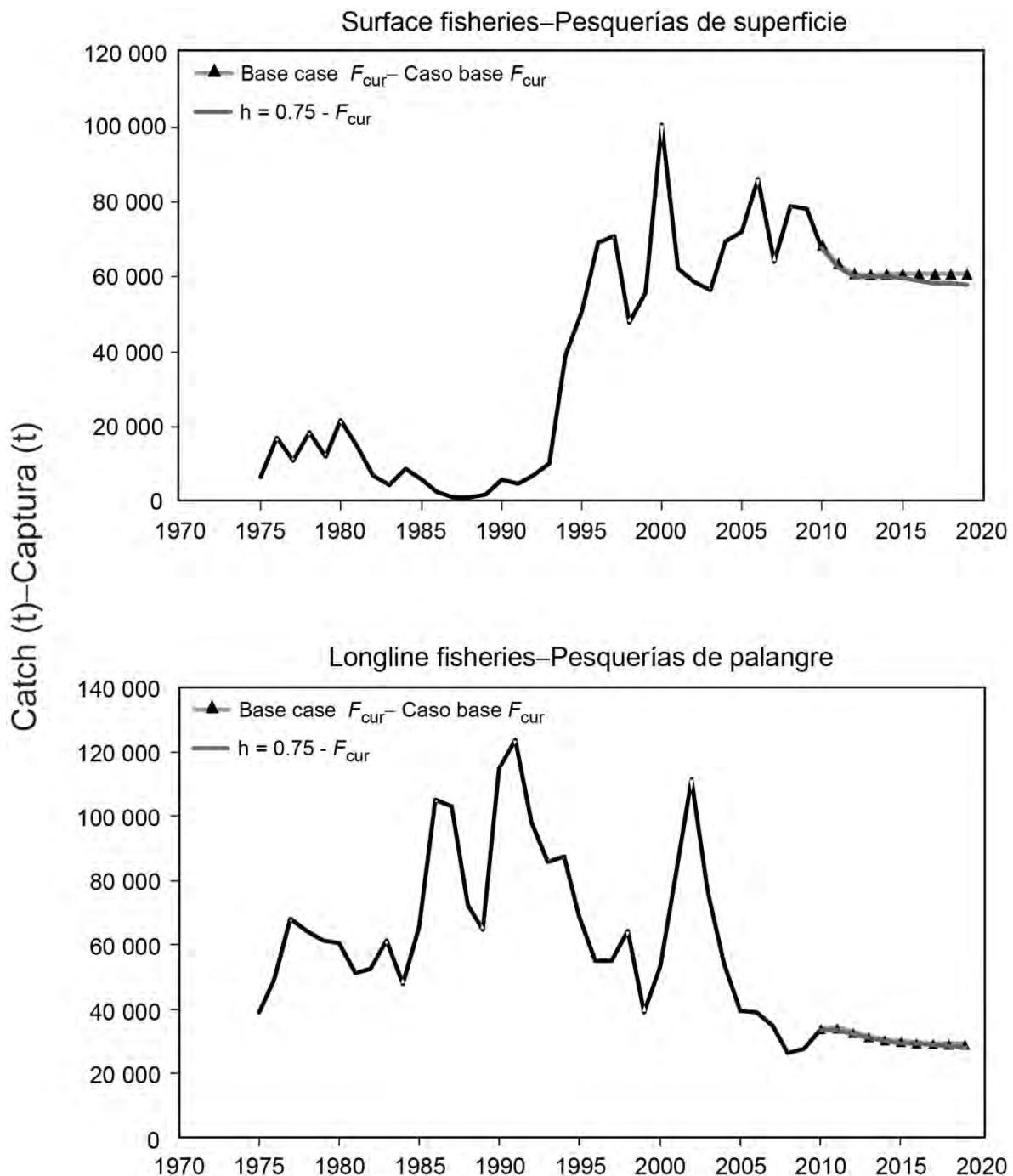


FIGURE 6.3a. Predicted annual catches of bigeye tuna during 2010-2020 for the surface (top panel) and longline (bottom panel) fisheries, based on fishing mortality rates during 2007-2009. Predicted catches are compared between the base case and the analysis in which a stock-recruitment relationship ($h = 0.75$) was used. t = metric tons.

FIGURA 6.3a. Capturas anuales predichas de atún patudo durante 2010-2020 en las pesquerías de superficie (recuadro superior) y de palangre (recuadro inferior), basadas en las tasas de mortalidad por pesca durante 2007-2009. Se comparan las capturas predichas entre el caso base y el análisis en el que se usa una relación población-reclutamiento ($h = 0.75$). t = toneladas métricas.

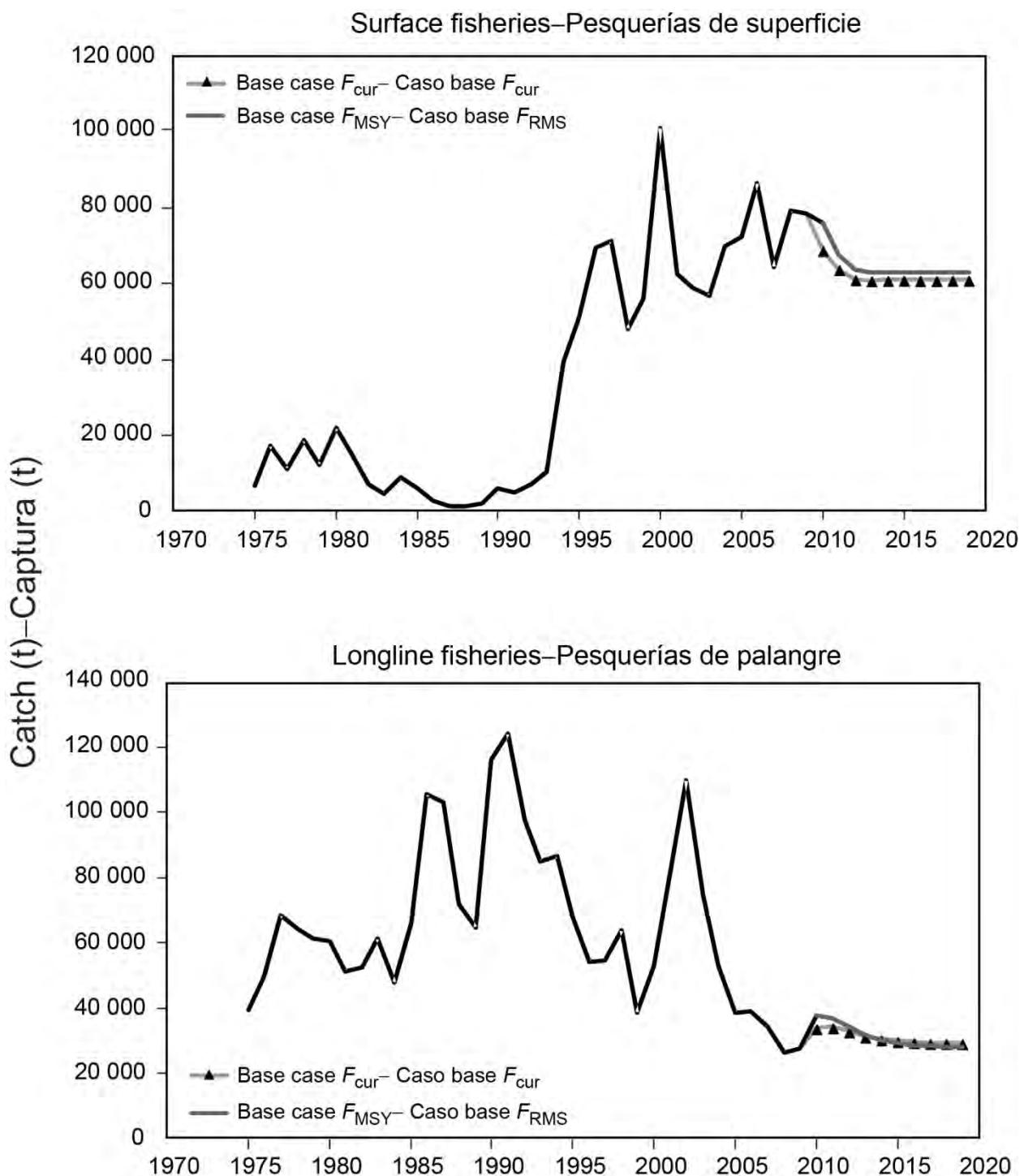


FIGURE 6.3b. Predicted annual catches of bigeye tuna during 2010–2020 for the surface (top panel) and longline (bottom panel) fisheries, based on fishing mortality rates during 2007–2009. Predicted catches are compared between the base case (F_{cur}) and the analysis assuming F_{MSY} (upper panels. t = metric tons).
FIGURA 6.3b. Capturas anuales predichas de atún patudo durante 2010–2020 en las pesquerías de superficie (recuadro superior) y de palangre (recuadro inferior), basadas en las tasas de mortalidad por pesca durante 2007–2009. Se comparan las capturas predichas entre el caso base (F_{cur}) y el análisis que supone F_{MSY} . t = toneladas métricas.

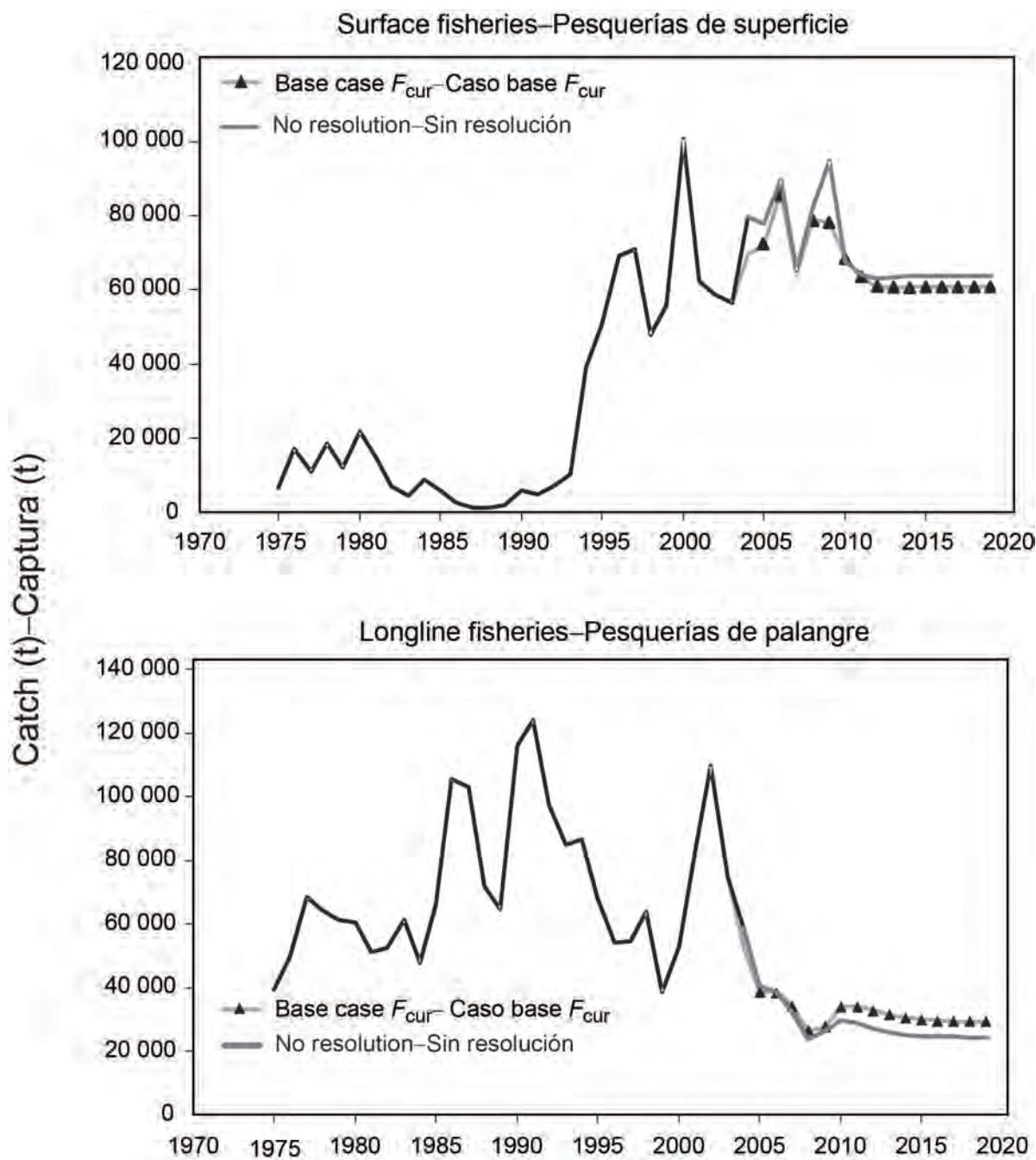


FIGURE 6.3c. Predicted quarterly catches of bigeye tuna during 2004-2020 for the surface (top panel) and longline (bottom panel) fisheries, based on fishing mortality rates that assume that no conservation resolution is in force during that period. Predicted catches are compared between the base case (F_{cur}) and the analysis assuming fishing with no conservation resolution in force (upper panels. t = metric tons).

FIGURA 6.3c. Capturas trimestrales predichas de atún patudo durante 2004-2020 en las pesquerías de superficie (recuadro superior) y de palangre (recuadro inferior), basadas en tasas de mortalidad que suponen que no hay una resolución de conservación en vigor durante ese período. Se comparan las capturas predichas entre el caso base (F_{cur}) y el análisis que supone pesca sin resolución de conservación en vigor. t = toneladas métricas.

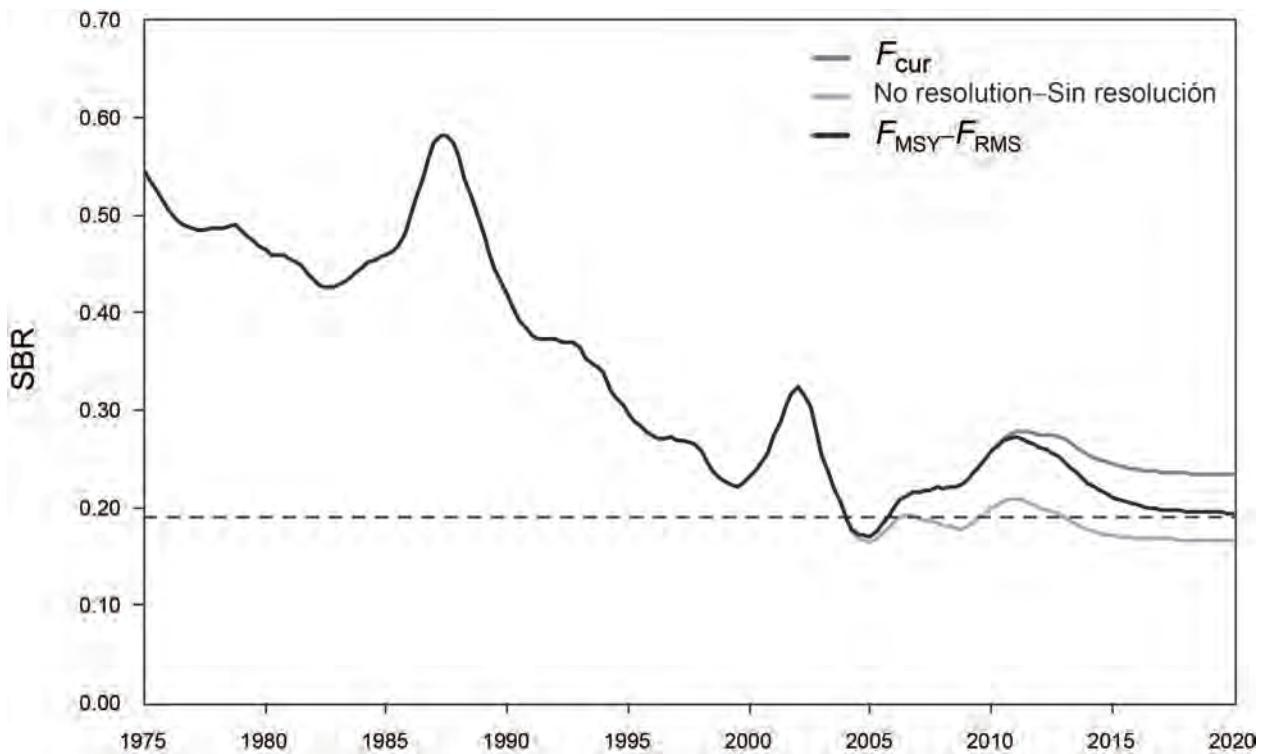


FIGURE 6.4. Projected spawning biomass ratio (SBR) from the base case model assuming a harvesting strategy targeting current fishing mortality rates (status quo), the fishing mortality rate corresponding to MSY (F_{MSY}), and the fishing mortality corresponding to a no conservation resolution scenario.

FIGURA 6.4. Cociente de biomasa reproductora (SBR) proyectado por el modelo de caso base, suponiendo una estrategia de captura que apunta a las tasas actuales de mortalidad por pesca (estatu quo) la mortalidad por pesca correspondiente al RMS (F_{RMS}), y la mortalidad por pesca correspondiente a una situación sin resolución de conservación.

TABLE 2.1. Fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO. PS = purse-seine; LP = pole and line; LL = longline; OBJ = sets on floating objects; NOA = sets on unassociated fish; DEL = sets on dolphins. The sampling areas are shown in Figure 2.1, and the discards are described in Section 2.2.1.

TABLA 2.1. Pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún patudo en el OPO. PS = red de cerco; LP = caña; LL = palangre; OBJ = lances sobre objetos flotantes; NOA = lances sobre atunes no asociados; DEL = lances sobre delfines. En la Figura 2.1 se ilustran las zonas de muestreo, y en la Sección 2.2.1 se describen los descartes.

| Fishery | Gear | Set type | Years | Sampling areas | Catch data |
|-----------|----------|---------------|-----------|---------------------------------|--|
| Pesquería | Arte | Tipo de lance | Años | Zonas de muestreo | Datos de captura |
| 1 | PS | OBJ | 1975-1992 | 1-13 | retained catch only—captura retenida solamente |
| 2 | PS | OBJ | 1993-2008 | 11-12 | |
| 3 | PS | OBJ | 1993-2008 | 7, 9 | retained catch + discards from inefficiencies in fishing process captura retenida + descartes de ineficacias en el proceso de pesca |
| 4 | PS | OBJ | 1993-2008 | 5-6, 13 | |
| 5 | PS | OBJ | 1993-2008 | 1-4, 8, 10 | |
| 6 | PS LP | NOA DEL | 1975-1989 | 1-13 | retained catch only—captura retenida solamente |
| 7 | PS LP | NOA DEL | 1990-2008 | 1-13 | retained catch + discards from inefficiencies in fishing process captura retenida + descartes de ineficacias en el proceso de pesca |
| 8 | PS | OBJ | 1993-2008 | 11-12 | discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 2 descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 2 |
| 9 | PS | OBJ | 1993-2008 | 7, 9 | discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 3 descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 3 |
| 10 | PS | OBJ | 1993-2008 | 5-6, 13 | discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 4 descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 4 |
| 11 | PS | OBJ | 1993-2008 | 1-4, 8, 10 | discards of small fish from size-sorting the catch by Fishery 5 descartes de peces pequeños de clasificación por tamaño en la Pesquería 5 |
| 12 | LL | - | 1975-1989 | N of—de 10°N | retained catch only (in numbers)— captura retenida solamente (en número) |
| 13 | LL | - | 1990-2009 | N of—de 10°N | |
| 14 | LL | - | 1975-1989 | N of—de 0° and S of—de 10°N | retained catch only (in numbers)— captura retenida solamente (en número) |
| 15 | LL | - | 1990-2009 | N of—de 0° and S of—de 10°N | |
| 16 | LL | - | 1975-1989 | S of—de 0° and W of—de 100°W | retained catch only (in numbers)— captura retenida solamente (en número) |
| 17 | LL | - | 1990-2009 | S of—de 0° and W of—de 100°W | |
| 18 | LL | - | 1975-1989 | S of—de 0° and E of—de 100°W | retained catch only (in numbers)— captura retenida solamente (en número) |
| 19 | LL | - | 1990-2009 | S of—de 0° and E of—de 100°W | |
| 20 | LL | - | 1990-2009 | N of—de 10°N | retained catch only (in weight) – captura retenida solamente (en peso) |
| 21 | LL | - | 1990-2009 | N of—de 0° and S of—de 10°N | retained catch only (in weight) – captura retenida solamente (en peso) |
| 22 | LL | - | 1990-2009 | S of—de 0° and W of—de 100°W | retained catch only (in weight) – captura retenida solamente (en peso) |
| 23 | LL | - | 1990-2009 | S of—de 0° and E of—de 100°W | retained catch only (in weight) – captura retenida solamente (en peso) |

TABLE 3.1. Age-specific maturity schedule (proportion of mature female fish) used to define the spawning biomass.

TABLA 3.1. Relación de madurez por edad (proporción de peces hembra maduros) usada para definir la biomasa reproductora.

| Age (quarters) | Proportion mature | Age (quarters) | Proportion mature |
|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| Edad (trimestres) | Proporción madura | Edad (trimestres) | Proporción madura |
| 1 | 0.00 | 21 | 0.96 |
| 2 | 0.00 | 22 | 0.98 |
| 3 | 0.00 | 23 | 0.98 |
| 4 | 0.00 | 24 | 0.99 |
| 5 | 0.00 | 25 | 0.99 |
| 6 | 0.01 | 26 | 1.00 |
| 7 | 0.01 | 27 | 1.00 |
| 8 | 0.02 | 28 | 1.00 |
| 9 | 0.04 | 29 | 1.00 |
| 10 | 0.06 | 30 | 1.00 |
| 11 | 0.10 | 31 | 1.00 |
| 12 | 0.16 | 32 | 1.00 |
| 13 | 0.23 | 33 | 1.00 |
| 14 | 0.33 | 34 | 1.00 |
| 15 | 0.45 | 35 | 1.00 |
| 16 | 0.59 | 36 | 1.00 |
| 17 | 0.71 | 37 | 1.00 |
| 18 | 0.82 | 38 | 1.00 |
| 19 | 0.89 | 39 | 1.00 |
| 20 | 0.93 | 40 | 1.00 |

TABLE 4.1. Estimated total annual recruitment (thousands of age-0 quarters fish), summary biomass (fish of age 3+ quarters), spawning biomass (metric tons), and spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna in the EPO.

TABLA 4.1. Reclutamiento anual total estimado (miles de peces de edad 0), biomasa sumaria (peces de edad 3+ trimestres), biomasa reproductora (toneladas métricas), y cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo en el OPO.

| Year Reclutamiento total | Total recruitment Reclutamiento total | Summary biomass Biomasa sumaria | Spawning biomass Biomasa reproductora | SBR SBR |
|-----------------------------|--|------------------------------------|--|------------|
| 1975 | 17,661 | 748,366 | 206,952 | 0.55 |
| 1976 | 20,753 | 753,950 | 192,262 | 0.51 |
| 1977 | 19,135 | 743,472 | 184,917 | 0.49 |
| 1978 | 17,332 | 730,237 | 184,931 | 0.49 |
| 1979 | 21,388 | 706,298 | 183,757 | 0.48 |
| 1980 | 18,938 | 682,809 | 176,075 | 0.46 |
| 1981 | 15,149 | 659,718 | 172,592 | 0.46 |
| 1982 | 28,807 | 657,584 | 164,442 | 0.43 |
| 1983 | 32,152 | 666,978 | 162,279 | 0.43 |
| 1984 | 18,112 | 704,652 | 169,450 | 0.45 |
| 1985 | 10,486 | 786,252 | 174,177 | 0.46 |
| 1986 | 16,116 | 844,767 | 189,316 | 0.50 |
| 1987 | 22,882 | 797,413 | 217,823 | 0.57 |
| 1988 | 20,524 | 708,965 | 212,174 | 0.56 |
| 1989 | 15,864 | 669,483 | 182,733 | 0.48 |
| 1990 | 13,745 | 669,529 | 158,621 | 0.42 |
| 1991 | 13,485 | 632,389 | 142,975 | 0.38 |
| 1992 | 18,446 | 577,253 | 141,514 | 0.37 |
| 1993 | 18,669 | 535,622 | 138,071 | 0.36 |
| 1994 | 28,587 | 510,423 | 128,099 | 0.34 |
| 1995 | 27,119 | 483,170 | 112,175 | 0.30 |
| 1996 | 24,464 | 461,337 | 103,897 | 0.27 |
| 1997 | 51,006 | 439,044 | 102,307 | 0.27 |
| 1998 | 35,920 | 400,426 | 97,597 | 0.26 |
| 1999 | 20,386 | 446,005 | 85,766 | 0.23 |
| 2000 | 18,865 | 529,542 | 88,211 | 0.23 |
| 2001 | 30,320 | 517,867 | 103,549 | 0.27 |
| 2002 | 34,175 | 458,973 | 123,118 | 0.32 |
| 2003 | 26,772 | 367,753 | 96,814 | 0.26 |
| 2004 | 25,700 | 347,245 | 71,372 | 0.19 |
| 2005 | 40,954 | 362,062 | 64,611 | 0.17 |
| 2006 | 39,205 | 372,358 | 76,264 | 0.20 |
| 2007 | 20,972 | 370,403 | 82,165 | 0.22 |
| 2008 | 38,298 | 408,325 | 83,499 | 0.22 |
| 2009 | 22,629 | 424,853 | 86,839 | 0.23 |
| 2010 | - | 442,693 | 98,024 | 0.26 |

TABLE 4.2. Estimates of the average sizes and weights of bigeye tuna derived from the base case model. The ages are quarters after hatching.

TABLA 4.2. Estimaciones del tamaño y peso promedio del atún patudo derivados del modelo de caso base. Se expresa la edad en trimestres desde la cría.

| Age (quarters) | Average length (cm) | Average weight (kg) | Age (quarters) | Average length (cm) | Average weight (kg) |
|----------------------|------------------------|------------------------|----------------------|------------------------|------------------------|
| Edad (trimestres) | Talla media (cm) | Peso medio (kg) | Edad (trimestres) | Talla media (cm) | Peso medio (kg) |
| 1 | 32.1 | 0.3 | 21 | 166.4 | 102.5 |
| 2 | 39.2 | 1.1 | 22 | 169.0 | 107.3 |
| 3 | 46.9 | 2.5 | 23 | 171.4 | 111.6 |
| 4 | 55.1 | 4.5 | 24 | 173.4 | 115.5 |
| 5 | 63.8 | 7.3 | 25 | 175.2 | 118.9 |
| 6 | 72.7 | 10.6 | 26 | 176.7 | 122.0 |
| 7 | 81.6 | 14.5 | 27 | 178.1 | 124.8 |
| 8 | 90.5 | 18.9 | 28 | 179.3 | 127.2 |
| 9 | 99.2 | 23.6 | 29 | 180.3 | 129.3 |
| 10 | 107.5 | 28.8 | 30 | 181.2 | 131.2 |
| 11 | 115.4 | 34.1 | 31 | 182.0 | 132.8 |
| 12 | 122.8 | 39.7 | 32 | 182.6 | 134.2 |
| 13 | 129.8 | 45.4 | 33 | 183.2 | 135.5 |
| 14 | 136.1 | 51.2 | 34 | 183.7 | 136.6 |
| 15 | 141.9 | 57.0 | 35 | 184.2 | 137.5 |
| 16 | 147.2 | 62.8 | 36 | 184.5 | 138.3 |
| 17 | 152.0 | 68.6 | 37 | 184.9 | 139.1 |
| 18 | 156.2 | 74.2 | 38 | 185.1 | 139.7 |
| 19 | 160.0 | 79.7 | 39 | 185.4 | 140.2 |
| 20 | 163.4 | 85.1 | 40 | 185.6 | 140.7 |

TABLE 4.3. Likelihood components obtained for the base case and the sensitivity analyses.**TABLA 4.3.** Componentes de verosimilitud obtenidos para el caso base y los análisis de sensibilidad.

| Data Datos | Base case Caso base | $h = 0.75$ | L_2 | | Adult $M - M$ adultos | |
|--|------------------------|------------------------------|-------------------------|----------------|---|-----------------------------|
| | | | 170 cm | 200 cm | Sens $M1$ | Sens $M5$ |
| CPUE | | | | | | |
| 2 | -31.13 | -30.72 | -29.14 | -32.93 | -33.11 | -29.69 |
| 3 | -7.18 | -7.08 | -6.55 | -7.58 | -7.92 | -7.15 |
| 5 | -3.94 | -3.56 | -3.01 | -4.39 | -5.12 | -2.99 |
| 12 | -30.92 | -30.90 | -30.35 | -31.25 | -30.30 | -31.20 |
| 13 | -24.60 | -24.50 | -24.45 | -26.41 | -24.69 | -27.51 |
| 14 | -66.20 | -66.04 | -66.11 | -65.91 | -66.71 | -66.01 |
| 15 | -79.23 | -80.20 | -81.63 | -74.68 | -74.25 | -79.35 |
| 16 | -95.15 | -94.83 | -93.82 | -95.68 | -94.02 | -96.24 |
| 17 | -113.82 | -113.85 | -113.85 | -112.50 | -110.26 | -116.12 |
| 18 | -41.41 | -41.42 | -41.39 | -41.57 | -43.15 | -40.38 |
| 19 | -28.19 | -28.41 | -29.39 | -26.70 | -26.02 | -29.05 |
| Total | -521.76 | -521.53 | -519.69 | -519.59 | -515.55 | -525.70 |
| Size compositions – Composición por talla | | | | | | |
| 1 | 164.11 | 164.09 | 164.41 | 164.54 | 164.84 | 163.52 |
| 2 | 226.15 | 226.61 | 222.73 | 229.93 | 222.99 | 228.20 |
| 3 | 313.81 | 312.33 | 313.29 | 317.77 | 317.74 | 313.11 |
| 4 | 79.07 | 78.57 | 78.05 | 80.84 | 80.36 | 78.21 |
| 5 | 167.13 | 167.68 | 165.95 | 168.66 | 162.82 | 168.15 |
| 6 | 127.41 | 127.77 | 127.45 | 127.67 | 127.08 | 127.99 |
| 7 | 134.37 | 132.80 | 128.88 | 142.34 | 134.44 | 132.57 |
| 12 | 33.61 | 33.62 | 34.16 | 33.08 | 33.28 | 33.93 |
| 13 | 54.29 | 53.86 | 54.39 | 54.84 | 54.64 | 66.70 |
| 14 | 32.43 | 32.53 | 33.07 | 32.55 | 32.50 | 32.38 |
| 15 | 49.34 | 51.00 | 39.60 | 49.99 | 49.53 | 41.97 |
| 16 | 39.13 | 38.92 | 36.89 | 41.61 | 40.05 | 38.86 |
| 17 | 129.94 | 133.10 | 86.94 | 142.58 | 132.29 | 110.14 |
| 18 | 54.21 | 54.17 | 54.29 | 54.98 | 54.86 | 53.75 |
| 19 | 59.69 | 59.64 | 60.30 | 60.48 | 59.93 | 60.31 |
| Total | 1664.68 | 1666.68 | 1600.38 | 1701.87 | 1667.34 | 1649.78 |
| Age at length | | | | | | |
| Talla por edad | 278.34 | 279.71 | 291.63 | 270.48 | 278.55 | 276.61 |
| Recruitment | | | | | | |
| Reclutamiento | -28.01 | -25.80 | -31.42 | -19.66 | 8.77 | -33.84 |
| Total | 1393.25 | 1399.06 | 1340.90 | 1433.10 | 1439.12 | 1366.85 |

TABLE 5.1. Estimates of the MSY and its associated quantities for bigeye tuna for the base case assessment and the sensitivity analyses. All analyses are based on average fishing mortality during 2007-2009. B_{recent} and B_{MSY} are defined as the biomass of fish 3+ quarters old (in metric tons) at the beginning of 2010 and at MSY, respectively. S_{recent} and S_{MSY} are in metric tons. C_{recent} is the estimated total catch in 2009. 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 2007-2009.

TABLA 5.1. Estimaciones del RMS y sus cantidades asociadas para el atún patudo para la evaluación del caso base y los análisis de sensibilidad. Todos los análisis se basan en la mortalidad por pesca promedio de 2007-2009. Se definen B_{recent} y B_{RMS} como la biomasa de peces de 3+ trimestres de edad (en toneladas métricas) al principio de 2010 y en RMS, respectivamente. Se expresan S_{recent} y S_{MSY} en toneladas métricas. C_{recent} es la captura total estimada en 2009. 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 2007-2009.

| Base case- Caso base | Appendix-Anexo | | | | | | | |
|---|----------------|---------|---------|------------------|---------|----------------------|----------|---------|
| | A | B | | C | | D | | |
| | $h = 0.75$ | L_2 | | Adult M-M adulto | | Data-Datos 1995-2009 | | |
| | | 170 cm | 200 cm | Sens M1 | Sens M5 | $h=1$ | $h=0.75$ | |
| MSY-RMS | 90,538 | 86,321 | 114,492 | 86,001 | 88,294 | 113,917 | 115,781 | 141,283 |
| $B_{\text{MSY}} - B_{\text{RMS}}$ | 332,331 | 582,233 | 428,532 | 306,662 | 516,205 | 375,778 | 418,608 | 928,017 |
| $S_{\text{MSY}} - S_{\text{RMS}}$ | 73,690 | 145,123 | 94,287 | 67,789 | 145,753 | 75,696 | 92,177 | 230,675 |
| $B_{\text{MSY}}/B_0 - B_{\text{RMS}}/B_0$ | 0.25 | 0.34 | 0.24 | 0.27 | 0.27 | 0.25 | 0.25 | 0.34 |
| $S_{\text{MSY}}/S_0 - S_{\text{RMS}}/S_0$ | 0.19 | 0.30 | 0.19 | 0.21 | 0.26 | 0.19 | 0.20 | 0.30 |
| $C_{\text{recent}}/\text{MSY} - C_{\text{recent}}/\text{RMS}$ | 1.17 | 1.23 | 0.91 | 1.24 | 1.21 | 0.92 | 0.92 | 0.75 |
| $B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} - B_{\text{recent}}/B_{\text{RMS}}$ | 1.33 | 0.95 | 1.93 | 0.85 | 0.42 | 1.86 | 0.91 | 0.51 |
| $S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} - S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$ | 1.33 | 0.88 | 2.06 | 0.74 | 0.33 | 2.02 | 0.87 | 0.46 |
| F multiplier- Multiplicador de F | 1.13 | 0.83 | 1.87 | 0.73 | 0.45 | 1.79 | 1.00 | 0.73 |

TABLE 5.2. Estimates of the MSY and its associated quantities for bigeye tuna, obtained by assuming that there is no stock-recruitment relationship (base case), that each fishery maintains its current pattern of age-specific selectivity (Figure 4.5), and that each fishery is the only one operating in the EPO. The estimates of the MSY and B_{MSY} are in metric tons. 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 2007-2009. An analysis of the sensitivity of the management quantities estimates to using the average fishing mortality rates for 2007-2008 is also presented. “only” means that only that gear is used and the fishing mortality for the other gears is set to zero.

TABLA 5.2. Estimaciones del RMS y sus cantidades asociadas para el atún patudo, obtenidas suponiendo que no existe una relación población-reclutamiento (caso base), que cada pesquería mantiene su patrón actual de selectividad por edad (Figura 4.5), y que cada pesquería es la única que opera en el OPO. Se expresan las estimaciones del RMS y B_{RMS} en toneladas métricas. El multiplicador de F indica cuántas veces el esfuerzo necesitaría ser incrementado efectivamente para obtener el RMS en relación con la mortalidad por pesca promedio durante 2007-2009. Se presenta también un análisis de sensibilidad a las estimaciones de las cantidades de ordenación al uso de las tasas medias de mortalidad de pesca durante 2006-2007 “solamente” significa que se usa solamente ese arte, y se fija la mortalidad por pesca de las otras artes en cero.

| | Base case Caso base | Purse-seine only Cerco solamente | Longline only Palangre solamente | 2007-2008 |
|---|--------------------------------|---|---|------------------|
| MSY-RMS | 90,538 | 67,928 | 208,887 | 93,412 |
| B_{MSY} - B_{RMS} | 332,331 | 266,626 | 371,166 | 335,584 |
| S_{MSY} - S_{RMS} | 73,690 | 62,008 | 40,302 | 73,661 |
| B_{MSY}/B_0 - B_{RMS}/B_0 | 0.25 | 0.20 | 0.28 | 0.25 |
| S_{MSY}/S_0 - S_{RMS}/S_0 | 0.19 | 0.16 | 0.11 | 0.19 |
| C_{recent}/MSY - C_{recent}/RMS | 1.17 | 1.56 | 0.51 | 1.13 |
| B_{recent}/B_{MSY} - B_{recent}/B_{RMS} | 1.33 | 1.66 | 1.19 | 1.32 |
| S_{recent}/S_{MSY} - S_{recent}/S_{RMS} | 1.33 | 1.58 | 2.43 | 1.33 |
| <i>F</i> multiplier- | | | | |
| Multiplicador de F | 1.13 | 1.60 | 9.56 | 1.14 |

APPENDIX A: SENSITIVITY ANALYSIS FOR STEEPNESS
ANEXO A: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD A LA INCLINACIÓN

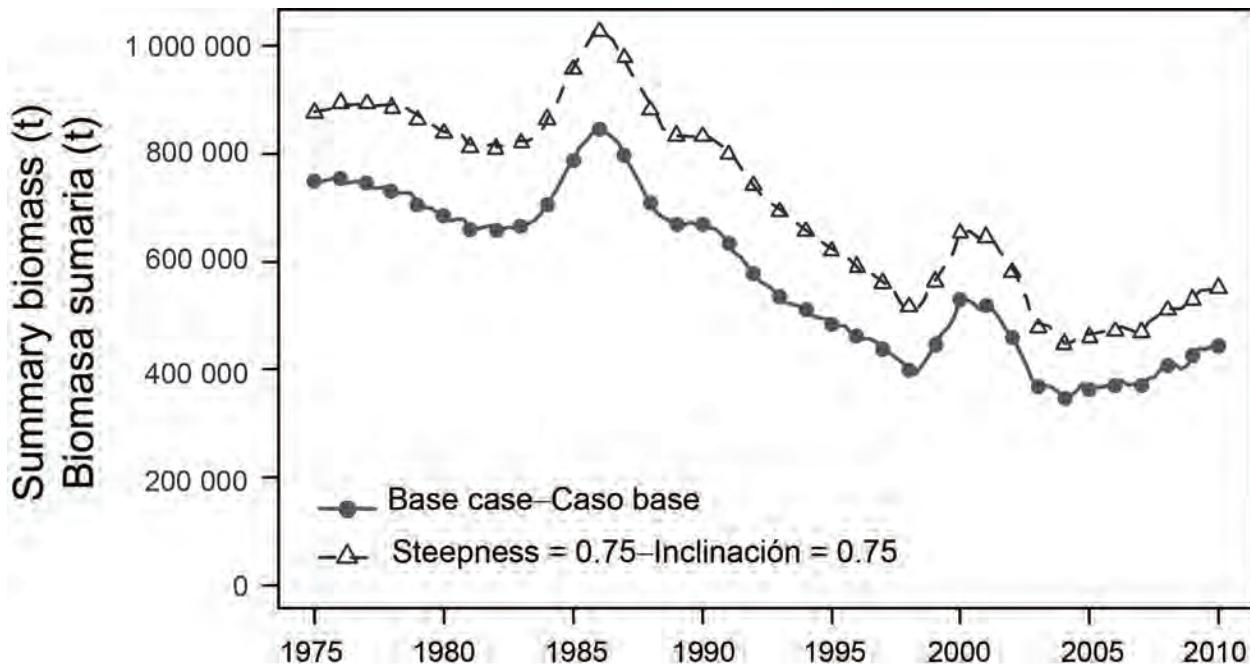


FIGURE A.1. Comparison of estimates of biomass of bigeye tuna 3+ quarters old (summary biomass) from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75). t = metric tons.

FIGURA A.1. Comparación de las estimaciones de la biomasa de atún patudo de 3+ trimestres de edad (biomasa sumaria) del análisis sin una relación población-reclutamiento (caso base) y con dicha relación (inclinación = 0.75). t = toneladas métricas.

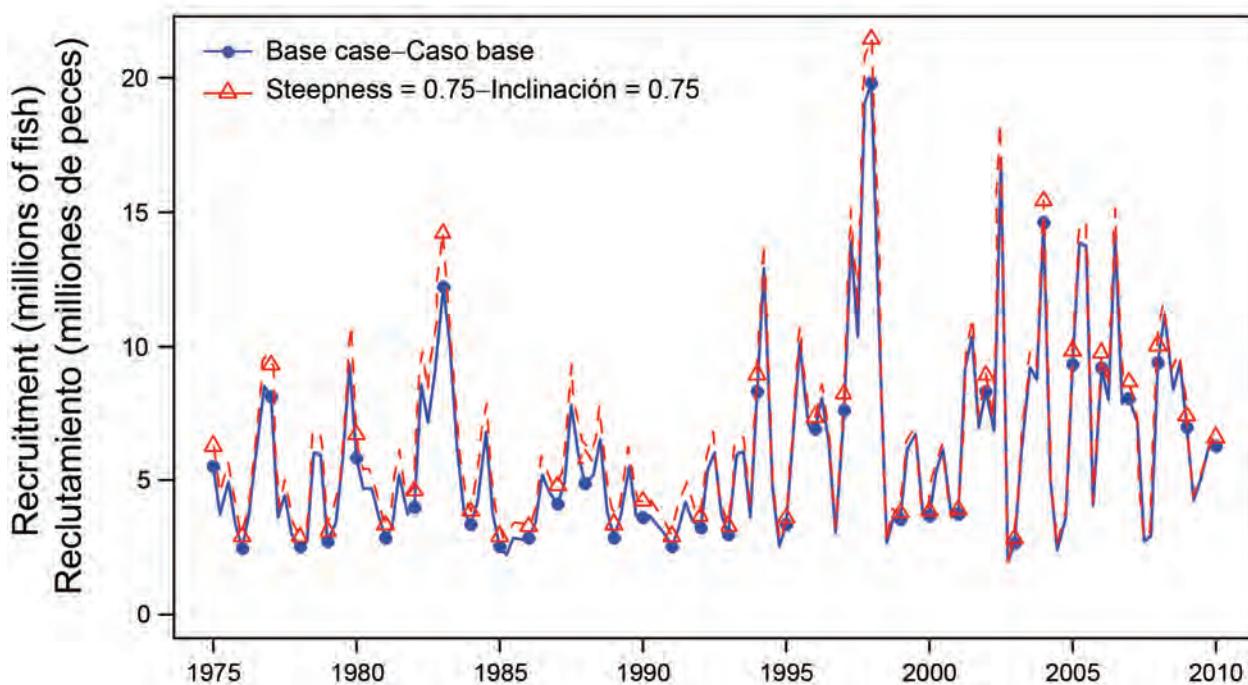


FIGURE A.2a. Comparison of estimates of absolute recruitment for bigeye tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

FIGURA A.2a. Comparación de las estimaciones de reclutamiento absoluto de atún patudo del análisis sin una relación población-reclutamiento (caso base) y con dicha relación (inclinación = 0.75).

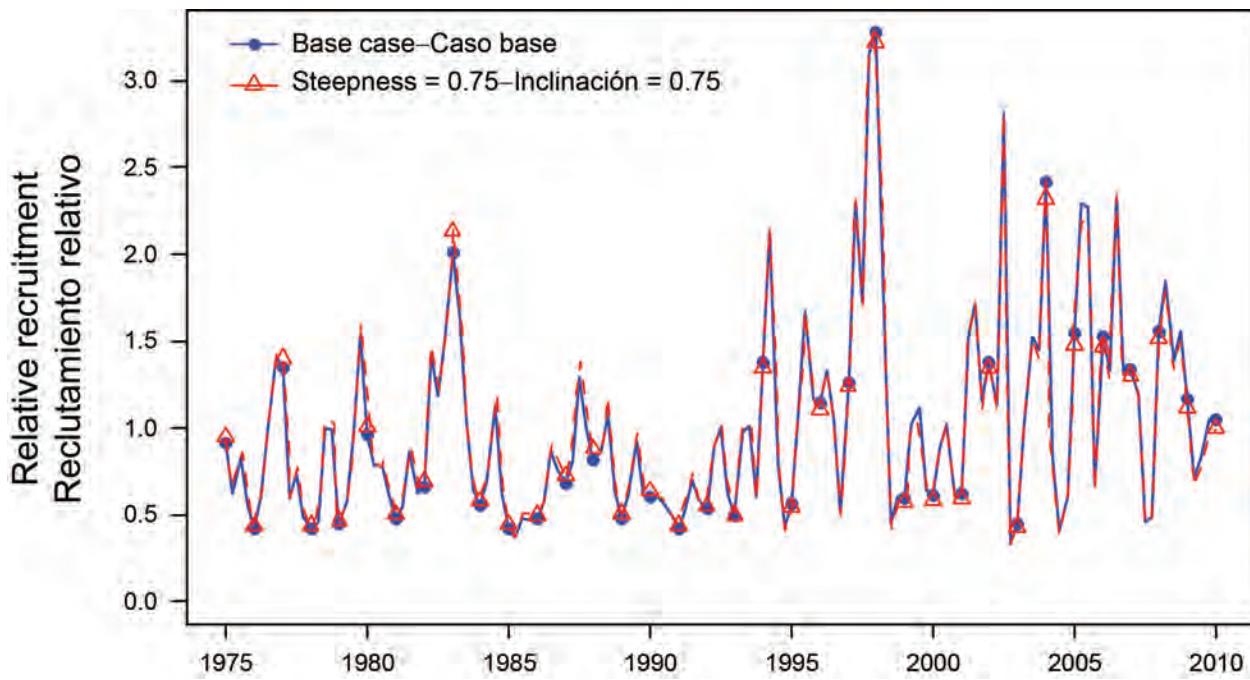


FIGURE A.2b. Comparison of estimates of relative recruitment for bigeye tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75). The estimates are scaled so that the estimate of average recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line).

FIGURA A.2b. Comparación de las estimaciones de reclutamiento relativo de atún patudo del análisis sin una relación población-reclutamiento (caso base) y con dicha relación (inclinación = 0.75). Se escalan las estimaciones para que la estimación de reclutamiento medio equivalga a 1,0 (línea de trazos horizontal).

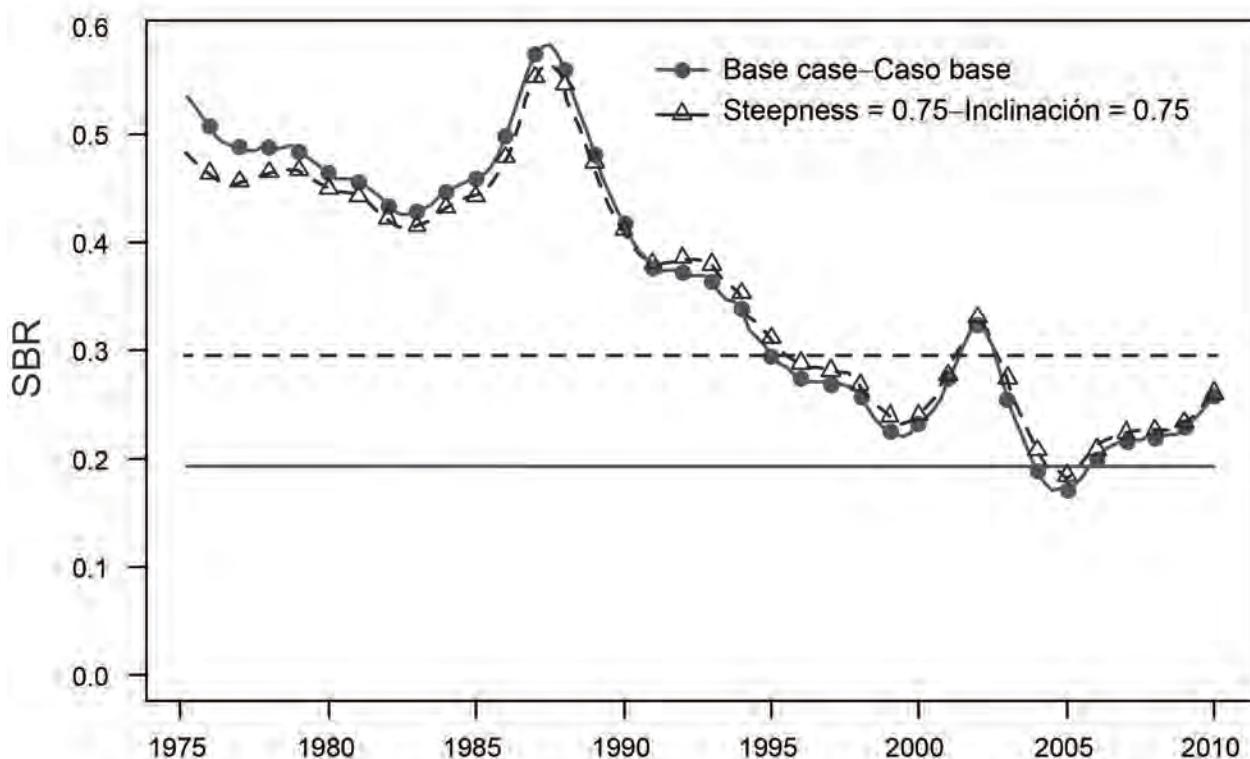
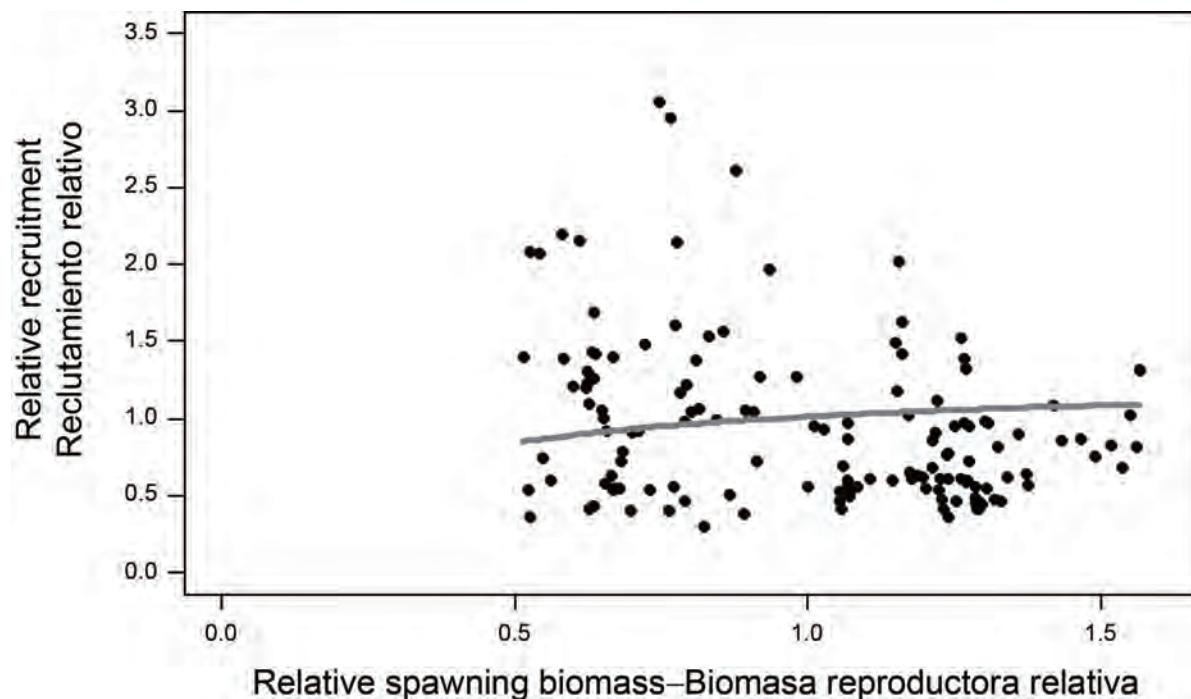


FIGURE A.3. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75). The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY under the two scenarios.
FIGURA A.3. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo del análisis sin una relación población-reclutamiento (caso base) y con dicha relación (inclinación = 0.75). Las líneas horizontales representan los SBR asociados con el RMS en los dos escenarios.



Relative spawning biomass–Biomasa reproductora relativa

FIGURE A.4. Recruitment of bigeye tuna plotted against spawning biomass when the analysis has a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

FIGURA A.4. Reclutamiento de atún patudo graficado como función de la biomasa reproductora cuando el análisis incluye una relación población-reclutamiento (inclinación = 0.75).

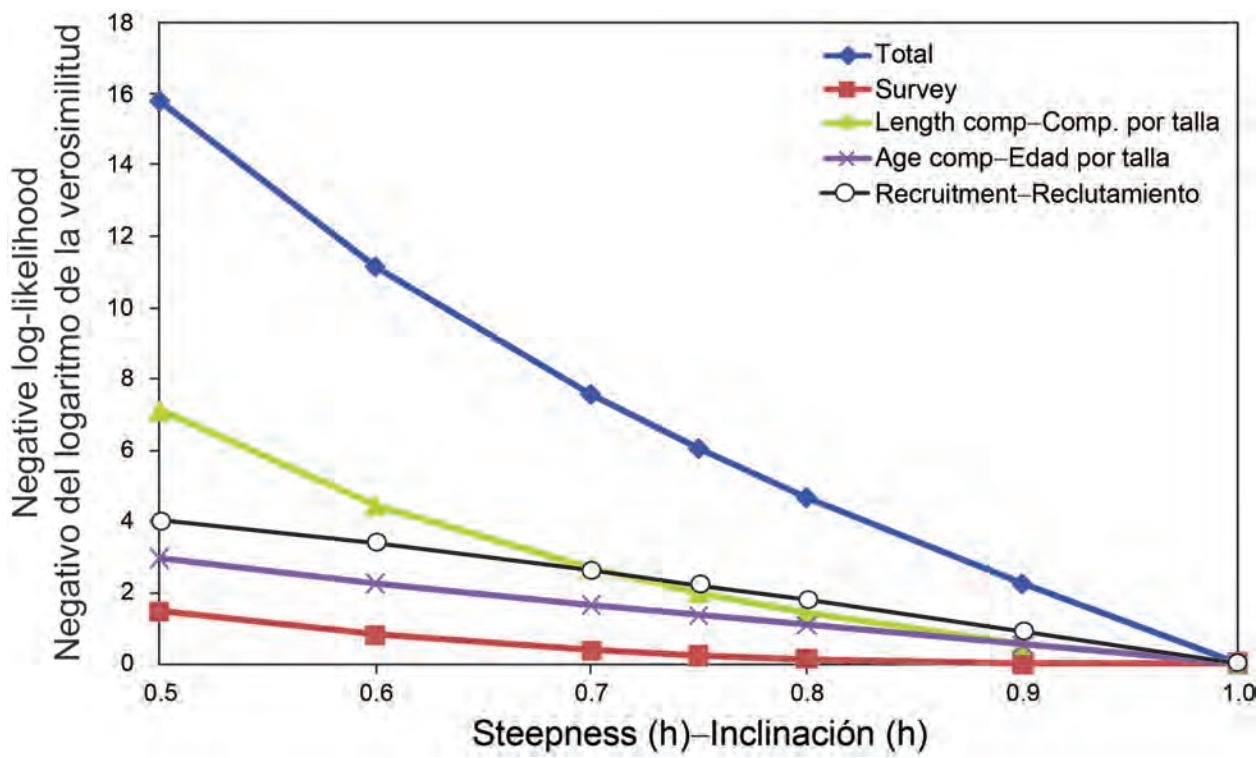


FIGURE A.5. Likelihood profile on steepness.

FIGURA A.5. Perfil de verosimilitud en inclinación.

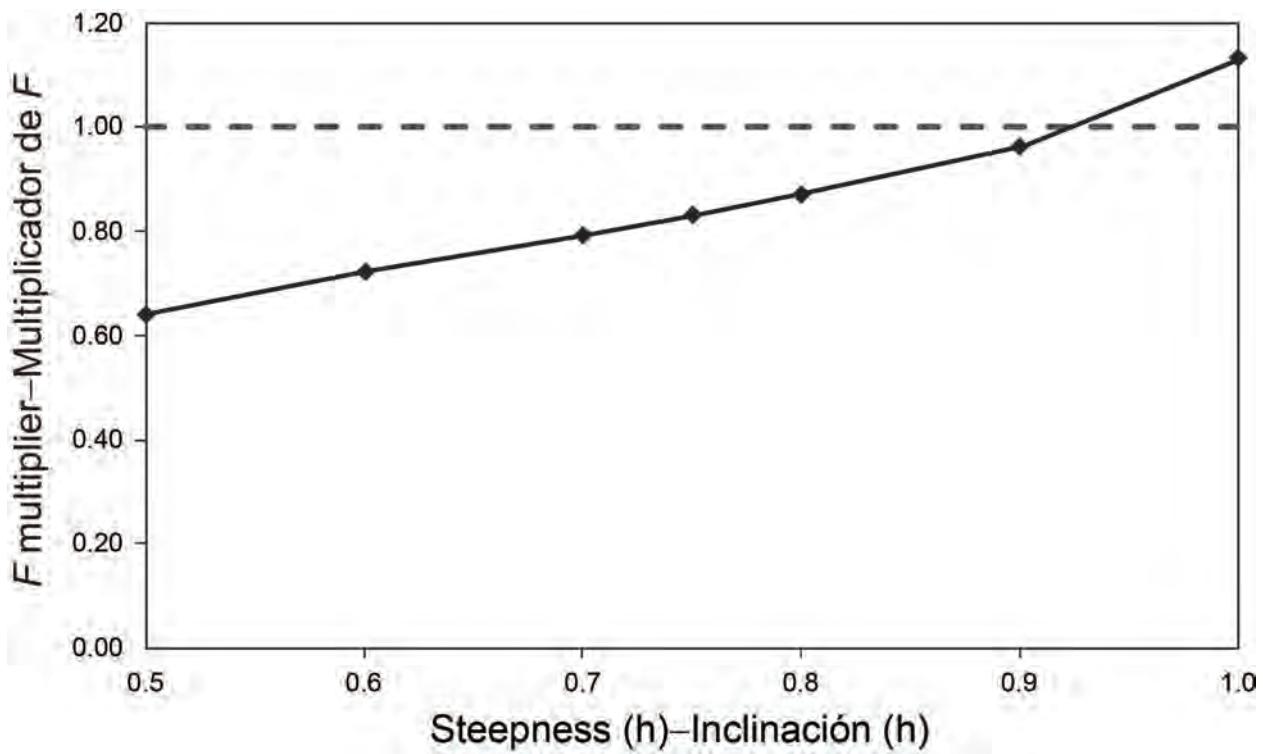


FIGURE A.6. F multiplier as a function of steepness.

FIGURA A.6. Multiplicador de F como función de la inclinación.

TABLE A.1. Estimates of the MSY and its associated quantities for bigeye tuna, for different assumptions on steepness (h).

TABLA A.1. Estimaciones de RMS y sus cantidades asociadas para el atún patudo, correspondientes a distintos supuestos sobre la inclinación (h).

| | $h = 0.5$ | $h = 0.6$ | $h = 0.7$ | $h = 0.75$ | $h = 0.8$ | $h = 0.9$ | Base case–Caso base ($h=1$) |
|---|-----------|-----------|-----------|------------|-----------|-----------|----------------------------------|
| MSY-RMS | 86,808 | 85,646 | 85,926 | 86,321 | 86,833 | 88,225 | 90,538 |
| $B_{\text{MSY}} - B_{\text{RMS}}$ | 1,095,940 | 814,943 | 646,325 | 582,233 | 526,187 | 428,314 | 332,331 |
| $S_{\text{MSY}} - S_{\text{RMS}}$ | 290,369 | 211,127 | 163,347 | 145,123 | 129,152 | 101,185 | 73,690 |
| $B_{\text{MSY}}/B_0 - B_{\text{RMS}}/B_0$ | 0.40 | 0.37 | 0.35 | 0.34 | 0.32 | 0.29 | 0.25 |
| $S_{\text{MSY}}/S_0 - S_{\text{RMS}}/S_0$ | 0.37 | 0.34 | 0.31 | 0.30 | 0.28 | 0.24 | 0.19 |
| $C_{\text{recent}}/\text{MSY} - C_{\text{recent}}/\text{RMS}$ | 1.22 | 1.24 | 1.23 | 1.23 | 1.22 | 1.20 | 1.17 |
| $B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} - B_{\text{recent}}/B_{\text{RMS}}$ | 0.70 | 0.81 | 0.90 | 0.95 | 1.00 | 1.12 | 1.33 |
| $S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} - S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$ | 0.65 | 0.74 | 0.83 | 0.88 | 0.93 | 1.07 | 1.33 |
| <i>F</i> multiplier- | | | | | | | |
| Multiplicador de F | 0.64 | 0.72 | 0.79 | 0.83 | 0.87 | 0.96 | 1.13 |

**APPENDIX B: SENSITIVITY ANALYSIS TO THE AVERAGE SIZE OF THE OLDEST FISH
PARAMETER, L_2**
**ANEXO B: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD AL PARÁMETRO DE TAMAÑO MEDIO DE LOS
PECES DE MAYOR EDAD, L_2**

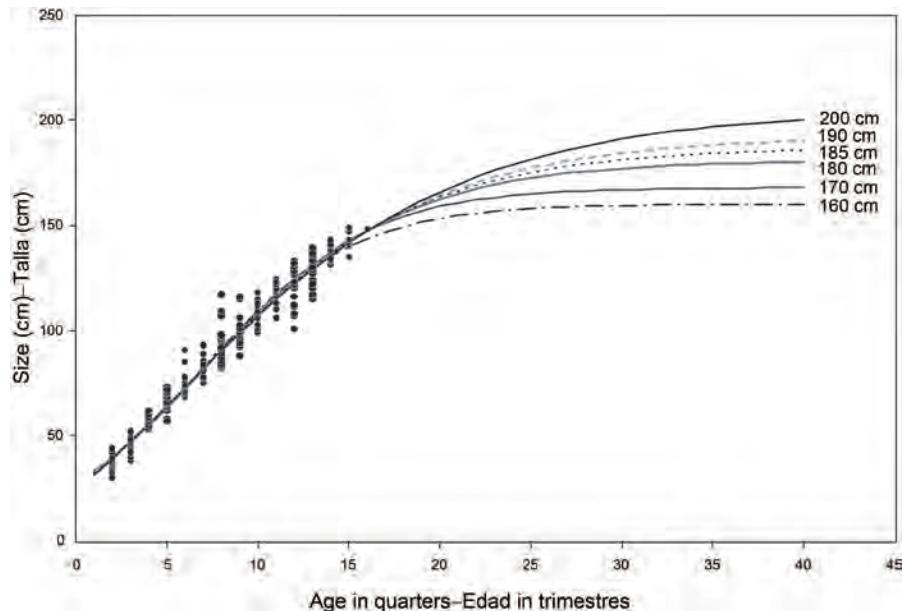


FIGURE B.1. Comparison of the estimated Richards growth curves (sensitivity) for bigeye tuna, assuming different fixed values for the average size of the oldest fish (L_2) parameter.

FIGURA B.1. Comparación de las curvas de crecimiento de Richards (sensibilidad) del atún patudo, con diferentes supuestos de valor fijo del parámetro de tamaño medio de los peces de mayor edad (L_2).

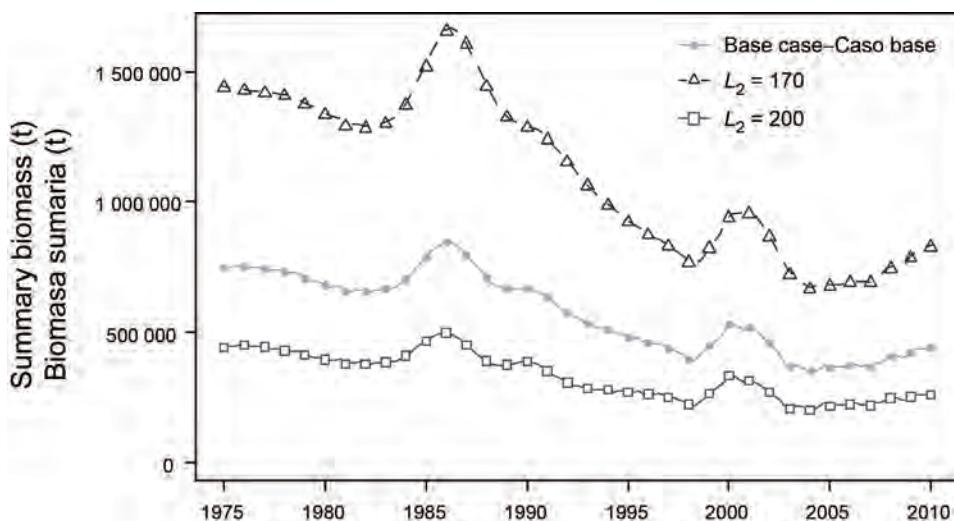


FIGURE B.2. Comparison of estimates of biomass of bigeye tuna from the base case analysis using a Richards growth curve with the average size of the oldest fish (L_2) fixed at 185.5 cm, and two alternative models with L_2 fixed at a lower (170 cm) and a higher value (200 cm). t = metric tons.

FIGURA B.2. Comparación de las estimaciones de biomasa de atún patudo del análisis del caso base que usa una curva de crecimiento de Richards con el tamaño promedio de los peces de mayor edad (L_2) fijado en 185.5 cm, y dos modelos alternativos con L_2 fijado en valores menor (170 cm) y mayor (200 cm). t = toneladas métricas.

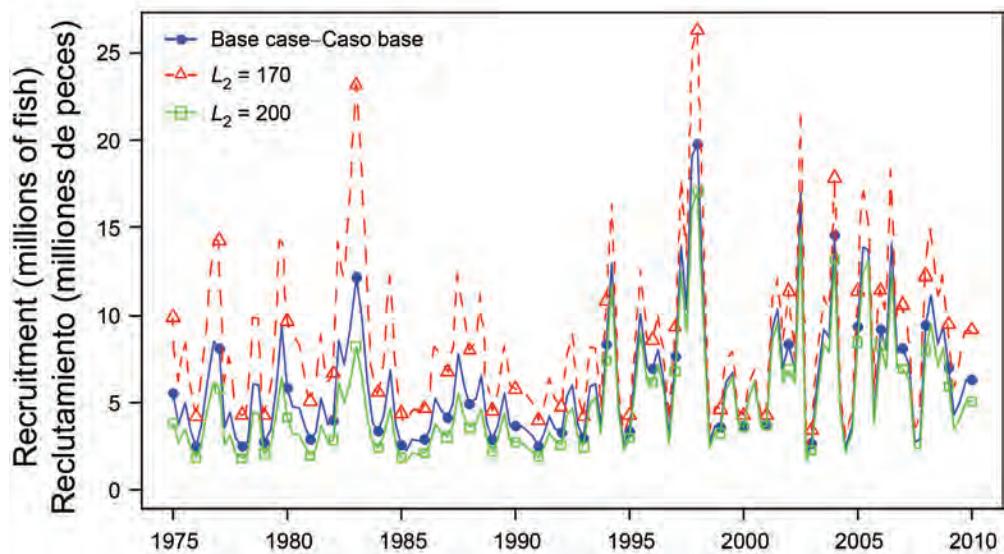


FIGURE B.3a. Comparison of estimates of absolute recruitment (in millions of fish) for bigeye tuna from the base case analysis using a Richards growth curve with the average size of the oldest fish (L_2) fixed at 185.5 cm, and two alternative models with L_2 fixed at a lower (170 cm) and a higher value (200 cm).

FIGURA B.3a. Comparación de las estimaciones de reclutamiento absoluto (en millones de peces) de atún patudo del análisis del caso base que usa una curva de crecimiento de Richards con el tamaño promedio de los peces de mayor edad (L_2) fijado en 185.5 cm, y dos modelos alternativos con L_2 fijado en valores menor (170 cm) y mayor (200 cm).

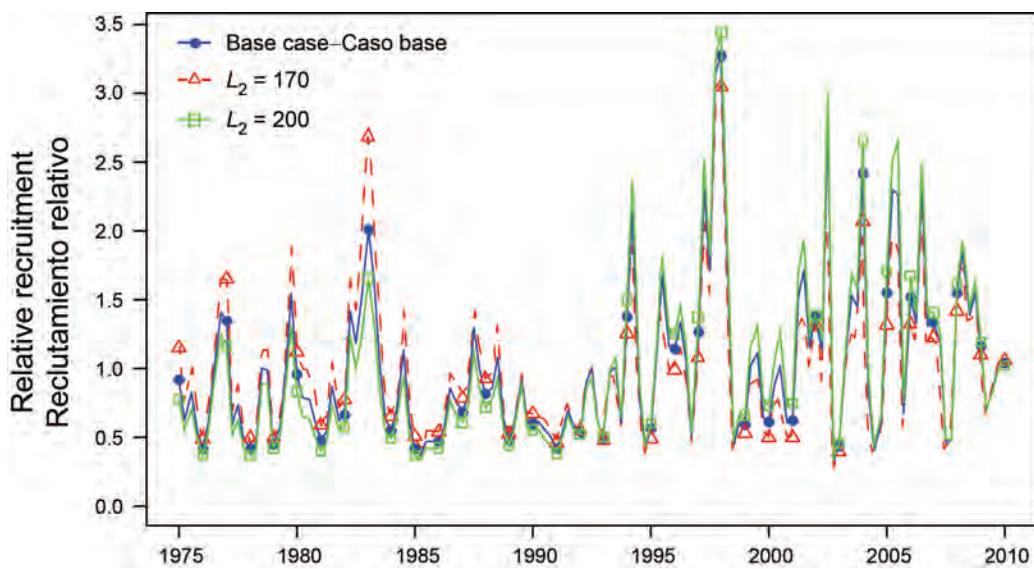


FIGURE B.3b. Comparison of estimates of relative recruitment for bigeye tuna from the base case analysis using a Richards growth curve with the average size of the oldest fish (L_2) fixed at 185.5 cm, and two alternative models with L_2 fixed at a lower (170 cm) and a higher value (200 cm). The estimates are scaled so that the estimate of average recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line).

FIGURA B.3b. Comparación de las estimaciones de reclutamiento relativo de atún patudo del análisis del caso base que usa una curva de crecimiento de Richards con el tamaño promedio de los peces de mayor edad (L_2) fijado en 185.5 cm, y dos modelos alternativos con L_2 fijado en valores menor (170 cm) y mayor (200 cm). Se escalan las estimaciones para que la estimación de reclutamiento medio equivalga a 1,0 (línea de trazos horizontal).

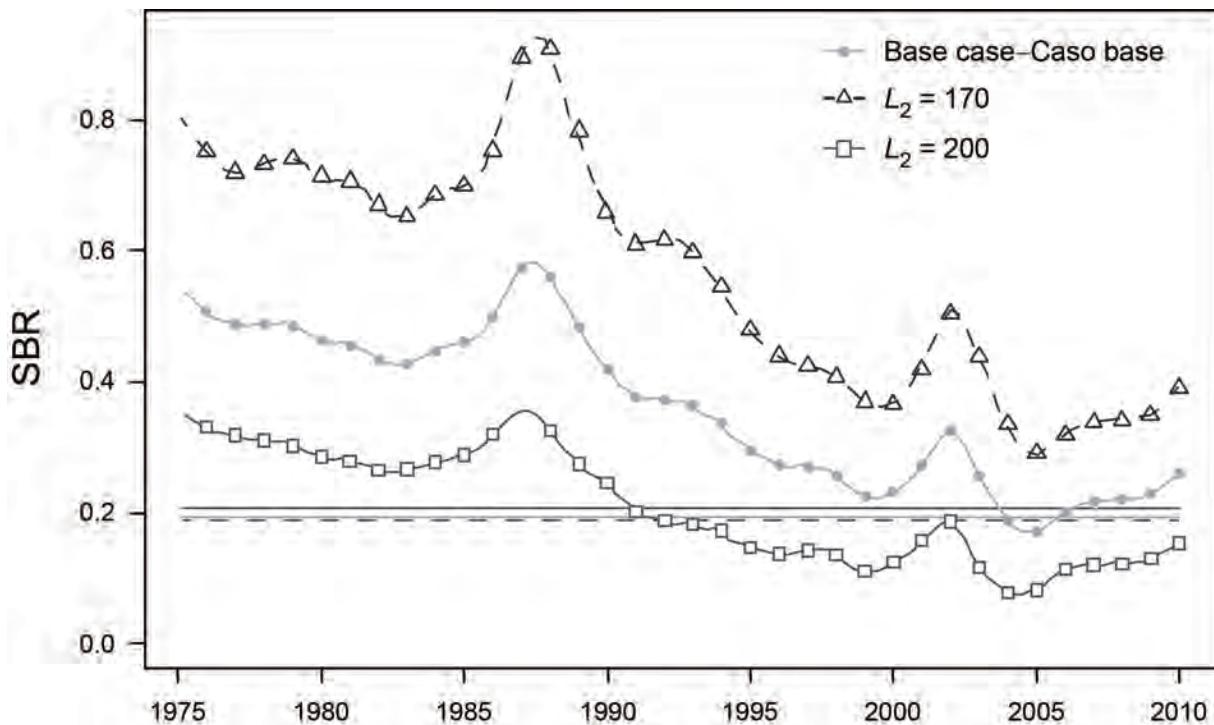


FIGURE B.4. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the base case analysis using a Richards growth curve with the average size of oldest fish (L_2) fixed at 185.5 cm, and two alternative models with L_2 fixed at a lower (170 cm) and a higher value (200 cm). The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY under the two scenarios.

FIGURA B.4. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo del análisis del caso base que usa una curva de crecimiento de Richards con el tamaño promedio de los peces de mayor edad (L_2) fijado en 185.5 cm, y dos modelos alternativos con L_2 fijado en valores menor (170 cm) y mayor (200 cm). Las líneas horizontales representan los SBR asociados con el RMS en los dos escenarios.

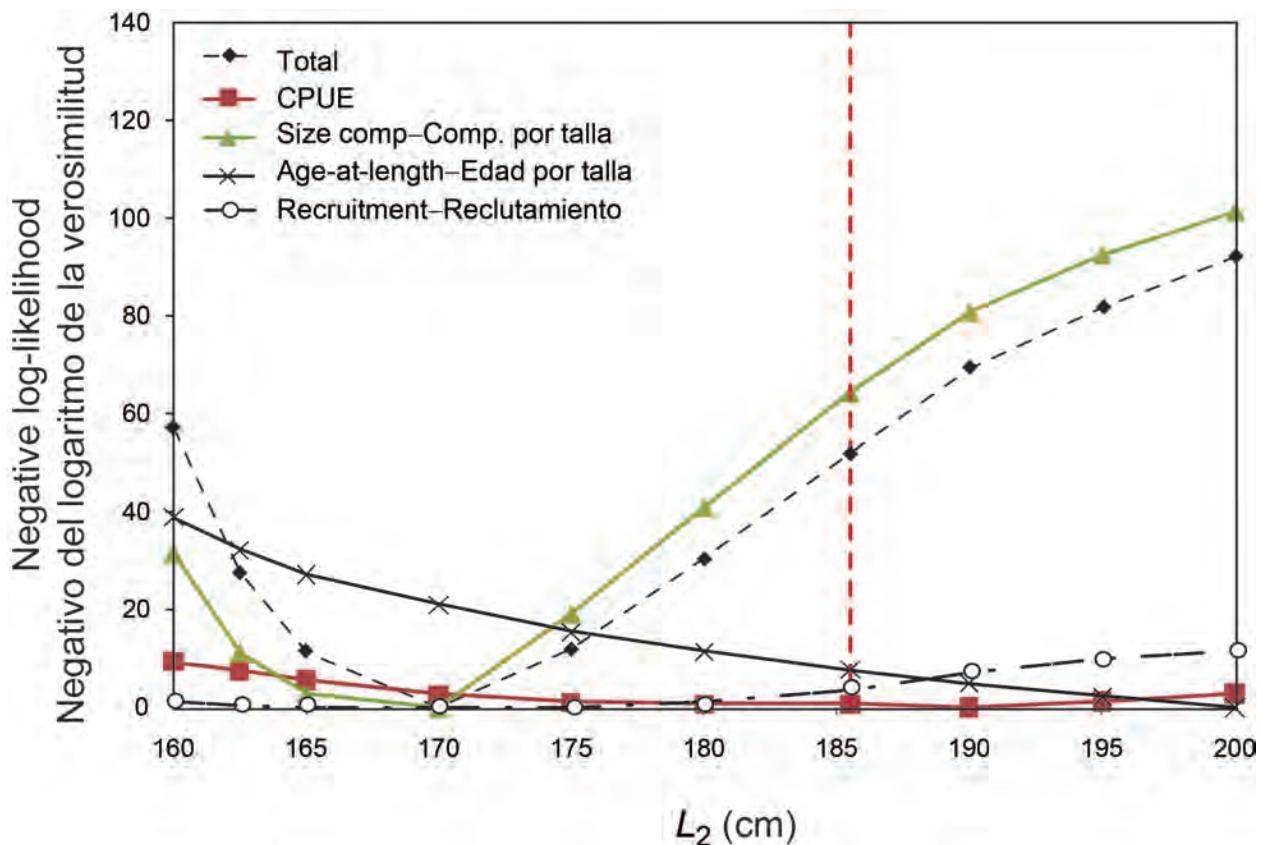


FIGURE B.5. Negative log-likelihood profile on average size of the oldest fish (L_2). Profiles are shown for total likelihood and different data components (subtracted to their respective minimum negative log-likelihood). The vertical dashed line marks the L_2 value fixed in the base case model (185.5 cm).

FIGURA B.5. Perfil del negativo del logaritmo de la verosimilitud en el tamaño medio de los peces de mayor edad (L_2). Se ilustran los perfiles de verosimilitud total y de distintos componentes de los datos (restados a su negativo mínimo respectivo del logaritmo de la verosimilitud). La línea de trazos vertical indica el valor de L_2 fijado en el modelo de caso base (185,5 cm).

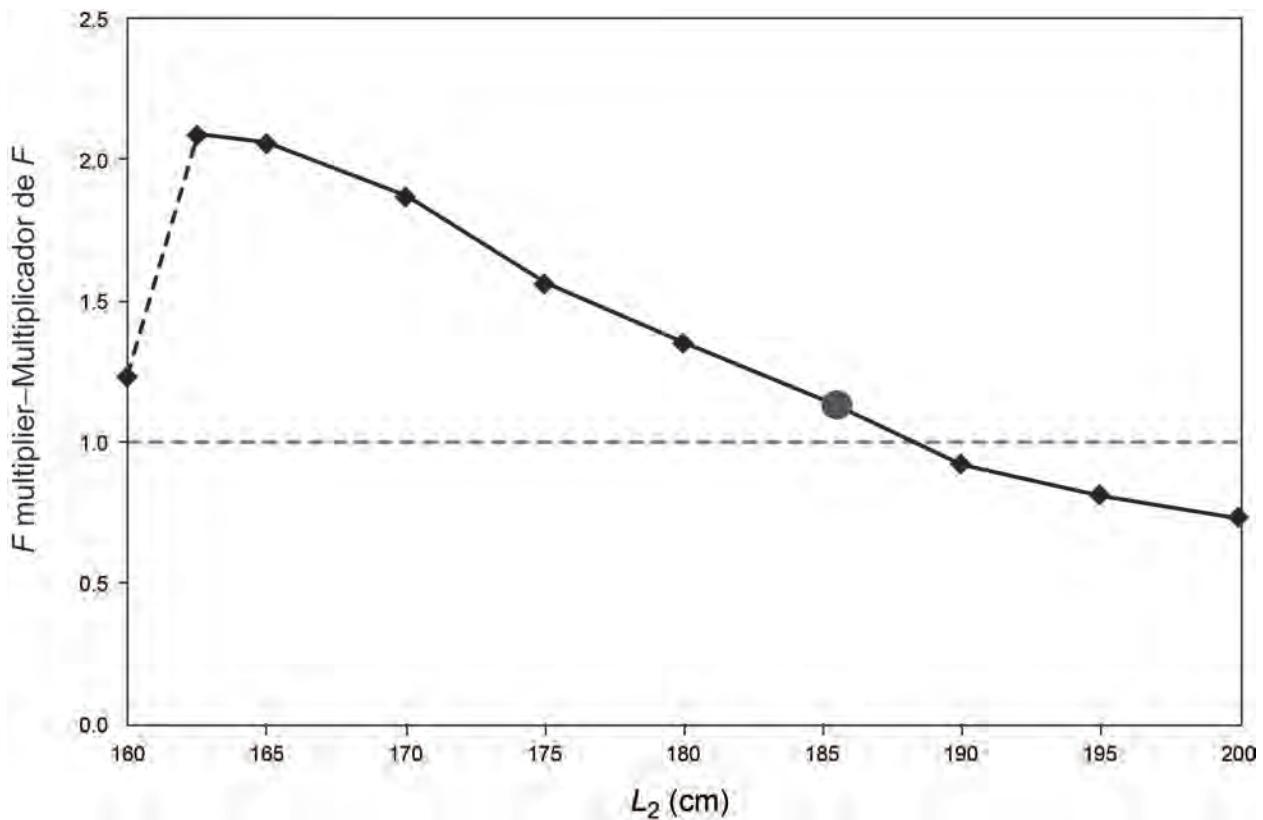


FIGURE B.6. Relationship between the F multiplier and the assumed value of L_2 . The large dot indicates the L_2 assumption of the base case model (185.5 cm). The horizontal dashed line indicates F_{MSY} . The dashed segment between 160 and 165 cm represents L_2 values for which the relationship apparently deteriorates.

FIGURA B.6. Relación entre el multiplicador de F y el valor supuesto de L_2 . El punto grande indica el L_2 supuesto en el modelo de caso base (185,5 cm). La línea de trazos horizontal indica F_{MSY} . El segmento de trazos entre 160 y 165 cm representa los valores de L_2 para los cuales la relación aparentemente deteriora.

TABLE B.1. Estimates of management-related quantities for bigeye tuna for the base case and the sensitivity analysis to the average size of the oldest fish (L_2). * = base case.

TABLA B.1. Estimaciones de las cantidades relacionadas con la ordenación para el atún patudo del caso base y del análisis de sensibilidad al tamaño medio de los peces de mayor edad (L_2). * = caso base

| | Size – Tamaño | | | | | | | | |
|---|---------------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| | 160 | 165 | 170 | 175 | 180 | 185.5* | 190 | 195 | 200 |
| MSY-RMS | 150,481 | 122,242 | 114,492 | 103,643 | 96,697 | 90,538 | 86,270 | 85,567 | 86,001 |
| $B_{\text{MSY}} - B_{\text{RMS}}$ | 516,026 | 449,643 | 428,532 | 386,761 | 358,835 | 332,331 | 309,933 | 305,640 | 306,662 |
| $S_{\text{MSY}} - S_{\text{RMS}}$ | 104,352 | 96,782 | 94,287 | 85,636 | 79,636 | 73,690 | 68,176 | 67,312 | 67,789 |
| $B_{\text{MSY}}/B_0 - B_{\text{RMS}}/B_0$ | 0.25 | 0.24 | 0.24 | 0.24 | 0.24 | 0.25 | 0.26 | 0.26 | 0.27 |
| $S_{\text{MSY}}/S_0 - S_{\text{RMS}}/S_0$ | 0.19 | 0.19 | 0.19 | 0.19 | 0.19 | 0.19 | 0.2 | 0.2 | 0.21 |
| $C_{\text{recent}}/\text{MSY} - C_{\text{recent}}/\text{RMS}$ | 0.69 | 0.85 | 0.91 | 1.02 | 1.09 | 1.17 | 1.23 | 1.25 | 1.24 |
| $B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} - B_{\text{recent}}/B_{\text{RMS}}$ | 1.99 | 2.02 | 1.93 | 1.72 | 1.55 | 1.33 | 1.09 | 0.95 | 0.85 |
| $S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} - S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$ | 2.26 | 2.17 | 2.06 | 1.81 | 1.59 | 1.33 | 1.03 | 0.87 | 0.74 |
| <i>F</i> multiplier- | | | | | | | | | |
| Multiplicador de <i>F</i> | 1.23 | 2.06 | 1.87 | 1.56 | 1.35 | 1.13 | 0.92 | 0.81 | 0.73 |

APPENDIX C: SENSITIVITY ANALYSIS TO HIGHER RATES OF ADULT NATURAL MORTALITY
ANEXO C: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD A TASAS MAYORES DE MORTALIDAD NATURAL DE ADULTOS

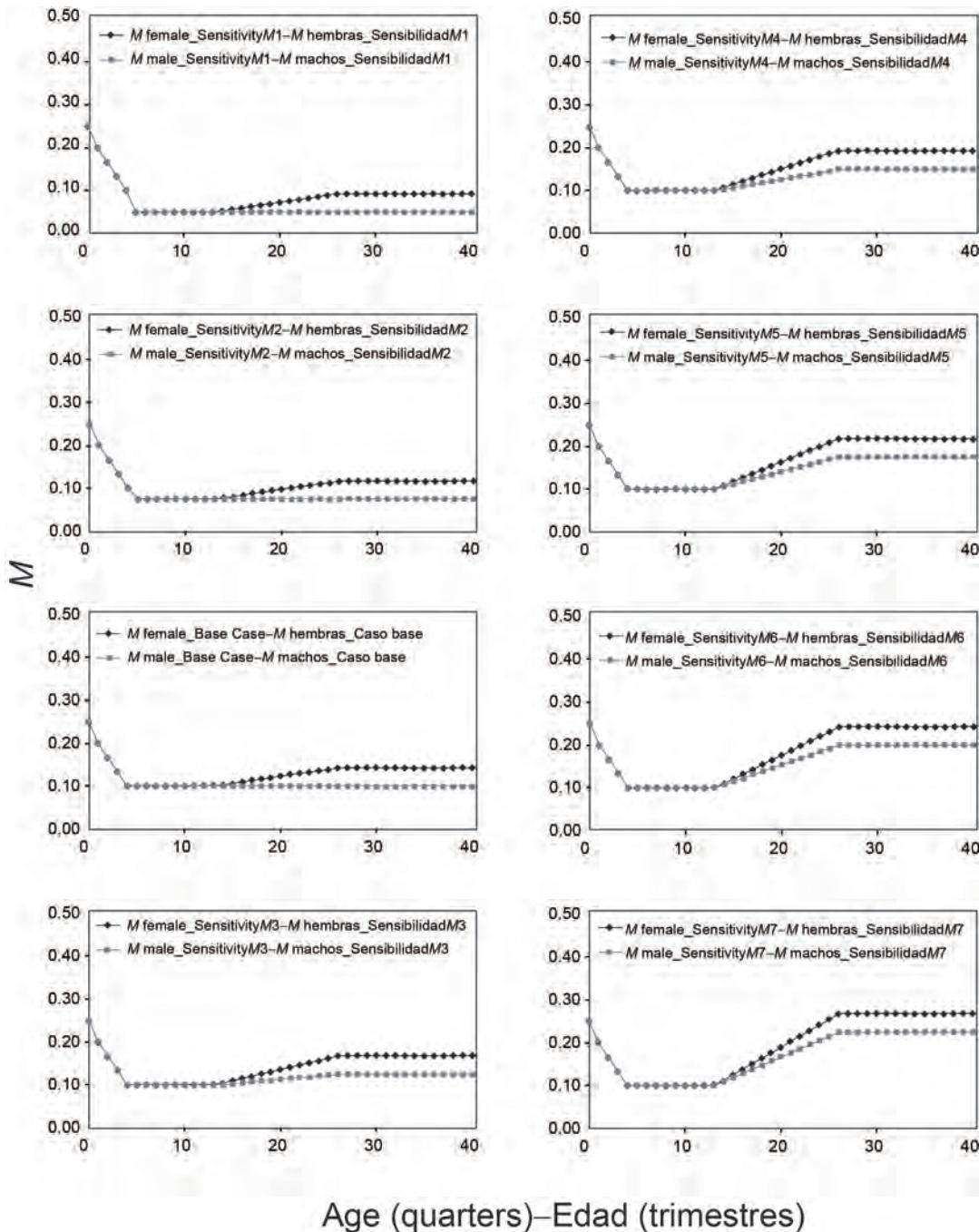


FIGURE C.1. Natural mortality (M) schedules for female and male bigeye investigated in the sensitivity analysis to higher M values for adults.

FIGURA C.1. Vectores de mortalidad natural (M) de patudos hembra y macho investigados en el análisis de sensibilidad a valores mayores de M para los adultos.

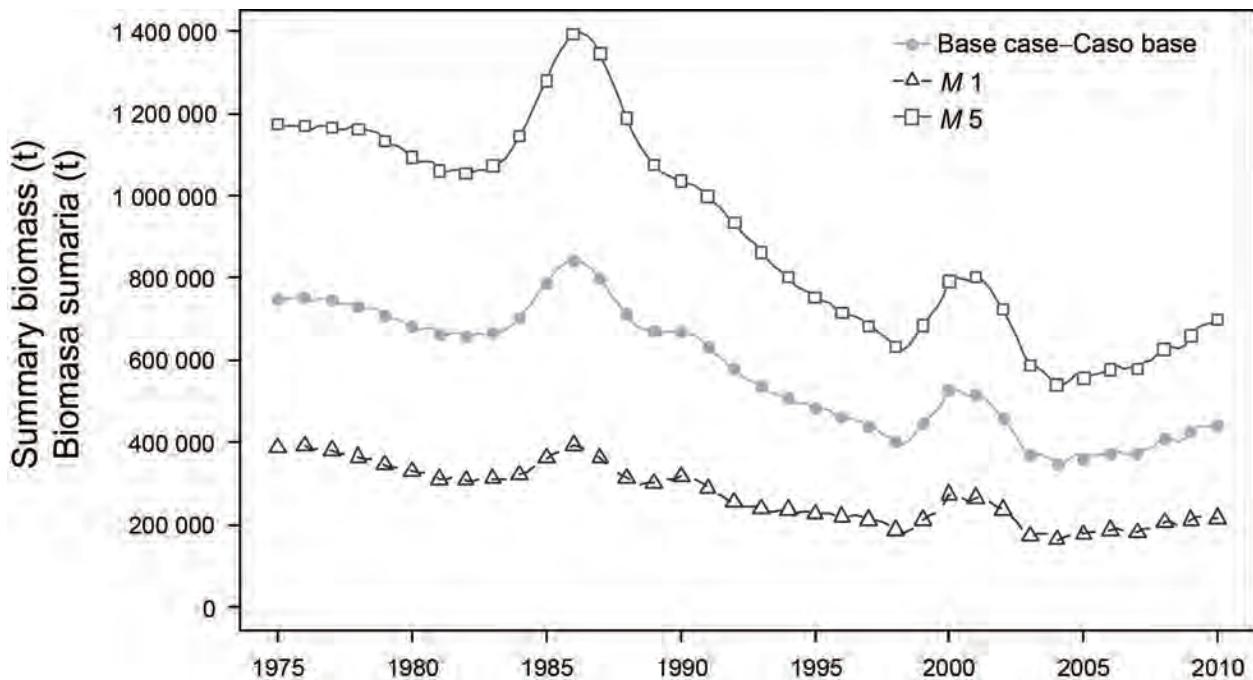


FIGURE C.2. Comparison of estimates of biomass of bigeye tuna 3+ quarters old (summary biomass) from the base case analysis and two sensitivity analyses assuming lower (Sensitivity M_1) and higher (Sensitivity M_5) rates of adult natural mortality (M), respectively (see Figure C.1 to compare M schedules). t = metric tons.

FIGURA C.2. Comparación de las estimaciones de biomasa de atún patudo de 3+ trimestres de edad (biomasa sumaria) del análisis de caso base y de dos análisis de sensibilidad que suponen tasas de mortalidad natural (M) de adultos menores (Sensibilidad M_1) y mayores (Sensibilidad M_5), respectivamente (ver Figura C.1 para comparar vectores de M). t = toneladas métricas.

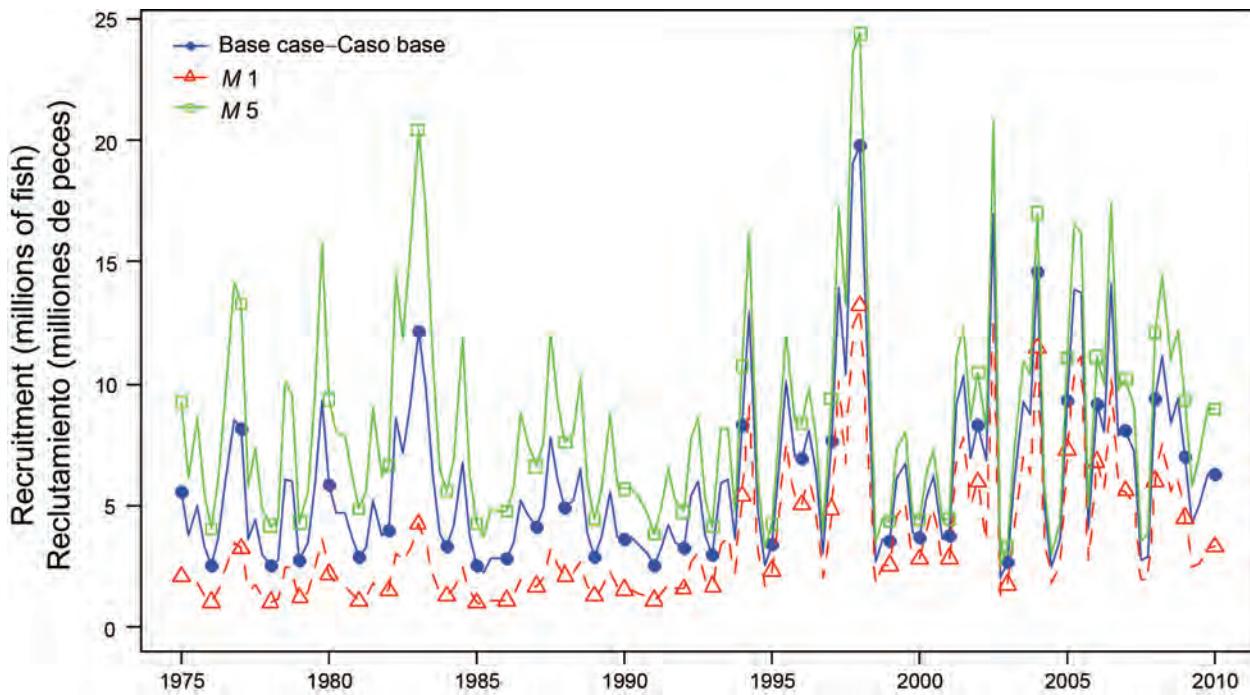


FIGURE C.3a. Comparison of estimates of absolute recruitment (in millions of fish) for bigeye tuna from the base case analysis and two sensitivity analyses assuming lower (Sensitivity $M1$) and higher (Sensitivity $M5$) rates of adult natural mortality (M), respectively (see Figure C.1 to compare M schedules).

FIGURA C.3a. Comparación de las estimaciones de reclutamiento absoluto (en millones de peces) de atún patudo del análisis de caso base y de dos análisis de sensibilidad que suponen tasas de mortalidad natural (M) de adultos menores (Sensibilidad $M1$) y mayores (Sensibilidad $M5$), respectivamente (ver Figura C.1 para comparar vectores de M).

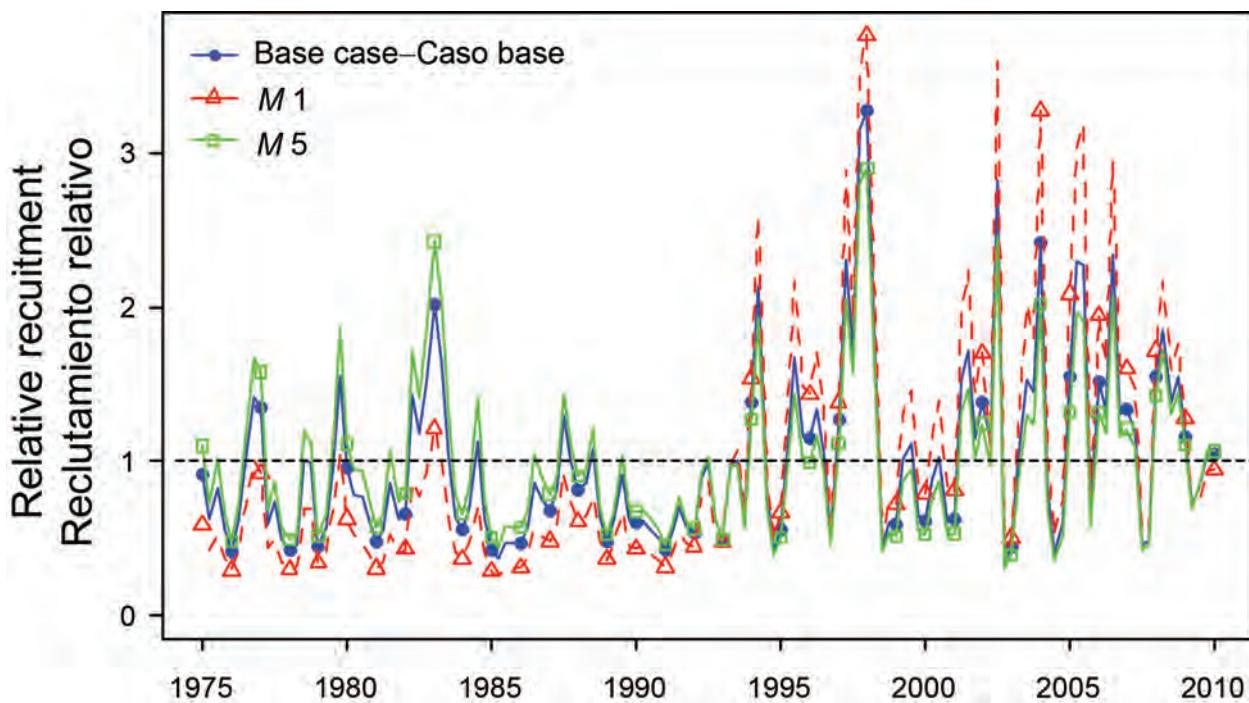


FIGURE C.3b. Comparison of estimates of relative recruitment for bigeye tuna from the base case analysis and from two sensitivity analyses assuming lower (Sensitivity M_1) and higher (Sensitivity M_5) rates of adult natural mortality (M), respectively (see Figure C.1 to compare M schedules). The estimates are scaled so that the estimate of average recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line).

FIGURA C.3b. Comparación de las estimaciones de reclutamiento relativo de atún patudo del análisis de caso base y de dos análisis de sensibilidad que suponen tasas de mortalidad natural (M) de adultos menores (Sensibilidad M_1) y mayores (Sensibilidad M_5), respectivamente (ver Figura C.1 para comparar vectores de M). Se escala el reclutamiento para que la estimación de reclutamiento medio equivalga a 1,0 (línea de trazos horizontal).

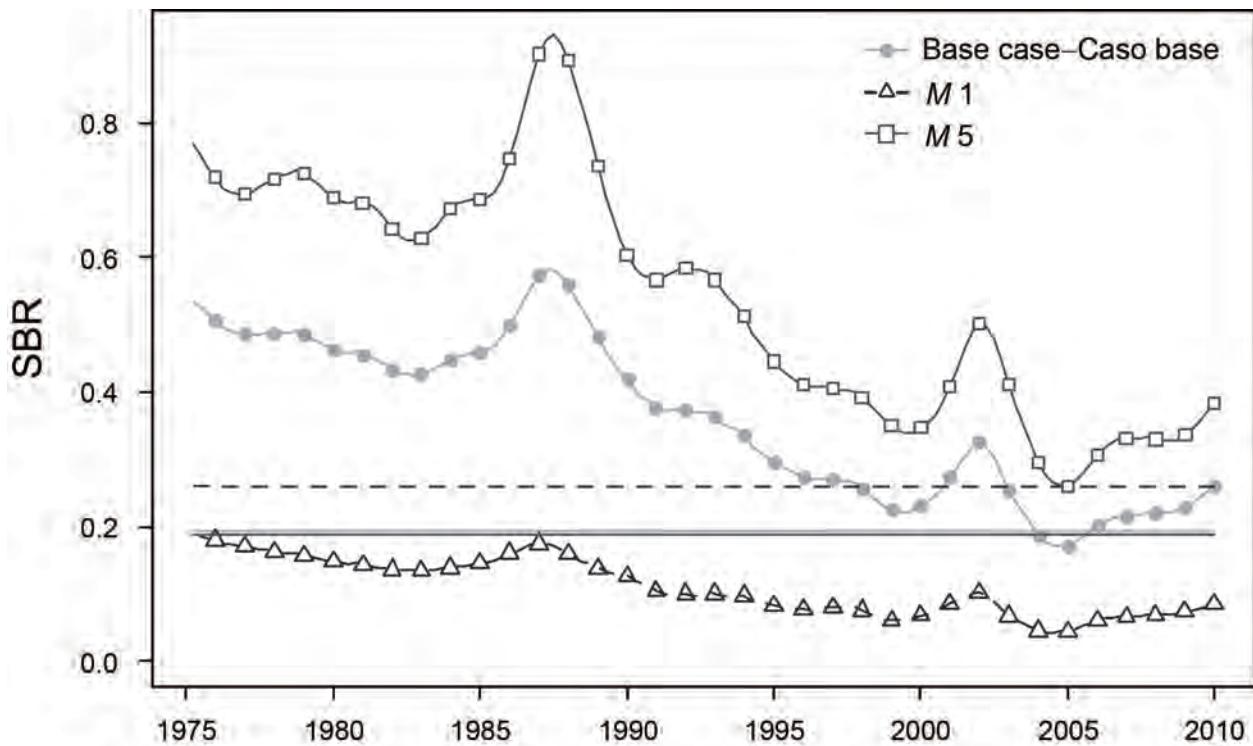


FIGURE C.4. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the base case analysis and from two sensitivity analyses assuming lower (Sensitivity *M*1) and higher (Sensitivity *M*5) rates of adult natural mortality (*M*), respectively (see Figure C.1 to compare *M* schedules). The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY under the two scenarios.

FIGURA C.4. Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo del análisis de caso base y de dos análisis de sensibilidad que suponen tasas de mortalidad natural (*M*) de adultos menores (Sensibilidad *M*1) y mayores (Sensibilidad *M*5), respectivamente (ver Figura C.1 para comparar vectores de *M*). Las líneas horizontales representan los SBR asociados con el RMS bajo los dos escenarios.

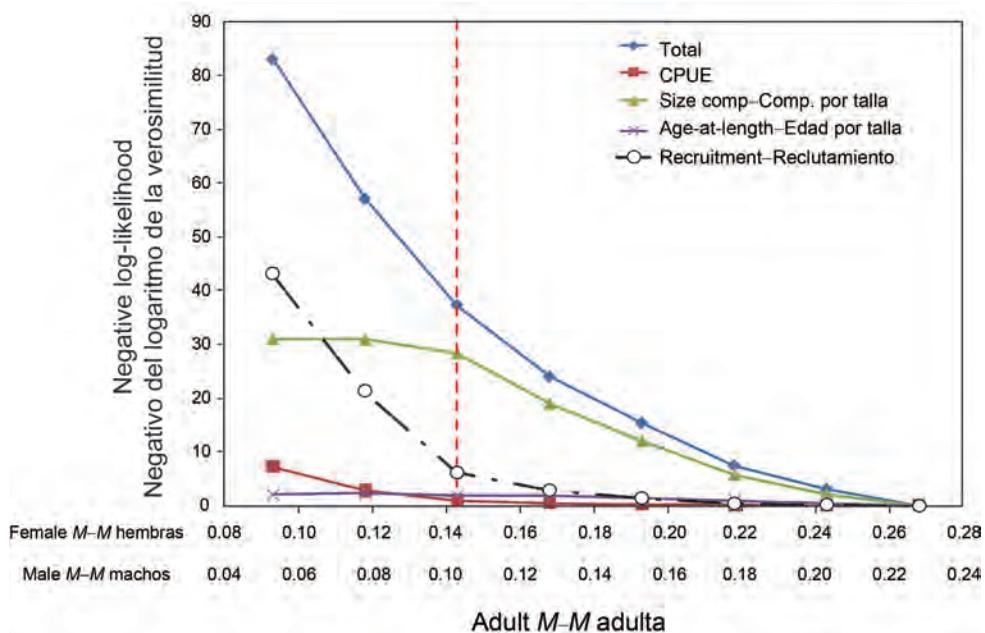


FIGURE C.5. Negative log-likelihood for adult natural mortality (M). Profiles are shown for total likelihood and different data components (subtracted to their respective minimum negative log-likelihood). The vertical dashed line represents the M values assumed in the base case model.

FIGURA C.5. Negativo del logaritmo de la verosimilitud correspondiente a la mortalidad natural (M) de los adultos. Se ilustran los perfiles de verosimilitud total y de distintos componentes de los datos (restados a su negativo mínimo respectivo del logaritmo de la verosimilitud). La línea de trazos vertical representa los supuestos de M usados en el modelo de caso base .

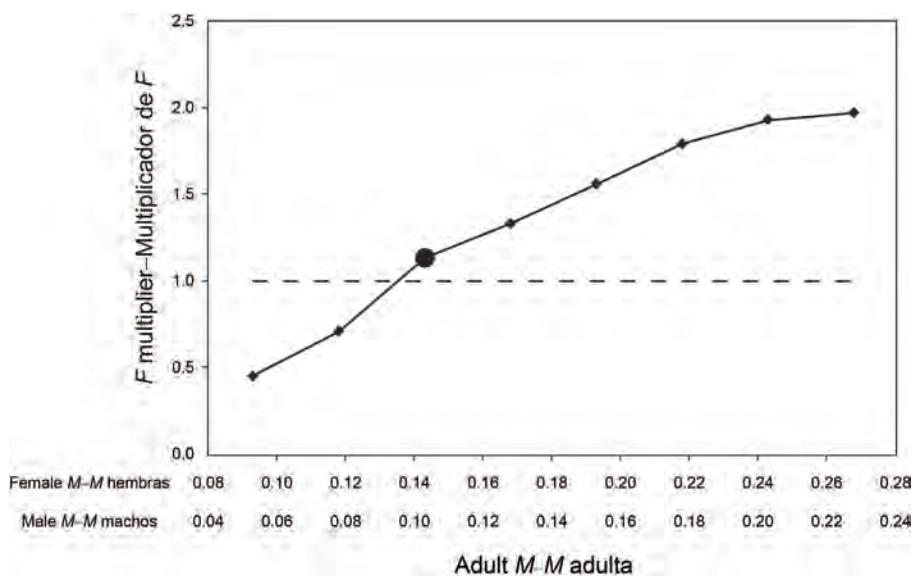


FIGURE C.6. Relationship between the F multiplier and the assumed levels of adult natural mortality (M) for females and males. The large dot indicates the M assumed in the base case model. The horizontal dashed line indicates F_{MSY} .

FIGURA C.6. Relación entre el multiplicador de F y los niveles supuestos de mortalidad natural (M) de hembras y machos adultos. El punto grande indica la M supuesta en el modelo de caso base. La línea de trazos horizontal indica F_{RMS} .

TABLE C.1. Estimates of management-related quantities for bigeye tuna for the base case and adult natural mortality (M) sensitivity analysis (see Figure C.1 to compare M schedules).

TABLA C.1. Estimaciones de las cantidades relacionadas con la ordenación para el atún patudo del caso base y del análisis de sensibilidad a la mortalidad natural (M) de adultos (ver Figura C.1 para comparar vectores de M).

| | $M1$ | $M2$ | Base case Caso base | $M3$ | $M4$ | $M5$ | $M6$ | $M7$ |
|---|------------------------|------------------------|--------------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|
| M | Female Hembras | 0.09 | 0.12 | 0.14 | 0.17 | 0.19 | 0.22 | 0.24 |
| | Male Machos | 0.05 | 0.08 | 0.10 | 0.13 | 0.15 | 0.18 | 0.23 |
| MSY-RMS | 88,294 | 81,433 | 90,538 | 98,876 | 105,292 | 113,917 | 119,786 | 125,003 |
| B_{MSY}- B_{RMS} | 516,205 | 376,198 | 332,331 | 348,678 | 357,310 | 375,778 | 385,455 | 393,609 |
| S_{MSY}- S_{RMS} | 145,753 | 95,987 | 73,690 | 75,012 | 73,791 | 75,696 | 75,457 | 74,983 |
| B_{MSY}/B_0- B_{RMS}/B_0 | 0.27 | 0.26 | 0.25 | 0.25 | 0.25 | 0.25 | 0.25 | 0.25 |
| S_{MSY}/S_0- S_{RMS}/S_0 | 0.26 | 0.22 | 0.19 | 0.19 | 0.19 | 0.19 | 0.19 | 0.19 |
| C_{recent}/MSY- C_{recent}/RMS | 1.21 | 1.31 | 1.17 | 1.07 | 1 | 0.92 | 0.88 | 0.84 |
| B_{recent}/B_{MSY}- B_{recent}/B_{RMS} | 0.42 | 0.81 | 1.33 | 1.57 | 1.71 | 1.86 | 1.94 | 2 |
| S_{recent}/S_{MSY}- S_{recent}/S_{RMS} | 0.33 | 0.72 | 1.33 | 1.63 | 1.82 | 2.02 | 2.14 | 2.23 |
| F multiplier- | | | | | | | | |
| Multiplicador de F | 0.45 | 0.71 | 1.13 | 1.33 | 1.56 | 1.79 | 1.93 | 1.97 |

APPENDIX D: SENSITIVITY ANALYSIS TO USING DATA ONLY FOR THE LATE PERIOD OF THE FISHERY (1995-2009)
ANEXO D: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD ANALYSIS TO USING DATA ONLY FOR THE LATE PERIOD OF THE FISHERY (1995-2009)

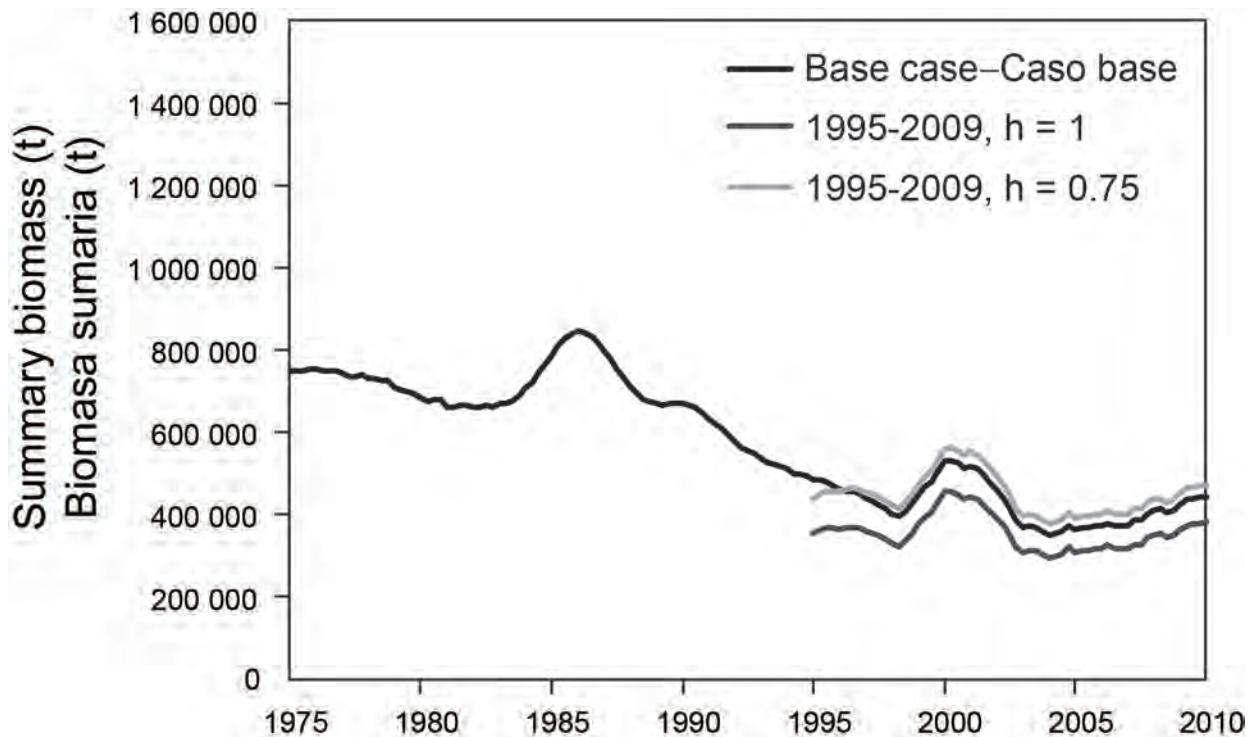


FIGURE D1. Comparison of estimates of the biomass of bigeye tuna 3+ quarters old (summary biomass) from the base case analysis and a stock assessment model using data only for the late period of the fishery (1995-2009).

FIGURA D.1. Comparación de las estimaciones de biomasa de atún patudo de 3+ trimestres de edad (biomasa sumaria) del análisis de caso base y de un modelo de evaluación de la población que usa datos del período tardío de la pesquería (1995-2009) solamente.

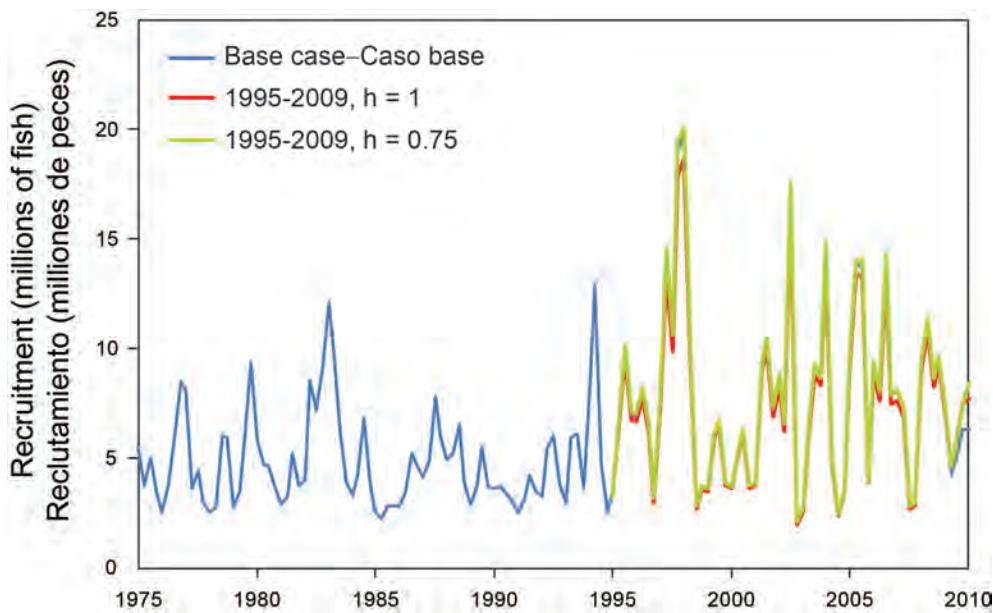


FIGURE D.2a. Comparison of estimates of absolute recruitment (in millions of fish) for bigeye tuna from the base case analysis and a stock assessment model using data only for the late period of the fishery (1995–2009).

FIGURA D.2a. Comparación de estimaciones de reclutamiento absoluto (en millones de peces) de atún patudo, del análisis de caso base y de un modelo de evaluación de la población que usa datos del período tardío de la pesquería (1995–2009) solamente.

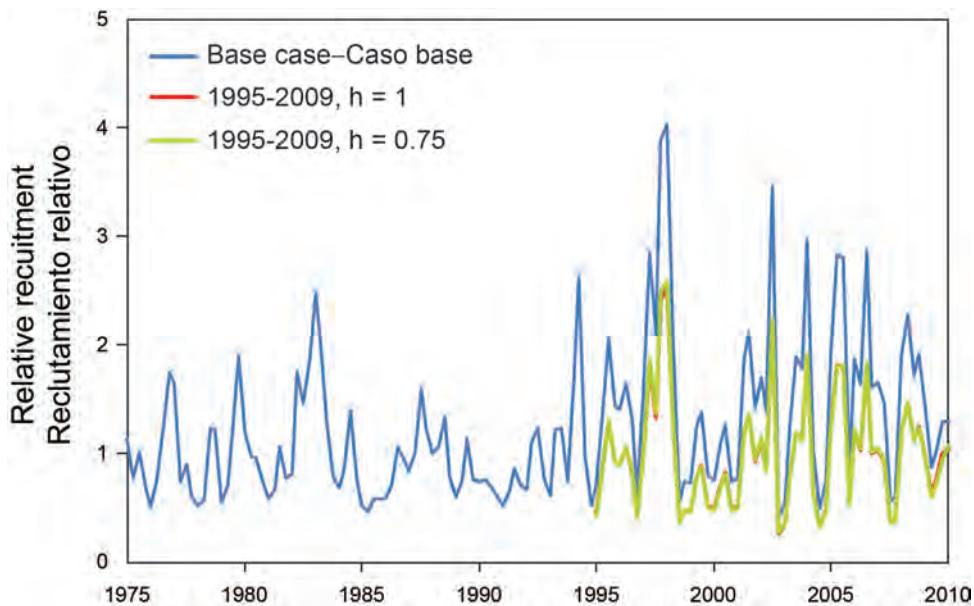


FIGURE D.2b. Comparison of estimates of relative recruitment for bigeye tuna from the base case analysis and a stock assessment model using data only for the late period of the fishery (1995–2009). The estimates are scaled so that the estimate of average recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line).

FIGURA D.2b. Comparación de estimaciones de reclutamiento relativo de atún patudo, del análisis de caso base y de un modelo de evaluación de la población que usa datos del período tardío de la pesquería (1995–2009) solamente. Se escalan las estimaciones para que la estimación de reclutamiento medio equivalga a 1,0 (línea de trazos horizontal).

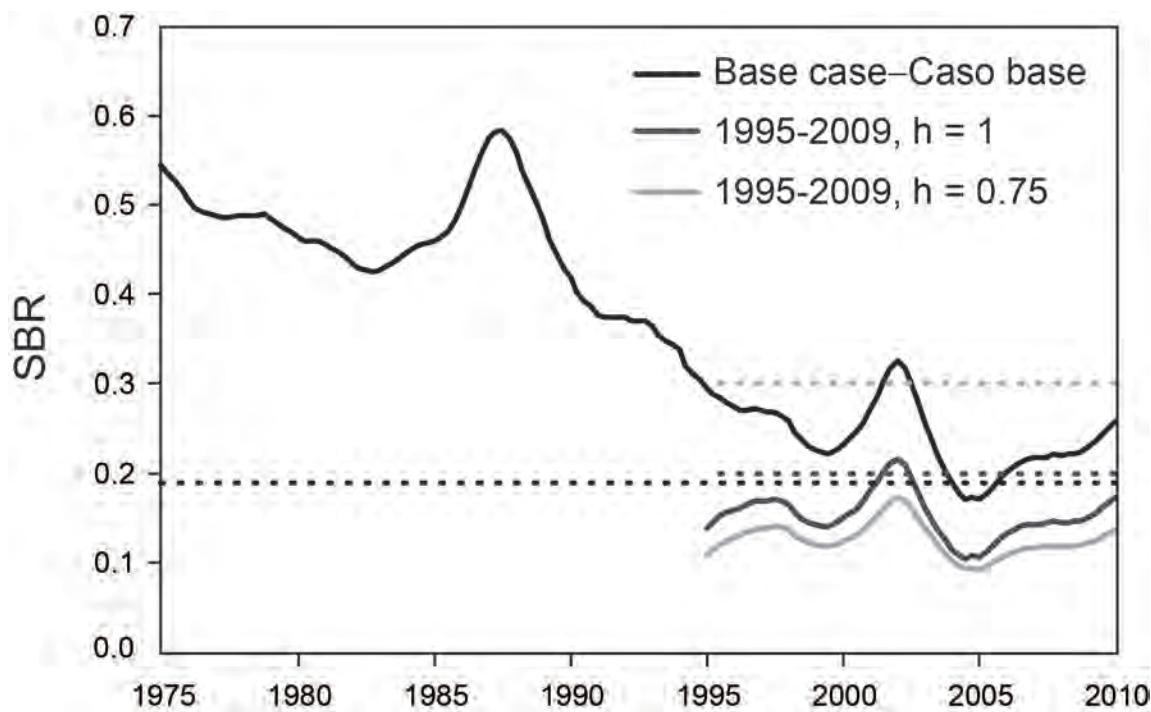


FIGURE D.4. Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the base case analysis and a stock assessment model using data only for the late period of the fishery (1995-2009). The horizontal dashed lines represent the SBRs associated with MSY under the different scenarios.

FIGURA D.4. Comparación de estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo, del análisis de caso base y de un modelo de evaluación de la población que usa datos del período tardío de la pesquería (1995-2009) solamente. Las líneas de trazos horizontales representan los SBR asociados con el RMS en los distintos escenarios.

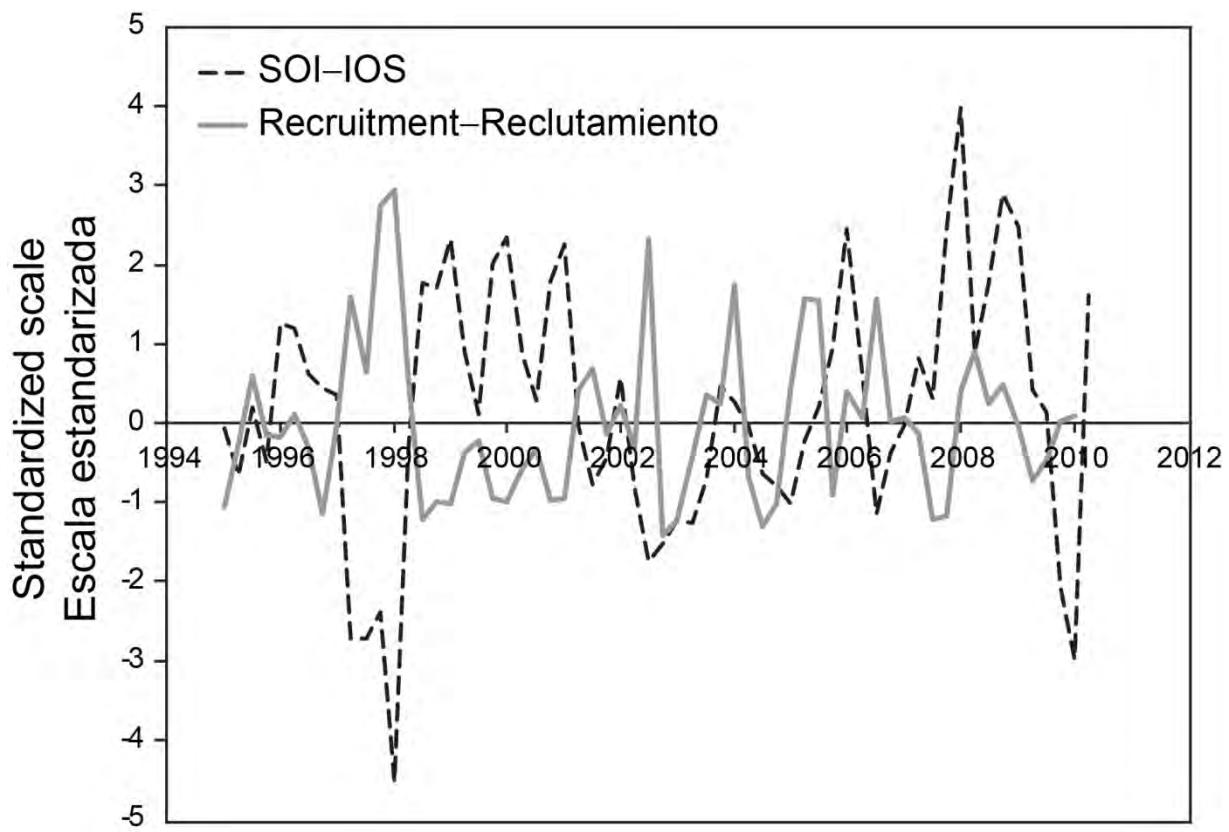


FIGURE D.5. Quarterly time series of bigeye standardized recruitments and the Southern Oscillation Index (SOI).

FIGURA D.5. Series de tiempo trimestrales de reclutamiento estandarizado de patudo y el Índice de Oscilación del Sur (IOS)

APPENDIX E: ADDITIONAL RESULTS FROM THE BASE CASE ASSESSMENT

This appendix contains additional results from the base case assessment of bigeye tuna in the EPO. These results are total fishing mortality rates.

ANEXO E: RESULTADOS ADICIONALES DE LA EVALUACIÓN DEL CASO BASE

Este anexo contiene resultados adicionales de la evaluación de caso base del atún patudo en el OPO. Estos resultados son tasas de mortalidad por pesca total.

TABLE E.1. Average annual fishing mortality rates for bigeye in the EPO for the base case assessment.

TABLA E.1. Tasas medias de mortalidad anual por pesca de patudo en el OPO para la evaluación del caso base.

| | 1-4 | 5-8 | 9-12 | 13-19 | 20+ |
|------|------------|------------|-------------|--------------|------------|
| 1975 | 0.01 | 0.04 | 0.12 | 0.10 | 0.03 |
| 1976 | 0.01 | 0.07 | 0.16 | 0.13 | 0.03 |
| 1977 | 0.01 | 0.06 | 0.18 | 0.16 | 0.04 |
| 1978 | 0.01 | 0.09 | 0.22 | 0.16 | 0.04 |
| 1979 | 0.01 | 0.07 | 0.18 | 0.15 | 0.04 |
| 1980 | 0.01 | 0.11 | 0.23 | 0.17 | 0.04 |
| 1981 | 0.01 | 0.07 | 0.19 | 0.15 | 0.04 |
| 1982 | 0.01 | 0.05 | 0.15 | 0.13 | 0.04 |
| 1983 | 0.01 | 0.04 | 0.16 | 0.15 | 0.04 |
| 1984 | 0.01 | 0.05 | 0.13 | 0.12 | 0.03 |
| 1985 | 0.01 | 0.03 | 0.13 | 0.12 | 0.04 |
| 1986 | 0.00 | 0.04 | 0.17 | 0.17 | 0.05 |
| 1987 | 0.00 | 0.04 | 0.19 | 0.20 | 0.06 |
| 1988 | 0.00 | 0.04 | 0.17 | 0.19 | 0.06 |
| 1989 | 0.00 | 0.04 | 0.18 | 0.18 | 0.05 |
| 1990 | 0.01 | 0.03 | 0.16 | 0.24 | 0.20 |
| 1991 | 0.01 | 0.03 | 0.17 | 0.26 | 0.23 |
| 1992 | 0.01 | 0.04 | 0.16 | 0.23 | 0.19 |
| 1993 | 0.05 | 0.06 | 0.17 | 0.23 | 0.19 |
| 1994 | 0.17 | 0.19 | 0.30 | 0.29 | 0.21 |
| 1995 | 0.34 | 0.28 | 0.29 | 0.26 | 0.18 |
| 1996 | 0.49 | 0.42 | 0.34 | 0.23 | 0.15 |
| 1997 | 0.45 | 0.43 | 0.41 | 0.27 | 0.16 |
| 1998 | 0.26 | 0.28 | 0.27 | 0.28 | 0.21 |
| 1999 | 0.21 | 0.23 | 0.23 | 0.19 | 0.12 |
| 2000 | 0.35 | 0.45 | 0.35 | 0.22 | 0.14 |
| 2001 | 0.38 | 0.46 | 0.34 | 0.27 | 0.20 |
| 2002 | 0.39 | 0.51 | 0.46 | 0.42 | 0.33 |
| 2003 | 0.35 | 0.40 | 0.38 | 0.36 | 0.29 |
| 2004 | 0.36 | 0.44 | 0.36 | 0.30 | 0.23 |
| 2005 | 0.44 | 0.51 | 0.35 | 0.22 | 0.14 |
| 2006 | 0.45 | 0.59 | 0.41 | 0.24 | 0.14 |
| 2007 | 0.32 | 0.42 | 0.29 | 0.19 | 0.13 |
| 2008 | 0.30 | 0.45 | 0.35 | 0.18 | 0.09 |
| 2009 | 0.36 | 0.48 | 0.30 | 0.16 | 0.09 |

CONDICIÓN DEL ATÚN PATUDO EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL EN 2009 Y PERSPECTIVAS PARA EL FUTURO

Alexandre Aires-da-Silva y Mark N. Maunder

ÍNDICE

| | | |
|----|--|-----|
| 1. | Resumen..... | 126 |
| 2. | Datos | 129 |
| 3. | Supuestos y parámetros..... | 133 |
| 4. | Evaluación de la población..... | 137 |
| 5. | Condición de la población..... | 146 |
| 6. | Efectos simulados de operaciones de pesca futuras..... | 149 |
| 7. | Direcciones futuras..... | 152 |
| | Figuras | 42 |
| | Tablas | 94 |
| | Anexos..... | 101 |
| | Referencias | 153 |

1. RESUMEN

Este documento presenta la evaluación actual de la población de atún patudo (*Thunnus obesus*) en el Océano Pacífico oriental (OPO). La presente evaluación fue efectuada con el modelo *Stock Synthesis* (Versión 3). La evaluación aquí reportada se basa en el supuesto que hay una sola población de patudo en el OPO, y que el intercambio de atún patudo entre el OPO y el Océano Pacífico occidental y central es limitado.

Los supuestos de la evaluación han sido modificados desde la evaluación previa, con base en extensos análisis investigativos y una serie de recomendaciones de la revisión externa de la evaluación del atún patudo por el personal de la CIAT, celebrada en mayo de 2010. Las definiciones espaciales de la pesquería de palangre han sido evaluadas de nuevo, y en la presente evaluación se suponen cuatro pesquerías de palangre en lugar de dos. Con respecto a la ponderación de los datos, el coeficiente de variación del error de observación para la pesquería de palangre del sur fue pre-especificado en un valor fijo, en lugar de ser tratado como parámetro estimado. Los cambios en el modelado del crecimiento consistieron en suponer un modelo de Richards en lugar de la curva menos flexible de von Bertalanffy. Además, los parámetros que determinan la varianza de la talla por edad fueron estimados en lugar de fijos, mientras que el tamaño medio de los peces más viejos (parámetro L_2) fue pre-especificado en un valor fijo, al igual que en las evaluaciones previas. Se realizaron también cambios en el modelado de la capturabilidad y selectividad. A fin de reducir los patrones de residuales del ajuste del modelo a los datos de frecuencia de talla de la pesquería de palangre, se relajó el supuesto de selectividad logística para la pesquería de palangre del sur durante todo el período de tiempo de la evaluación. En particular, todas las pesquerías de palangre fueron divididas en dos períodos en 1990, cada una con su serie de tiempo independiente de tasas de captura y de parámetros estimados de capturabilidad y selectividad. Se supuso que las curvas de selectividad por tamaño de las pesquerías de palangre antes de 1990 tienen forma de domo, en lugar de ser asintóticas, como en las evaluaciones previas. Se supuso también curvas de selectividad de tamaño en forma de domo para dos de las cuatro pesquerías de palangre durante el período tardío (después de 1990).

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 datos de talla por edad y composición por tamaño de las capturas de varias pesquerías distintas. Se hicieron también varios supuestos sobre procesos tales como crecimiento, reclutamiento, desplazamiento, mortalidad natural, y mortalidad por pesca. Se actualizaron los datos de captura y CPUE de las pesquerías de superficie para

incluir datos nuevos de 2009. Se dispone de datos nuevos o actualizados de la captura palangrera de Taipeí Chino (2006-2009), China (2008), Polinesia Francesa (2008), Japón 2006-2009), Corea (2008) y Estados Unidos (2007-2008). Se dispone de nuevos datos de frecuencia de talla de la pesquería de cerco para 2009. Se dispone de datos nuevos o actualizados de frecuencia de talla para la flota de palangre japonesa (2006-2008). Se realizaron análisis para evaluar la sensibilidad a: (1) una relación población-reclutamiento con diferentes valores estimados para el parámetro de inclinación; 2) suponer valores diferentes para el tamaño promedio de los peces más viejos en la curva de crecimiento de Richards; 3) suponer tasas menores y mayores de mortalidad natural (M) de patudo adulto; y 4) usar datos solamente del período tardío de la pesquería (1995-2009), que mejor refleja la mezcla actual de pesquerías atuneras que operan en el OPO.

Han ocurrido cambios importantes en la cantidad de mortalidad por pesca causada por las pesquerías que capturan atún 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, y la de los de más de unos 15 trimestres de edad ha aumentado en un grado mucho menor. El aumento de la mortalidad por pesca de los peces más jóvenes fue causado por la expansión de las pesquerías que capturan atún en asociación con objetos flotantes. La mortalidad por pesca de los peces de más de 20 trimestres de edad también ha aumentado de forma importante desde principios de los años 1990, a medida que patudos grandes se volvieron vulnerables a las pesquerías de palangre.

Dentro de la gama de biomassas reproductoras estimadas por la evaluación del 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.

La serie de tiempo de estimaciones de reclutamiento de patudo tiene varias características importantes. En primer lugar, las estimaciones del reclutamiento antes de 1993 son muy inciertas, ya que las pesquerías sobre objetos flotantes no capturaban cantidades importantes de patudo pequeño. Hubo un período de reclutamiento anual superior al promedio en 1994-1998, seguido por un período de reclutamiento inferior al promedio en 1999-2000. Los reclutamientos fueron superiores al promedio entre 2001 y 2006, y fueron particularmente grandes en 2005 y 2006. El reclutamiento en 2007 estuvo por debajo del promedio, pero el reclutamiento en 2008 parece haber sido particularmente grande. La estimación más reciente del reclutamiento anual (2009) es ligeramente inferior al nivel promedio. No obstante, esta estimación reciente es muy incierta, y debe ser considerada con cautela, debido a que el patudo recién reclutado está representado en solamente unas pocas muestras de frecuencia de talla.

La biomasa de patudo de edad 3+ trimestres aumentó durante 1983-1985, y alcanzó su nivel pico de unas 845 mil toneladas métricas (t) en 1986, tras lo cual disminuyó a un mínimo histórico de unas 347 mil toneladas al principio de 2004. Desde entonces, la biomasa de patudo de 3+ trimestres de edad ha mostrado una tendencia creciente en el OPO. La biomasa reproductora ha seguido generalmente una tendencia similar a de la biomasa de peces de edad 3+ trimestres, pero con un retraso de 1 a 2 años. Hay incertidumbre en la biomasa estimada de los patudos de edad 3+ trimestres y de los reproductores. No obstante, es aparente que la pesca ha reducido la biomasa total de patudo en el OPO. Se estima que la biomasa tanto de los peces de 3+ trimestres de edad como de los reproductores viene aumentando en los cinco últimos años. Esta tendencia creciente podría ser parcialmente atribuida a las resoluciones de conservación de atún de la CIAT durante 2004-2009, reclutamientos superiores al promedio, y una reducción del esfuerzo de pesca con palangre en el OPO en los últimos años.

Las estimaciones de la biomasa sumaria son moderadamente sensibles a la inclinación de la relación población-reclutamiento. Específicamente, las estimaciones de la biomasa son mayores que aquéllas estimadas en la evaluación de caso base, pero las tendencias son similares. Las tendencias del reclutamiento son similares a aquéllas del caso base. Las series de tiempo estimadas de la biomasa y el reclutamiento son muy sensibles al valor supuesto del tamaño medio de los peces más viejos (parámetro L_2) en la función de crecimiento. Las estimaciones de biomasa y reclutamiento son mayores para un valor

menor de ese parámetro. Las series de tiempo estimadas de la biomasa y el reclutamiento son muy sensibles a la tasa supuesta de mortalidad natural del patudo adulto. Las estimaciones de biomasa y reclutamiento aumentan con niveles mayores de mortalidad natural de adultos.

Cuando se usan solamente datos del período tardío de la pesquería (1995-2009) en la evaluación del patudo, y no se supone una relación población-reclutamiento (inclinación = 1), las estimaciones de la biomasa sumaria son más bajas que aquéllas del caso base. Si se supone una relación población-reclutamiento (inclinación = 0.75), las estimaciones de la biomasa sumaria son ligeramente mayores que aquéllas del caso base. Estos resultados son explicados parcialmente por diferencias en el reclutamiento absoluto, pero las tendencias del reclutamiento relativo son muy similares.

Al principio de enero de 2010, el cociente de biomasa reproductora (*spawning biomass ratio*, o SBR: el cociente de la biomasa reproductora actual a aquélla de la población no explotada) de atún patudo en el OPO se había recuperado de su nivel mínimo histórico de 0,17 al principio de 2005 a 0,26. Esta estimación más reciente del SBR es un 37% mayor que el nivel de rendimiento máximo sostenible (RMS).

Se estima que las capturas recientes han sido un 17% mayores que aquéllas correspondientes a los niveles de RMS. Si la mortalidad por pesca (F) es proporcional al esfuerzo de pesca, y se mantienen los patrones actuales de selectividad por edad, el nivel de esfuerzo de pesca correspondiente al RMS es aproximadamente un 13% mayor que el nivel de esfuerzo actual (2007-2009). 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. 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 inferior a F_{RMS} .

Todos los análisis de sensibilidad indican que, al principio de 2005, la biomasa reproductora (S) de patudo había iniciado una tendencia de recuperación. Aunque los resultados del modelo de caso base señalan que, al principio de 2010, la biomasa reproductora fue mayor que S_{RMS} (población no sobreexplicada), y tasa de la mortalidad por pesca fue menor que aquélla correspondiente a F_{RMS} (no ocurre sobreexpresión), esto interpretación está sujeta a incertidumbre y depende principalmente de los supuestos correspondientes a tres parámetros biológicos clave: la inclinación de la relación población-reclutamiento, el tamaño medio de los peces más viejos en la población, y los niveles de mortalidad natural de los adultos. Depende también del período histórico de la explotación de patudo usado en la evaluación.

Se predice que los picos recientes en el reclutamiento continúan la reciente tendencia creciente del SBR observada desde 2004, pero se espera que los altos niveles de mortalidad por pesca reduzcan, y luego estabilicen, el SBR bajo condiciones de reclutamiento promedio. Con los niveles actuales de esfuerzo, es probable que la población siga por encima del nivel correspondiente al RMS. 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.

Resultados clave

1. Los resultados de esta evaluación indican una tendencia reciente de recuperación del atún patudo en el OPO (2005-2009), subsiguiente a las resoluciones de conservación de atún de la CIAT iniciadas en 2004;
2. Existe incertidumbre con respecto a los niveles de reclutamiento y biomasa recientes y futuros;
3. Se estima que las tasas recientes de mortalidad por pesca están por debajo del nivel correspondiente al RMS, y que los niveles recientes de la biomasa reproductora están por encima de dicho nivel. No obstante, estas interpretaciones son inciertas, y altamente sensibles a los supuestos correspondientes al parámetro de inclinación de la relación población-reclutamiento, el

tamaño medio de los peces más viejos, los niveles supuestos de mortalidad natural del patudo adulto, y el período histórico de la explotación de patudo usado en la evaluación. Los resultados son más pesimistas si se supone una relación población-reclutamiento, un valor mayor para el tamaño medio de los peces viejos, y niveles más bajos de mortalidad natural del patudo adulto, y si se incluye solamente el período tardío de la pesquería (1995-2009) en la evaluación

4. Los resultados son más optimistas si se supone un valor más bajo para el tamaño medio de los peces viejos, y si se suponen niveles de mortalidad natural más altos para el patudo adulto;

2. DATOS

Se usaron datos de captura, esfuerzo, y composición por tamaño de enero de 1975 a diciembre de 2009 para llevar a cabo la evaluación de la población de atún patudo (*Thunnus obesus*) en el Océano Pacífico oriental (OPO). Los datos de 2009, de carácter preliminar, incluyen registros incorporados en la base de datos de la CIAT hasta mediados de junio de 2010. Se resumen y analizan los datos por trimestre.

2.1. Definiciones de las pesquerías

Se definen 23 pesquerías para la evaluación de la población de patudo. Son definidas sobre la base de tipo de arte (red de cerco, caña, y palangre), tipo de lance cerquero (sobre objetos flotantes, cardúmenes no asociados, y delfines), período de tiempo, zona de la CIAT de muestreo de frecuencia de tallas o latitud, y unidad de captura palangrera (en número o peso). Las definiciones de las pesquerías de palangre han sido mejoradas para esta evaluación de la población de patudo. En lugar de suponer dos pesquerías de palangre (norte y sur) separadas en latitud 15°N como en las evaluaciones previas, esta evaluación considera cuatro pesquerías de palangre (norte, central, sur, y costera). Las nuevas definiciones espaciales se basan en los resultados de un análisis de árbol de regresión que usa datos de captura por unidad de esfuerzo y datos de frecuencia de talla de palangre para investigar la estructura de la población de patudo en el OPO (Lennert-Cody, Maunder, y Aires-da-Silva 2010).

Un cambio importante del patrón de residuales que ocurrió a fines de los años 1980 fue identificado previamente en las distribuciones de composición por talla del patudo capturado con palangre (Aires-da-Silva y Maunder, 2010; Aires-da-Silva, Maunder, y Lennert-Cody 2010). Esto podría deberse a cambios temporales importantes de la capturabilidad y/o selectividad de palangre. Un análisis espacial de las tendencias en el número de anzuelos por canasta, que determina la profundidad de pesca del arte de palangre, indica una transición, a fines de los años 1980, de un período temprano de números crecientes y más variables de anzuelos por canasta, a un período tardío de números estabilizados y menos variables de anzuelos por canasta (Aires-da-Silva, Maunder y Lennert-Cody 2010). Sobre la base de estos cambios importantes de la tecnología pesquera que ocurrieron alrededor de 1990, todas las cuatro pesquerías de palangre fueron subdivididas en dos bloques temporales con capturabilidad/selectividad distintas (1975-1989 y 1990-2009). En la Tabla 2.1 se definen las pesquerías de patudo, y en la Figura 2.1 se ilustran la extensión espacial de cada pesquería y los límites de las zonas de muestreo de frecuencia de tallas.

En general, se definen las pesquerías de tal forma que, con el tiempo, ocurren pocos cambios en la composición por tamaños media de la captura. Se estratifican además las definiciones de las pesquerías cerqueras sobre objetos flotantes para distinguir de forma gruesa entre lances realizados principalmente sobre objetos flotantes naturales (que también incluyen desperdicios y otros objetos artificiales) (Pesquería 1), sobre dispositivos agregadores de peces (plantados) (Pesquerías 2-3, 5, 10-11, y 13), y sobre una mezcla de los dos (Pesquerías 4 y 12). Se supone que es apropiado agrupar los datos de capturas de los barcos cañeros, y de los buques cerqueros que pescan sobre delfines y cardúmenes no asociados (Pesquerías 6 y 7). Los dos primeros métodos capturan relativamente poco patudo, y en los datos de las Pesquerías 6 y 7 predomina información sobre capturas de cardúmenes de patudo no asociados. En vista de este último, en el presente informe se denominarán las Pesquerías 6 y 7 pesquerías que capturan patudo en cardúmenes no asociados.

Los datos de captura reportados por las pesquerías de palangre son una mezcla de captura en número y

registros de peso. Ya que el modelo *Stock Synthesis* (ver descripción en la sección 4) tiene la flexibilidad de incluir los datos de captura en número o en peso, se definen doce pesquerías de palangre: ocho pesquerías con captura reportada en número capturado (Pesquerías 12-19), y cuatro pesquerías de palangre adicionales que reportan la captura en peso durante el período tardío (Pesquerías 20-23).

2.2. Captura

Para realizar la evaluación de la población de atún patudo, se estratifican los datos de captura y esfuerzo en la base de datos de la CIAT conforme a las definiciones de pesquerías en la Sección 2.1 y la Tabla 2.1. Las tres definiciones relacionadas con los datos de captura usadas en informes anteriores (descargas, descartes, y captura) son descritas por Maunder y Watters (2001). La terminología en el presente informe es consistente con aquélla usada en otros informes de la CIAT. Las capturas realizadas en un año dado son asignadas a ese año, aun si no son descargadas hasta el año siguiente. Las capturas son asignadas a dos categorías, capturas retenidas y descartes. En este documento, se usa el término “captura” para reflejar o captura total (captura retenida más descartes) o captura retenida; el contexto determina la definición apropiada.

Se usan tres tipos de datos de captura para evaluar la población de patudo. Las extracciones por las Pesquerías 1, 6, y 12-23 son simplemente captura retenida (Tabla 2.1). Las extracciones por las Pesquerías 2-5 y 7 son captura retenida, más algunos descartes que resultan de ineficacias en el proceso de pesca (Sección 2.2.1). Las extracciones por las Pesquerías 8-11 son descartes que resultan solamente de la clasificación de la captura de las Pesquerías 2-5 (Sección 2.2.1).

Se incorporaron en la presente evaluación datos actualizados y nuevos de captura de las pesquerías de superficie (Pesquerías 1-12). Se usó el método de composición por especies (Tomlinson 2002) para estimar las capturas de las pesquerías de superficie. Se calcularon factores de escala medios para 2000-2008, dividiendo la captura total de todos los años y trimestres de las estimaciones de composición por especie por la captura total de todos los años y trimestres de las estimaciones estándar, y se aplicaron a las estimaciones de enlatadora y descargas de 1975-1999. En el caso de las Pesquerías 1, 6, y 7, usamos el promedio de las Pesquerías 2-5, para las Pesquerías 2 y 3 usamos el promedio de las Pesquerías 2 y 3, y para las Pesquerías 4 y 5 el promedio de las Pesquerías 4 y 5. Harley y Maunder (2005) presentan un análisis de sensibilidad en el que se comparan los resultados de la evaluación de la población basada en las estimaciones de composición por especie de las descargas de la pesquería de cerco con los resultados de la evaluación de la población basada en las estimaciones de descarga de las enlatadoras.

Se dispone de datos de captura actualizados o nuevos de las pesquerías de palangre (Pesquerías 12-23) de China (2008), Corea (2008), Estados Unidos (2007-2008), Japón (2006-2009), Polinesia Francesa (2008), y Taipei Chino (2006-2009). Se dispone de datos de captura de 2009 para China, Corea, Estados Unidos, Polinesia Francesa, y Vanuatu de las estadísticas de los informes mensuales. En el recuadro superior de la Figura 2.2 se ilustran las tendencias en la captura de patudo por cada pesquería del OPO durante cada año del período de 1975-2009. Se indican también las tendencias anuales de la captura correspondientes a la flota de superficie combinada (Pesquerías 1-11) y la flota de palangre (Pesquerías 12-23) (recuadro inferior de la Figura 2.2). Hubo una variación anual sustancial en las capturas de patudo de todas las pesquerías que operan en el OPO (Figura 2.2, recuadro superior). Antes de 1996, aproximadamente, la flota de palangre (Pesquerías 12-23) extrajo más patudo (en peso) del OPO que la flota de superficie (Pesquerías 1-11) (Figura 2.2, recuadro inferior), pero desde 1996 las capturas de la flota de superficie han sido generalmente mayores que las de la flota de palangre. Cabe destacar que la evaluación presentada en este informe usa datos correspondientes al período desde el 1 de enero de 1975, y que antes de esa fecha ya se estaba extrayendo cantidades sustanciales de patudo del OPO.

2.2.1. Descartes

Para los propósitos de la evaluación de poblaciones, se supone que los buques de cerco descartan patudo de sus capturas por uno de dos motivos: ineficacias en el proceso de pesca (por ejemplo, si la captura de

un lance no cabe en las bodegas disponibles del buque), o porque los pescadores seleccionan solamente el pescado de más de un cierto tamaño. En ambos casos, se estima la cantidad de patudo descartado con información reunida por observadores de los programas de la CIAT o nacionales, aplicando métodos descritos por Maunder y Watters (2003). Sin considerar el motivo por el descarte, se supone que muere todo el pescado descartado.

Las estimaciones de los descartes que resultan de ineficacias en el proceso de pesca son sumadas a las capturas retenidas de los buques de cerco (Tabla 2.1). No se dispone de datos de observadores para estimar los descartes en las pesquerías de superficie que operaban antes de 1993 (Pesquerías 1 y 6), y se supone que dichas pesquerías no tenían descartes. Para las pesquerías de superficie que operan desde 1993 (Pesquerías 2-5 y 7), hay períodos para los cuales los datos de los observadores son inadecuados para estimar los descartes. Para estos períodos se supone que la tasa de descarte (descartes/capturas retenidas) es igual a la tasa de descarte media del mismo trimestre de los años adyacentes o, si no se dispone de ésta, la del año siguiente.

Se tratan los descartes que resultan del proceso de clasificar la captura como pesquerías separadas (Pesquerías 8-11 y se supone que las capturas de estas pesquerías consisten solamente en peces de 2-4 trimestres de edad (Maunder y Hoyle 2007). Watters y Maunder (2001) presentan una justificación por tratar estos descartes como pesquerías separadas. Se calculan estimaciones de la cantidad de pescado descartado durante la clasificación solamente para las pesquerías que capturan patudo asociado con objetos flotantes (Pesquerías 2-5), porque se cree que este tipo de clasificación es infrecuente en las demás pesquerías cerceras.

En la Figura 2.3 se presentan series de tiempo de descartes anuales como proporción de las capturas totales (retenidas más descartadas) de las pesquerías de superficie que capturan patudo en asociación con objetos flotantes. En el caso de las cuatro pesquerías más importantes sobre objetos flotantes (Pesquerías 2-5) con pesquerías de descarte correspondientes (Pesquerías 8-11), la proporción de la captura descartada ha sido baja desde fines de los años 1990 con respecto a la que se observa en la pesca sobre las cohortes fuertes producidas en 1997. Hay evidencias fuertes de que esto se debe a las clases anuales que fueron menos fuertes que aquélla de 1997. No obstante, desde 1997 los reclutamientos han sido mayores que el promedio a largo plazo (Figura 4.5). Es posible que los reglamentos que prohíben los descartes de atún (2001-2007; Resolución C-00-08 y renovaciones subsiguientes de la misma) hayan causado una reducción de la proporción de pescado descartado. Las altas proporciones recientes de descartes observadas en la Pesquería 10 (costera) constituyen una excepción.

Se supone que no se descarta patudo en las pesquerías palangreras (Pesquerías 12-23).

2.3. Índices de abundancia

Se derivaron índices de abundancia de los datos de captura y esfuerzo de cerco y de palangre. Se actualizaron los datos de esfuerzo de pesca de las pesquerías de superficie (Pesquerías 1-7), y se incluyeron datos nuevos de 2009. Se dispone de datos nuevos o actualizados de captura y esfuerzo de las pesquerías palangreras japonesas (2006-2009). En la Figura 2.4 se ilustran las tendencias en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por las pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún patudo en el OPO. Mientras que el esfuerzo de pesca cerquero (en días de pesca) ha mostrado una tendencia creciente durante la década actual (Pesquerías 2, 3 y 5), el esfuerzo de pesca de palangre ha disminuido paulatinamente (pesquerías de palangre tardías 13, 15, 17, y 19).

La captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de los buques de cerco de más de 363 t de capacidad de acarreo fue calculada como captura dividida por el número de días de pesca. El número de días de pesca por tipo de lance fue estimado a partir del número de lances, usando una regresión múltiple del total de días de pesca como función del número de lances por tipo (Maunder y Watters 2001).

Se obtuvieron estimaciones de la CPUE estandarizada (1975-2009) para las ocho pesquerías de palangre (tempranas y tardías) (Pesquerías 12-19). Se usó un modelo lineal general delta logarítmico normal, en el

cual las variables explicativas fueron latitud, longitud, y anzuelos por canasta (Hoyle y Maunder 2006).

En la Figura 2.5 se ilustran las series de tiempo de la CPUE de las distintas pesquerías. Los índices de abundancia considerados apropiados para uso en la evaluación fueron las series de CPUE de las Pesquerías 2, 3, y 5 (lances cerqueros sobre objetos flotantes) y 12-19 (pesquerías de palangre). Se consideraron inapropiadas las pesquerías excluidas porque las tasas de captura fueron extremadamente bajas (Pesquería 1) o porque combinan artes (cerco y caña; Pesquerías 6 y 7). Además, se excluyeron los dos primeros años de las pesquerías de cerco porque estaban todavía creciendo. Existe una tendencia creciente notoria en la CPUE estandarizada de las pesquerías de palangre (Pesquerías 13, 15, 17, y 19) durante los 3 o 4 años más recientes.

2.4. Datos de composición por tamaño

Se dispone de datos de frecuencia de talla nuevos de 2009 para las pesquerías de superficie. Se dispone de datos de frecuencia de talla nuevos o actualizados de la flota palangrera japonesa (2006-2008). No se usan en la evaluación datos de composición por tamaño de las otras flotas palangreras.

Los datos de frecuencia de talla de la flota de Taipei Chino incluyen más peces pequeños que aquéllos de la flota japonesa. No obstante, existen dudas acerca de la representatividad de las muestras de frecuencia de talla de la flota de Taipei Chino (Stocker 2005, Anónimo 2006), y por lo tanto no se usan estos datos en la evaluación de caso base. Maunder y Hoyle (2007) realizaron un análisis de sensibilidad en el que se trató la flota de Taipei Chino como pesquería separada. Además, Wang *et al.* (2009) realizaron una investigación que trató la pesquería de Taipei Chino como entidad separada, en lugar de combinar los datos de esa pesquería con aquéllos de otras pesquerías de palangre, como en esta evaluación. Los resultados de este estudio indicaron pocas diferencias con respecto a los resultados de caso base.

Las pesquerías del OPO capturan patudo de varios tamaños. En evaluaciones previas se describió la composición por tamaño media de las capturas de cada pesquería definida en la Tabla 2.1. Las pesquerías que capturan patudo asociado con objetos flotantes capturan típicamente patudo pequeño- (< 75 cm) y mediano (75 a 125 cm) (Figuras 2.6a-b, Pesquerías 1-5). Antes de 1993, la captura de patudo pequeño fue aproximadamente igual a la de patudo mediano (Figura 2.6a, Pesquería 1), pero desde 1993 predomina el patudo pequeño de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes (Figuras 2.6a-b, Pesquerías 2-5). Una excepción es el período de 1999-2002, cuando una cohorte fuerte pasó por la pesquería y predominaron peces medianos en la captura de las pesquerías sobre objetos flotantes.

Antes de 1990, los lances sobre atunes no asociados capturaban principalmente patudo mediano (Figura 2.6b, Pesquería 6), pero desde entonces han capturado más patudo pequeño y grande (de más de 125 cm) (Figura 2.6c, Pesquería 7). Las capturas de las pesquerías de palangre (Pesquerías 12-19) son de composición por tamaño marcadamente diferente. En la zona al norte de 10°N (pesquerías de palangre del norte 12 y 13), los palangreros capturan principalmente pescado mediano, y la composición por tamaño media muestra dos picos notorios (las bandas en 80 cm y 120 cm en la Figura 2.6c); en las zonas central y del sur de las pesquerías de palangre (Pesquerías 14-15 y 16-17, respectivamente), capturan cantidades sustanciales de patudos medianos y grandes, pero la composición de tamaños tiene una sola moda (Figuras 2.6d y 2.6e), pero parece haber ocurrido una transición de peces medianos a peces de más de 150 cm a fines de los años 1980. Parece también ocurrir un cambio a peces más grandes capturados por buques de palangre en la zona costera (Pesquerías 18 y 19) a fines de los años 1980, pero estos peces no son tan grandes como aquéllos capturados en las zonas central y sur en el período tardío (Pesquerías 15 y 17). A fin de modelar mejor estos cambios observados en los datos de composición por talla del patudo capturado con palangre, y para tratar el patrón de residuales asociado (ver Sección 4.3.1), la presente evaluación considera dos bloques de tiempo con capturabilidad y/o selectividad distintas para todas las pesquerías de palangre (ver Sección 2.1).

2.5. Datos de talla por edad

Datos de talla por edad derivados de lecturas de otolitos (Schaefer y Fuller 2006) fueron integrados en el

modelo de evaluación de poblaciones para proveer información sobre la talla media por edad y la variación de la talla por edad. Estos datos consisten en estimaciones de edad basadas en conteos de los incrementos diarios en los otolitos, y las tallas de 254 peces capturados en 2002 por las pesquerías sobre objetos flotantes (Schaefer y Fuller 2006).

3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS

3.1. Información biológica y demográfica

3.1.1. Crecimiento

Al igual que en el caso de muchas especies de atunes, especificar el crecimiento en la evaluación de la población del patudo en el OPO presenta ciertos problemas. Se dispone de datos de talla por edad derivadas de lecturas de otolitos para peces de hasta cuatro años de edad solamente (Schaefer y Fuller 2006). Esto representa un espectro estrecho de edades de una longevidad estimada en al menos 15 o 16 años a partir de estudios de marcado (Langley *et al.* 2008). Los incrementos diarios de los otolitos de peces grandes (más viejos) son muy difíciles de interpretar. Se dispone de estimaciones de crecimiento de patudo basadas en estudios de marcado, pero están asimismo limitadas principalmente a las edades jóvenes (Schaefer y Fuller 2006). Obtener información de marcado y recaptura para los peces de mayor edad es problemático, ya que es difícil capturar patudos grandes para el marcado, y se dispone de pocas muestras de peces grandes de las pesquerías de palangre.

Schaefer y Fuller (2006) realizaron el estudio más reciente de la edad y crecimiento del patudo en el OPO, usando datos de marcado y recaptura y de incrementos diarios en los otolitos para estimar el crecimiento. Las dos fuentes de datos arrojaron estimaciones muy similares, pero la talla asintótica de la curva de crecimiento de von Bertalanffy (1938) es mucho mayor que cualquier talla observada. Esto es razonable, siempre que no se asigne ningún significado biológico al parámetro de talla asintótica y que se use el modelo de crecimiento solamente como representación de las edades de los peces que fueron muestreados. La edad máxima de los patudos en su conjunto de datos es aproximadamente 4 años (16 trimestres), y por lo tanto la curva de crecimiento de von Bertalanffy resultante no puede ser usada para predecir el crecimiento más allá de esta edad.

Se hizo un intento de estimar el crecimiento internamente en modelos recientes de evaluación de la población de patudo del OPO. Se ajusta el modelo de crecimiento a los datos de talla por edad de las lecturas de otolitos (Schaefer y Fuller 2006) y los datos de composición por talla de patudos muestreados de distintas pesquerías. Usando el modelo de evaluación de poblaciones A-SCALA (Maunder y Watters 2003), se ajustó una curva de crecimiento de Richards con el parámetro de talla asintótica en aproximadamente el tamaño de los patudos más grandes en los datos (186.5 cm; Maunder y Hoyle 2006). Esta curva resultante también ha sido tratada como probabilidad *a priori* para todas las edades en la evaluación de la población de patudo (Maunder y Hoyle 2007).

Los estudios de crecimiento y evaluaciones de poblaciones de especies de atunes previos (por ejemplo, Harley y Maunder 2005; Maunder 2002a) indican que el mejor ajuste del crecimiento rápido y casi lineal de los atunes juveniles es por un modelo de crecimiento de Richards. En dos evaluaciones tempranas de la población de patudo (Aires-da-Silva y Maunder 2007, 2009), se usó una curva de crecimiento de von Bertalanffy para predecir la talla por edad promedio. Esto se debió principalmente a que no se contaba todavía con una función de Richards en *Stock Synthesis* (versión 2; Methot 2005). En la evaluación más reciente del patudo (Aires-da-Silva y Maunder 2010a), se realizó un análisis de sensibilidad usando el modelo de crecimiento de Richards. Se lograron mejoras sustanciales del ajuste del modelo a los datos, particularmente a los datos de talla por edad (lecturas de otolitos) y composición de tallas.

Siguiendo las recomendaciones de la revisión externa de la evaluación del patudo por el personal de la CIAT, celebrada en mayo de 2010, en la evaluación actual se pasa del modelo tradicional de von Bertalanffy a un modelo de Richards más flexible. Análisis de sensibilidad previos señalaron que los resultados de la evaluación del patudo son altamente sensibles al valor supuesto del tamaño promedio de

los peces más viejos, el parámetro L_2 en el modelo de crecimiento (Hampton y Maunder 2005; Aires-da-Silva y Maunder 2007; Aires da Silva y Maunder 2010c). La selección de L_2 para el patudo es algo arbitraria, y el parámetro ha sido generalmente fijado alrededor del tamaño de los peces más grandes en los datos. Al igual que en evaluaciones previas, y siguiendo la recomendación de la revisión externa, en la presente evaluación del patudo se pre-especifica L_2 en lugar de estimarlo; se fija en 185,5 cm, valor que es aproximadamente el tamaño promedio de los peces más grandes en los datos. Se realizó un análisis de sensibilidad para investigar el efecto sobre los resultados de la evaluación de suponer distintos valores de L_2 , y se computó también un perfil de probabilidad de este parámetro (Anexo B).

Otro componente importante del crecimiento usado en los modelos estadísticos por edad de la captura por talla es la variación en la talla por edad, que puede ser igual de influyente que la talla media por edad. Se puede obtener información sobre la variabilidad de la talla por edad de los datos de talla por edad, disponibles para el atún patudo (Schaefer y Fuller 2006). Desgraciadamente, las muestras de otolitos de patudo no fueron tomadas al azar, sino para cubrir una gama de tamaños para producir información sobre la talla media por edad. Por lo tanto, estos datos no constituyen una buena medida de la variación de la talla por edad. En una evaluación previa que usó A-SCALA (Maunder y Hoyle 2007), se usó probabilidad condicional para aplicar una verosimilitud apropiada a los datos y estimar la variación de la talla por edad. Estas estimaciones de variabilidad han sido usadas (fijas) en las últimas evaluaciones del patudo que usan *Stock Synthesis*. Siguiendo una recomendación de la revisión externa, en la presente evaluación del patudo se estiman los parámetros que determinan la varianza de la talla por edad, en lugar de fijarlos en los valores estimados de A-SCALA. Se integraron en el modelo de evaluación de poblaciones datos de talla por edad derivados de lecturas de otolitos (Schaefer y Fuller 2006) para proporcionar información sobre la variación de la talla por edad.

Se usó la siguiente relación peso-talla, de Nakamura y Uchiyama (1966), para convertir tallas a pesos en la presente evaluación de la población:

$$w = 3.661 \times 10^{-5} \cdot l^{2.90182}$$

donde w = peso en kilogramos y l = talla en centímetros.

3.1.2. Mortalidad natural

Se suponen vectores de mortalidad natural (M) por edad para el patudo. La presente evaluación usa un modelo específico por sexo, y por lo tanto incluye vectores de mortalidad natural para cada sexo (Figura 3.2). Se supone una tasa mayor de mortalidad natural ($M = 0,25$) para los peces de ambos sexos de 0 trimestres de edad, que disminuye a 0,1 a los 5 trimestres de edad. Al igual que en evaluaciones previas, se supone que la mortalidad natural de las hembras aumenta después de alcanzar la madurez. Estos vectores por edad de la mortalidad natural se basan en un ajuste de las estimaciones de las proporciones de hembras por edad, la madurez por edad, y la mortalidad natural de Hampton (2000).

Se retiene la observación previa que distintos niveles de mortalidad natural ejercieron un efecto grande sobre el tamaño absoluto de la población y el tamaño de la población en relación con aquél correspondiente al rendimiento máximo sostenible (RMS; ver definición en la Sección 5) (Watters y Maunder 2001). Harley y Maunder (2005) realizaron un análisis de sensibilidad para evaluar el efecto de incrementar la mortalidad natural del patudo de menos de 10 trimestres de edad. Además, se evaluó el efecto sobre la evaluación de la población de patudo de suponer varios escenarios alternativos de tasas de mortalidad natural de juveniles (Documento SARM-9-INF-B⁴). Las cantidades de ordenación mostraron poca sensibilidad cuando se supusieron niveles mayores de M para los peces de 0-5 trimestres de edad. Por contraste, las cantidades de ordenación mostraron una mayor sensibilidad al supuesto acerca de la mayor edad temprana (5-12 trimestres) incluida en los altos niveles de M . No obstante, los altos niveles de M supuestos para el patudo de 5-12 trimestres de edad (60-120 cm) parecen poco realistas. El presente

⁴ <http://www.iattc.org/PDFFiles2/SARM-9-INF-B-Comments-on-Document-SARM-9-11d.pdf>

informe incluye un análisis de sensibilidad al supuesto de tasas mayores de mortalidad natural para el patudo adulto (Anexo C).

Una investigación en curso de las tasas de mortalidad natural del patudo basada en un análisis integrado que incluye datos de marcado y de proporciones de sexos indica niveles de M para el patudo adulto más altos que lo que se supuso previamente (Maunder *et al.* 2010). No obstante, estas estimaciones son altamente inciertas y muy dependientes de los supuestos acerca de las tasas de notificación de marcas por los buques de palangre.

3.1.3. Reclutamiento y reproducción

Se supone que el patudo puede ser reclutado a la población pescable durante cada trimestre del año. Es posible que el reclutamiento sea continuo durante todo el año, porque peces individuales pueden desovar casi cada día si la temperatura del agua es adecuada (Kume 1967; Schaefer *et al.* 2005).

El método *Stock Synthesis* permite especificar una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957). Se parametriza la curva de Beverton-Holt para que la relación entre la biomasa reproductora (la biomasa de hembras maduras) y el reclutamiento sea determinada mediante la estimación del reclutamiento medio producido por una población no explotada (reclutamiento virgen), un parámetro denominado inclinación. La inclinación controla la velocidad con la cual disminuye el reclutamiento cuando se reduce la biomasa reproductora. Se define como la fracción del reclutamiento virgen que se produce si se reduce la biomasa reproductora al 20% de su nivel no explotado. La inclinación puede variar entre 0,2 (en cuyo caso el reclutamiento es una función lineal de la biomasa reproductora) y 1,0 (en cuyo caso el reclutamiento es independiente de la biomasa reproductora). En la práctica es a menudo difícil estimar la inclinación debido a una falta de contraste en la biomasa reproductora y porque hay otros factores (por ejemplo, influencias ambientales) que pueden causar que el reclutamiento sea altamente variable. Para la presente evaluación, se supone que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población (inclinación = 1). No existen evidencias de que el reclutamiento esté relacionado con el tamaño de la población reproductora en el caso del patudo en el OPO y, si se estima la inclinación como parámetro libre, es cercana a 1. No obstante, análisis de simulación han mostrado que la estimación de la inclinación es problemática, con una incertidumbre grande y estimaciones frecuentes iguales a uno aun cuando la inclinación verdadera es moderadamente menor que uno (Conn *et al.* 2010). En este informe se presenta un análisis de sensibilidad con inclinación = 0,75, y un perfil de verosimilitud para este parámetro (Anexo A). Además de los supuestos requeridos para la relación población-reclutamiento, se aplica una limitación de los desvíos del reclutamiento con una desviación estándar de 0,6. El reclutamiento es modelado a edad 0 en *Stock Synthesis*.

Los insumos de reproducción se basan en los resultados de Schaefer *et al.* (2005) y en datos provistos por el Dr. N. Miyabe, del Instituto Nacional de Investigación de Pesquerías de Ultramar (NRIFSF) de Japón. Se usó información sobre la talla por edad (Schaefer y Fuller 2006) para convertir la proporción madura por talla en un vector de edad de madurez (Figura 3.3, Tabla 3.1).

3.1.4. Desplazamientos

La presente evaluación no considera los desplazamientos explícitamente, sino que se supone que la población esté mezclada al azar al principio de cada trimestre del año. El personal de la CIAT está estudiando los desplazamientos del patudo dentro del OPO usando datos recién obtenidos de marcas convencionales y archivadoras, y estos estudios indican niveles sustanciales de fidelidad regional del patudo en el OPO. Es posible que los resultados de estos estudios produzcan información útil para la evaluación de la población. Esto implica que podrían existir patrones de merma local de patudo en el OPO. Se ha iniciado una evaluación preliminar de la estructura espacial en la evaluación del patudo (Aires-da-Silva y Maunder 2010b). Se considerará un marco con estructura espacial en las evaluaciones futuras de las poblaciones. La definición especial de las pesquerías acomoda ciertas formas de desplazamientos mediante selectividad y capturabilidad distintas.

3.1.5. Estructura de la población

Schaefer y Fuller (2009) resumen los conocimientos actuales de la estructura de la población del patudo en el OPO. Los resultados de los estudios de mercado indican una fidelidad regional de la especie en la región, y sugieren un grado de mezcla muy bajo entre el Pacífico oriental y occidental (Schaefer y Fuller 2002; Schaefer y Fuller 2008). Por consiguiente, y para los propósitos de la presente evaluación, se supone que existen dos poblaciones, una en el OPO y la otra en el Pacífico occidental y central, y que no ocurre un intercambio de peces neto entre estas dos regiones. El personal de la CIAT realiza periódicamente una evaluación del patudo del Pacífico entero, en colaboración con científicos del Programa de Pesquerías Oceánicas de la Secretaría de la Comunidad del Pacífico y del NRIFSF. Es posible que este trabajo ayude a señalar cómo el supuesto de una sola población en el OPO podría afectar la interpretación de los resultados obtenidos del método *Stock Synthesis*. Análisis recientes (Hampton *et al.* 2003) que estiman tasas de desplazamiento dentro del Océano Pacífico, produjeron tendencias de la biomasa muy similares a aquéllas estimadas por Harley y Maunder (2004), y las diferencias en los niveles absolutos de la biomasa se debieron principalmente a diferencias en las tasas de crecimiento entre los dos lados del Océano Pacífico.

A fin de investigar la sensibilidad de los resultados de la evaluación a los supuestos sobre la estructura de la población, se realizó un análisis de sensibilidad a la extensión del límite occidental de la distribución de la población de patudo (Aires-da-Silva y Maunder 2010a). Cuando se extendió el límite occidental supuesto de la distribución del atún patudo de 150°O a 170°E, y se incluyó en el modelo la captura adicional tomada en el Pacífico central y occidental, los reclutamientos y las biomassas fueron mayores que aquéllos estimados por el modelo de caso base, pero las tasas relativas son muy similares. Cuando se ajustó el modelo también a los datos adicionales de CPUE y composición por talla del Pacífico central y occidental, las estimaciones de biomasa de la mayoría de los años se volvió menor que el caso base, pero las tasas relativas son asimismo similares. La evaluación del estatus de la población de estos análisis de sensibilidad fue similar a aquélla del caso base.

3.2. Influencias ambientales

Las condiciones oceanográficas podrían afectar el reclutamiento de atún patudo a las pesquerías en el OPO. En evaluaciones previas (Watters y Maunder 2001, 2002, por ejemplo), se usaron anomalías de la velocidad zonal (anomalías de la velocidad en dirección este-oeste) a 240 m de profundidad como candidato de variable ambiental para afectar el reclutamiento. El mecanismo que es responsable de esta relación no ha sido identificado, y las correlaciones entre el reclutamiento y los índices ambientales son a menudo espurias, por lo que la relación entre la velocidad zonal y el reclutamiento del patudo debe ser considerada con escepticismo. No obstante, esta relación suele indicar que el reclutamiento del patudo es incrementado por eventos fuertes de El Niño y reducido por eventos fuertes de La Niña. En efecto, dos de los períodos de máximo reclutamiento (1982-1983 y 1997-1998) coinciden con los dos eventos de El Niño más fuertes del siglo veinte. Maunder y Hoyle (2007) realizaron un análisis de sensibilidad para investigar la relación entre el reclutamiento y el índice de El Niño; demostró que existía una relación negativa significativa, pero que explicaba solamente una pequeña proporción de la variabilidad total del reclutamiento.

En evaluaciones previas se realizaron otros análisis de sensibilidad en los que se incorporaron índices ambientales en el modelo de evaluación de poblaciones. Se supuso que las condiciones oceanográficas afectan la eficacia de las cinco pesquerías que capturan patudo asociado con objetos flotantes (Pesquerías 1-5) (Watters y Maunder 2001, 2002; Maunder y Harley 2002). En la evaluación de Maunder y Harley (2002) se supuso una influencia ambiental sobre capturabilidad para la pesquería sobre objetos flotantes central (Pesquería 3) solamente. Se descubrió que incluir este efecto no afectó mucho los resultados.

En general, los análisis en los que no se incluyeron índices ambientales produjeron estimaciones del reclutamiento similares a aquéllas que usan la velocidad zonal (Harley y Maunder 2004). Esto sugiere que hay información suficiente en los datos de frecuencia de talla para estimar la fuerza de la mayoría de las

clases anuales históricas, pero el índice podría ser útil para reducir la incertidumbre en las estimaciones de la fuerza de las cohortes más recientes, para las que se dispone de pocas muestras de composición por tamaño. Un análisis de sensibilidad previo del efecto de incluir el índice ambiental señaló que el índice no fue estadísticamente significativo (Maunder y Hoyle 2006), o explicó tan sólo una pequeña proporción de la variación total en el reclutamiento (Maunder y Hoyle 2007). No obstante, el patrón de reclutamiento de “dos escalones” del patudo en el OPO (Sección 4.1.2), que consiste en un período de reclutamientos más bajos (1975-1993) seguido por un período de reclutamientos relativamente grandes (1994-2009), podría estar impidiendo una correlación significativa. Podría ser preferible investigar correlaciones ambientales para el período tardío solamente. En el Anexo B, se comparan las series de tiempo de reclutamientos trimestrales estimados de patudo de solamente el período tardío de la pesquería (1995-2009) con el Índice de Oscilación del Sur (IOS; Philander 1990) (ver Anexo D). Una evaluación de la estructura espacial en la evaluación del patudo señala que tendencias similares del reclutamiento en distintas regiones del OPO podrían ser impulsadas por un efecto ambiental a gran escala similar (por ejemplo, eventos de El Niño/La Niña) (Aires-da-Silva y Maunder 2010b)

En vista de los resultados de los análisis de sensibilidad previos aquí descritos, no se incorporó un índice ambiental en la presente evaluación.

4. EVALUACIÓN DE LA POBLACIÓN

El método *Stock Synthesis* (SS - Versión 3.10; Methot 2005, 2009) fue usado para evaluar la condición del atún patudo en el OPO. Consiste en un modelo de evaluación de poblaciones estadístico integrado (ajustado a muchos tipos de datos diferentes) basado en tamaño y con estructura por edad.

El modelo es ajustado a los datos observados (índices de abundancia relativa y composiciones de tamaño) con un conjunto de parámetros de dinámica de población y de pesca que maximizan una verosimilitud penalizada, dada la cantidad de captura tomada por cada pesquería. Muchos aspectos de los supuestos subyacentes del modelo son descritos en la Sección 3. Incluye también los siguientes supuestos importantes:

1. El patudo es reclutado a las pesquerías de descarte (Pesquerías 8-11) 1 trimestre después de la cría, y dichas pesquerías capturan solamente peces de las primeras pocas clases de edad (plenamente seleccionado entre 1 y 3 trimestres de edad).
2. Se supone que las curvas de selectividad basada en tamaño de las pesquerías palangreras tardías en las zonas central y sur (Pesquerías 15 y 17) son asintóticas.
3. Los datos de las pesquerías que capturan atún patudo en cardúmenes no asociados (Pesquerías 6 y 7), las pesquerías sobre objetos flotantes de antes de 1993 y costera (Pesquerías 1 y 4), y las pesquerías cuya captura está compuesta de los descartes por clasificación (Pesquerías 8-11), proporcionan relativamente poca información sobre los niveles de biomasa, porque estas pesquerías no dirigen su esfuerzo al patudo. Por este motivo, las series de tiempo de CPUE de estas pesquerías no fueron usadas como índices de abundancia.

Se estimaron los parámetros siguientes en la presente evaluación de la población de patudo del OPO:

1. Talla media por edad y variabilidad de la talla por edad. Tal como se propuso en la evaluación previa del patudo como modificación futura (Aires-da-Silva y Maunder 2010a), y siguiendo una recomendación de la revisión externa, se adoptó una curva de crecimiento de Richards más flexible como alternativa a la función de crecimiento de von Bertalanffy usada en evaluaciones previas. Además, fueron estimados, en lugar de fijos, los parámetros de un modelo lineal que relaciona las desviaciones estándar en la talla por edad con las tallas medias por edad.
2. Reclutamiento en cada trimestre desde el primer trimestre de 1975 hasta el cuarto trimestre de 2009 (incluye estimación del reclutamiento virgen (o promedio) y anomalías temporales del reclutamiento);
3. Coeficientes de capturabilidad de las once series de tiempo de CPUE usadas como índices de

abundancia (pesquerías sobre objetos flotantes 2, 3, y 5, pesquerías de palangre 12-19). Se suponen dos bloques de tiempo (pesquerías tempranas y tardías, divididas en 1990) con distintos parámetros de capturabilidad para las pesquerías de palangre nuevas definidas (norte, central, sur, y costera, Pesquerías 12-19);

4. Coeficiente de variación (CV) de los tres índices de CPUE que se usan como índices de abundancia para las pesquerías sobre objetos flotantes (Pesquerías 2, 3, y 5) o índices de CPUE de las pesquerías de palangre tempranas y tardías del norte (Pesquerías 12 y 13), centrales (Pesquerías 14 y 15), y costeras (Pesquerías 18 y 19). Siguiendo una recomendación de la revisión externa, los coeficientes de variación (CV) de la CPUE de las pesquerías de palangre del sur tempranas y tardías (Pesquerías 16 y 17) fueron fijadas en 0,15, en lugar de estimadas, ya que son los índices de abundancia más fiables de la pesquería de palangre.
5. Curvas de selectividad para 15 de las 23 pesquerías (las Pesquerías 8-11 tienen curvas de selectividad supuestas, y las selectividades de las Pesquerías 20-23 son iguales que las de las Pesquerías 13, 15, 17, y 19, respectivamente). Con la excepción de las pesquerías de palangre central y del sur (Pesquerías 15 y 17) tardías, que capturan patudo más grande, se supone que las curvas de selectividad de todas las pesquerías que retienen sus capturas tienen forma de domo (normal doble)
6. Tamaño inicial y estructura por edad de la población. Se estiman dos parámetros de mortalidad por pesca inicial (para las pesquerías de superficie y las pesquerías de palangre combinadas, respectivamente). Además, se estima el reclutamiento medio usado para estimar las condiciones iniciales y desviaciones para las 15 clases de edad más jóvenes.

Se supone que se conocen los parámetros siguientes para la presente evaluación de la población de patudo en el OPO:

1. Tasas de mortalidad natural por sexo y edad (Figura 3.2);
2. Curva de madurez por edad (Tabla 3.1 y Figura 3.3);
3. Curvas de selectividad para las pesquerías de descarte (Pesquerías 8-11);
4. La inclinación de la relación población-reclutamiento.

Se calcularon las estimaciones de las cantidades de ordenación y las proyecciones a futuro con base en las tasas medias trienales de mortalidad por pesca, por arte, de 2007-2009. Se probó la sensibilidad de las estimaciones de cantidades de ordenación clave a la inclusión del último año (2009) en la estimación de la tasa trienal media de mortalidad por pesca. Para este fin, se usó una tasa media de mortalidad por pesca bienal (2007-2008) en los cálculos.

Hay incertidumbre en los resultados de la presente evaluación de la población. Esta incertidumbre resulta de que los datos observados no representan perfectamente la población de patudo en el OPO. Además, es posible que el modelo de evaluación de la población no represente perfectamente la dinámica de la población de patudo ni de las pesquerías que operan en el OPO. Se expresa la incertidumbre en la forma de intervalos de confianza aproximados y CV. Se estimaron los intervalos de confianza y CV bajo el supuesto que el modelo de evaluación de la población representa perfectamente la dinámica del sistema. Ya que es poco probable que se satisfaga este supuesto, es posible que estos valores subestimen el grado de incertidumbre en los resultados de la presente evaluación.

A continuación se describen los aspectos importantes de la evaluación del caso base (1) y los tres análisis de sensibilidad (2-4):

1. **Evaluación del caso base:** inclinación de la relación población-reclutamiento = 1 (no hay relación entre población y reclutamiento); tamaño medio de los peces mayores (L_2) fijado en 185,5 cm, y se estiman los parámetros que definen variabilidad de la talla por edad; ajustado a las series de tiempo de CPUE de las pesquerías sobre objetos flotantes 2 a 5 y las pesquerías de palangre 12 a 19; dos bloques de tiempo de capturabilidad y selectividad para las pesquerías de

palangre 12 a 19; selectividades asintóticas basadas en talla para las pesquerías de palangre tardías 15 y 17, que capturan patudo más grande.

2. **Sensibilidad a la inclinación de la relación población-reclutamiento.** La evaluación del caso base incluye un supuesto que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población, y se usó una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957) con una inclinación de 0,75 para el análisis de sensibilidad. Además, se computó un perfil de verosimilitud para la inclinación (inclinación de entre 0,5 y 1, con incrementos de 0,1).
3. **Sensibilidad al tamaño promedio de los peces más viejos** (el parámetro L_2 de la función de crecimiento de Richards). Se fija L_2 en 185,5 cm en el modelo de caso base. Se consideraron dos valores adicionales de L_2 para el análisis de sensibilidad, uno menor (170 cm) y el otro mayor (200 cm). Además, se computó un perfil de verosimilitud para L_2 (L_2 entre 160 y 200 cm, con incrementos de 5 cm).
4. **Sensibilidad al supuesto de valores mayores de mortalidad natural de adultos tanto para machos como para hembras.** Al definir los vectores alternativos de M para el patudo, y para mantener las diferencias absolutas por edad de la mortalidad natural estimada a partir de datos de proporciones de sexos (Figura 3.2), se incrementaron/redujeron por el mismo factor multiplicativo los valores de M para hembras y machos adultos (12+ trimestres de edad) supuestos en el caso base (Figura C.1).
5. **Sensibilidad al uso de datos de datos del período tardío de la pesquería solamente (1995-2009).** Este período es el que mejor refleja la mezcla actual de pesquerías (de superficie y de palangre) y selectividades que operan en el OPO. Este análisis de sensibilidad es motivado por preocupaciones por los sesgos potenciales en las estimaciones de la productividad de la población de patudo (reclutamiento virgen), que podrían ser causados por un cambio de las estimaciones de reclutamiento de bajas a altas, lo cual coincide con la expansión de las pesquerías sobre objetos flotantes desde 1993 (Documento SARM-9-INF-B; Aires-da-Silva, Maunder y Tomlinson 2010). Es realizado además para tratar causas potenciales del patrón de residuales observado en el ajuste del modelo a las composiciones por talla de la captura palangrera, aparte de los cambios de capturabilidad y selectividad que ya son tratados mediante dos bloques de tiempo para las pesquerías de palangre.

4.1. Resultados de la evaluación

Es probable que los resultados presentados en las secciones siguientes cambien en evaluaciones futuras porque (1) datos futuros podrían proporcionar evidencias contrarias a estos resultados, y (2) es posible que cambien los supuestos y limitaciones usados en el modelo de evaluación. Cambios futuros afectarán más probablemente las estimaciones absolutas de la biomasa, el reclutamiento, y la mortalidad por pesca.

4.1.1. Mortalidad por pesca

Han ocurrido cambios importantes en la cantidad de mortalidad por pesca de patudo en el OPO. En promedio, la mortalidad por pesca de peces de menos de unos 15 trimestres de edad ha aumentado mucho desde 1993, y la de peces de más de unos 15 trimestres ha aumentado en grado mucho menor desde entonces (Figura 4.1). El aumento en la mortalidad por pesca media de peces jóvenes puede ser atribuido a la expansión de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes (Pesquerías 2-5). Estas pesquerías capturan cantidades sustanciales de patudo (Figura 2.2), seleccionan peces que generalmente miden menos de 100 cm de talla (Figura 4.2), y han ejercido una cantidad de esfuerzo de pesca relativamente grande desde 1993 (Figura 2.4).

En la Figura 4.3 se ilustran las tendencias temporales en la cantidad de mortalidad por pesca anual por edad de atún patudo. Estas tendencias reflejan la distribución del esfuerzo de pesca entre las varias pesquerías que capturan patudo (Figura 2.4) y cambios en la capturabilidad. La tendencia temporal en la tasa de mortalidad por pesca anual demuestra que la mortalidad por pesca ha aumentado mucho para los

peces pequeños (9-12 trimestres de edad) desde principios de los años 1990, y ha continuado casi estable durante la década más reciente. Esto se debió a la expansión de las pesquerías de cerco que capturan patudo juvenil asociado con objetos flotantes desde 1993. La mortalidad por pesca de peces de mayor edad (13 trimestres y más de edad) también ha aumentado durante el período histórico de la evaluación (1975-2009). No obstante, los niveles promedio de mortalidad por pesca de adultos han permanecido en casi la mitad de aquéllos de la mortalidad por pesca de juveniles desde mediados de los años 1990. De hecho, se ha observado una disminución brusca de la mortalidad por pesca de peces de mayor edad durante la década actual, como resultado de la reducción del esfuerzo de pesca de palangre en el OPO (Figura 2.4). En el Anexo D (Tabla D.1) se presenta un resumen anual de las estimaciones de la mortalidad por pesca total.

4.1.2. Reclutamiento

Dentro del rango de biomasas reproductoras estimadas ilustradas en la Figura 4.7, la abundancia de reclutas de patudo no parece estar relacionada con la biomasa reproductora de hembras adultas en el momento de cría (Figura 4.4). Evaluaciones previas del patudo en el OPO (por ejemplo, Watters y Maunder 2001, 2002) tampoco señalaron una relación entre biomasa adulta y reclutamiento en el rango estimado de biomasas reproductoras. La estimación de inclinación del caso base está fijada en 1, lo cual corresponde a un modelo con un supuesto que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población. Las consecuencias de sobreestimar la inclinación, en términos de rendimiento perdido y el potencial de sobrepesca de reclutamiento, son mucho peores que las consecuencias de subestimarla (Harley *et al.*, análisis inédito). En el Anexo A se presenta un análisis de sensibilidad que supone que el reclutamiento está relacionado con el tamaño de la población en grado variable (inclinación de entre 0,5 y 1)

En la Figura 4.5a se ilustra la serie de tiempo del reclutamiento trimestral (peces de edad 0 trimestres) estimado de patudo, y en la Figura 4.5b y la Tabla 4.1 el reclutamiento total que se estima ocurre durante cada año. La serie de tiempo del reclutamiento estimado de patudo tiene varias características importantes. En primer lugar, las estimaciones del reclutamiento antes de 1993 son muy inciertas, ya que las técnicas para capturar patudos pequeños asociados con objetos flotantes no estaban en uso. Además, se puede identificar un patrón de ‘dos escalones’ en la serie de tiempo de reclutamientos de patudo en el OPO (Figura 4.5a). Este patrón es caracterizado por un período temprano de reclutamientos bajos (1975-1993) seguido por un período de reclutamientos relativamente grandes (1994-2009). Este cambio coincidió con la expansión de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes. En otros documentos se ha propuesto una serie de hipótesis alternativas potenciales para explicar este patrón (Documento SARM-9-INF-B; Aires-da-Silva, Maunder y Tomlinson 2010). Se investigó el impacto sobre los resultados de la evaluación de patudo de reclutamientos antes de 1994 con sesgos negativos potenciales. Un ajuste de los cocientes de biomasa reproductora (SBR; ver definición en la Sección 5.1) y las cantidades de ordenación resultaría en una evaluación más pesimista de la población (ver Anexo A de SARM-9-INF-B). Se realizó un análisis de sensibilidad, usando datos de pesca que abarcan el período más reciente de la pesquería solamente (1995-2009), que mejor refleja la mezcla actual de pesquerías (de superficie y de palangre) y selectividades que operan en el OPO (Anexo D). En el Anexo D, se comparan las series de tiempo de reclutamientos trimestrales estimados de patudo (1995-2009) con el Índice de Oscilación del Sur (IOS; Philander 1990). La relación suele indicar que el reclutamiento de patudo es incrementado por eventos fuertes de El Niño y reducido por eventos fuertes de La Niña (Figura D.5).. Hubo un período de reclutamiento anual alto durante 1994-1998, seguido por un período de reclutamiento bajo en 1999-2000. Los reclutamientos desde 2001 hasta 2006 fueron superiores al promedio, y particularmente grandes en 2005 y 2006. El reclutamiento en 2007 fue inferior al promedio, pero el reclutamiento en 2008 parece haber sido particularmente alto. La estimación anual más reciente del reclutamiento (2009) está ligeramente por debajo del nivel promedio, pero esta estimación es altamente incierta, y debe ser considerada con cautela, debido a que el patudo recién reclutado está representado en solamente unos pocos conjuntos de datos de frecuencia de talla.

4.1.3. Biomasa

En la Figura 4.6 se ilustran las tendencias en la biomasa de patudo de edad 3+ trimestres en el OPO, y en la Tabla 4.1 las estimaciones de la biomasa al principio de cada año. La biomasa de patudo de 3+ trimestres de edad aumentó durante 1983-1985, y alcanzó su nivel máximo de unas 845 mil toneladas en 1986, tras lo cual disminuyó a un nivel mínimo histórico de unas 347 mil toneladas al principio de 2004. Desde entonces, la biomasa de patudo de 3+ trimestres de edad ha mostrado una tendencia creciente paulatina.

En la Figura 4.7 se ilustra también la tendencia estimada en la biomasa reproductora, y en la Tabla 4.1 las estimaciones de la biomasa reproductora al principio de cada año. Generalmente, la biomasa reproductora ha seguido una tendencia similar a la de la biomasa de patudos de 3+ trimestres, pero con un retraso de uno ó dos años. Se estimó que la biomasa de los peces de 3+ trimestres de edad y de los reproductores aumentó en los cinco últimos años. Un estudio de simulación indicó que este incremento de la población puede ser atribuido al efecto de las resoluciones de conservación de atunes de la CIAT durante 2004-2009 (Sección 6.2.3). Factores adicionales que probablemente contribuyen a este incremento son reclutamientos superiores al promedio y esfuerzo palangrero reducido en el OPO en años recientes.

Existe incertidumbre en las biomasas estimadas de los reproductores. El CV medio de las estimaciones de la biomasa reproductora es 0,19.

Dado el grado de incertidumbre en las estimaciones del reclutamiento y de la biomasa (Secciones 4.1.2 y 4.1.3), es difícil determinar si las tendencias en la biomasa de patudo son más afectadas por variación en el reclutamiento o la mortalidad por pesca. No obstante, la evaluación sugiere dos conclusiones. En primer lugar, la biomasa de patudo puede ser incrementada sustancialmente por eventos de reclutamiento fuerte. Ambos picos en la biomasa de patudo de 3+ trimestres de edad (1986 y 2000; Figura 4.6) fueron precedidos por niveles pico de reclutamiento (1982-1983 y 1997-1998, respectivamente; Figura 4.5).

En segundo lugar, es aparente que la pesca ha reducido la biomasa total de patudo presente en el OPO. Se formó esta conclusión sobre la base de los resultados de una simulación en la cual se proyectó durante todo el período histórico de la evaluación (1975-2009) la biomasa de patudo que se estima estaría presente en el OPO en ausencia de la pesca, usando la serie de tiempo de anomalías estimadas del reclutamiento y el efecto ambiental estimado sin pesca. A fin de estimar el impacto de las distintas pesquerías sobre la reducción de la población, realizamos simulaciones en las que se excluyó cada arte y se extendió el modelo a futuro, igual que en la simulación sin pesca (ver detalles de la metodología de simulación en Wang *et al.* 2009). En la Figura 4.8 se ilustran los resultados de este análisis. Queda claro que la pesquería de palangre ejerció el mayor impacto sobre la población antes de 1995, pero con la reducción del esfuerzo de las pesquerías de palangre, y la expansión de la pesca sobre objetos flotantes, actualmente el impacto de la pesquería de cerco sobre la población es mucho mayor que aquél de la pesquería palangrera. Los descartes de patudo pequeño ejercen un impacto pequeño, pero detectable, sobre la reducción de la población. En general, se estima que la biomasa reproductora actual es aproximadamente el 26% de lo que se esperaría si no hubiera ocurrido la pesca.

4.1.4. Peso promedio de los peces en la captura

En la Figura 4.9 se ilustran las tendencias en el peso medio de patudo capturado por las pesquerías que operan en el OPO. Las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes (Pesquerías 1-5) capturan principalmente peces pequeños de, en promedio, menos del peso crítico, lo cual indica que estas pesquerías no maximizan el rendimiento por recluta (Maunder y Hoyle 2007). El peso medio del patudo capturado por las pesquerías de palangre (Pesquerías 12 y 19) ha estado alrededor del peso crítico, lo cual indica que estas pesquerías suelen maximizar el rendimiento por recluta. El peso medio de todas las pesquerías combinadas disminuyó sustancialmente a partir de 1993, a medida que aumentó la captura de patudo en los lances cerqueros sobre objetos flotantes y disminuyó la captura de patudo con palangre.

El peso medio en las pesquerías tanto de superficie como de palangre disminuyó alrededor de 1997-1998,

al ingresar a la pesquería una cohorte fuerte. Luego aumentaron los pesos medios a medida que crecieron los peces en esa cohorte, y luego disminuyeron de nuevo a medida que esa cohorte fue extraída de la población.

Los pesos medios de las pesquerías de superficie predichos por el modelo son diferentes de los pesos medios observados, particularmente antes de 1984 (Figura 4.8, panel central). Se estiman los pesos medios observados mediante la ampliación de las muestras de frecuencia de talla a la captura total, método diferente a aquél usado en el modelo de evaluación de la población, que usa las curvas de selectividad y las tasas de mortalidad por pesca estimadas de cada pesquería para estimar el peso medio. Alrededor de 1985 ocurrió un cambio aparente de proporciones mayores de patudo pequeño (<75 cm) capturadas a mayores proporciones de patudo de tamaño intermedio (75-125 cm) capturadas por la pesquería sobre objetos flotantes temprana (Pesquería 1; Figura 2.6a). Por lo tanto, suponer dos bloques de tiempo de selectividad (antes y después de 1985) en evaluaciones futuras posiblemente ayuden a minimizar las diferencias en esta pesquería temprana.

Se hizo una mejora con respecto a las diferencias identificadas en evaluaciones previas entre los pesos observados de patudo capturado por palangreros japoneses y las estimaciones predichas por el modelo de evaluación de población (Figura 4.9, panel inferior). Esta correspondencia mejorada entre el peso medio observado y predicho de patudo resulta del nuevo supuesto de dos bloques de capturabilidad y selectividad para las pesquerías de palangre, divididas en 1990. Hay algunas excepciones, particularmente a fines de los años 1990 y principios de los 2000, que coinciden con la expansión de la flota de Taipeí Chino en el OPO.

4.2. Comparaciones con fuentes externas de datos

No se realizaron comparaciones con datos externos en la presente evaluación.

4.3. Diagnósticos

Se comentan los diagnósticos en las dos secciones siguientes, análisis de residuales y análisis retrospectivos.

4.3.1. Análisis de residuales

En las Figuras 4.10a-c se ilustran los ajustes del modelo a los datos de CPUE de distintas pesquerías. El modelo se ajusta estrechamente a las observaciones de CPUE de palangre. La excepción es la pesquería de palangre del norte, que es estacional y muestra una variabilidad de CPUE mayor. El modelo se ajusta particularmente bien a los datos de CPUE de la pesquería de palangre del sur (tanto temprana como tardía, Pesquerías 16 y 17 respectivamente). Comparado con los ajustes al modelo de evaluaciones previas (Figura 4.10 de Aires da Silva y Maunder 2010a), el nuevo supuesto de dos bloques de tiempo (temprano y tardío) para la capturabilidad y selectividad de palangre mejoró mucho el ajuste del modelo a los incrementos de la CPUE observados a mediados de los años 1980 (Pesquería 16) y principios de los 2000 (Pesquería 17). Los ajustes a las series de datos de CPUE de las pesquerías de superficie son menos satisfactorios.

Se presentan gráficas de residuales de Pearson para los ajustes del modelo a los datos de composición por talla (Figuras 4.11a-f). Los círculos grises y negros representan observaciones inferiores y superiores, respectivamente, a las predicciones del modelo. El área de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuales. Los residuales presentan varias características notables. El modelo subestima (círculos negros) las proporciones de peces medianos y pequeños en las pesquerías sobre objetos flotantes posteriores a 1993. En particular, subestima las proporciones de peces grandes durante 1999-2002, cuando una cohorte fuerte pasó por la pesquería.

No se puede identificar un patrón prominente de residuales en el ajuste del modelo a los datos de composición por talla obtenidos de ambos períodos de las pesquerías de palangre del norte (Pesquerías 12 y 13), centrales (Pesquerías 14 y 15), y costeras (Pesquerías 18 y 19). Además, se ha mejorado el ajuste del modelo a los datos de composición por talla de la pesquería de palangre del sur. El cambio importante

en el patrón de residuales a fines de los años 1980 identificado en evaluaciones previas ha sido minimizado (Aires da Silva y Maunder 2010a; Aires-da-Silva, Maunder y Lennert-Cody 2010). Esto se podría deber a las nuevas definiciones de las pesquerías de palangre, y también a los dos bloques de tiempo de la capturabilidad/selectividad de las pesquerías de palangre supuestos en la presente evaluación. No obstante, el patrón de residuales sigue fuerte en el ajuste del modelo a los datos de talla del período tardío de la pesquería de palangre del sur (Pesquería 17; Figura 4.11e). Específicamente, las proporciones de peces de tamaño mediano son sistemáticamente subestimados alrededor de dos modas notorias de talla centradas en unos 100 y 150 cm. Razones posibles por el patrón restante son problemas adicionales de especificación espacial errónea, selectividad que varía con el tiempo, e insuficiente flexibilidad en la curva de selectividad por tamaño normal doble supuesta. En las Figuras 4.11g y 4.11h se presentan los ajustes promedio a las composiciones por talla observadas de las capturas de las pesquerías de superficie y de palangre, respectivamente, definidas en el modelo de evaluación de la población. Se ilustran también los ajustes del modelo a las composiciones por talla de las capturas recientes de patudo para distintas pesquerías (Figuras 4.11e-h).

El ajuste a los datos medido por el error cuadrático medio sugiere que el modelo se ajusta mejor al índice de CPUE de las pesquerías de palangre del sur temprana y tardía (Pesquerías 16 y 17) ($CV = 0,12$ y $0,15$, respectivamente) que aquéllos de otras pesquerías. Los peores ajustes a los datos de CPUE son aquéllos de las pesquerías sobre objetos flotantes 3 ($CV = 0,54$) y 5 ($CV = 0,55$), seguidos por la pesquería de palangre del norte tardía (Pesquería 13; $CV = 0,43$). Con respecto a los datos de frecuencia de talla, el modelo se ajusta a los datos mejor (tal como indica el tamaño de muestra efectivo estimado) que lo que se refleja en los tamaños de muestra supuestos en las funciones de verosimilitud. En una evaluación previa (Aires-da-Silva y Maunder 2007), se realizó un análisis de sensibilidad con reponderación iterativa para investigar la ponderación de los conjuntos de datos. Concretamente, las desviaciones estándar y tamaños de muestra apropiados para las funciones de verosimilitud fueron determinados iterativamente, con base en el ajuste a los datos. Cuando se aplicó una reponderación iterativa, se asignó más peso a los datos de frecuencia de talla, y se estimó que las biomassas fueron más bajas en los segmentos más temprano y más tardío del período histórico.

4.3.2. Análisis retrospectivo

Los análisis retrospectivos son útiles para determinar la consistencia de un método de evaluación de poblaciones de un año al siguiente. Las inconsistencias pueden a menudo señalar insuficiencias en el método de evaluación. Este enfoque es diferente de la comparación de evaluaciones recientes (Sección 4.6), en la que los supuestos del modelo en las evaluaciones son diferentes, y diferencias serían de esperar. Los análisis retrospectivos son generalmente realizados mediante la eliminación repetida de un año de datos del análisis sin cambiar el método ni los supuestos. Esto permite determinar el cambio en las cantidades estimadas a medida que se incluyen más datos en el modelo. Las estimaciones de los años más recientes son a menudo inciertas y sesgadas.

Se realizaron análisis retrospectivos mediante la eliminación de un año (2009), dos años (2009 y 2008), tres años (2009, 2008, y 2007), y cuatro años (2009, 2008, 2007, y 2006) de datos (Figuras 4.12-4.14). Aunque los análisis retrospectivos indican la misma tendencia creciente relativa en la biomasa sumaria desde 2005 que el modelo de caso base, las estimaciones de biomasa del modelo de caso base son más bajas que aquéllas estimadas cuando no se incorporan en el modelo los últimos años de datos (Figura 4.12). El patrón retrospectivo parece ser menos fuerte para los niveles recientes del SBR (Figura 4.13). Tal como se comentó en evaluaciones previas, los niveles recientes del reclutamiento son altamente sujetos al sesgo retrospectivo reciente (Figura 4.14). El sesgo retrospectivo no indica necesariamente la magnitud y dirección del sesgo en la evaluación actual, sino solamente que el modelo podría estar incorrectamente especificado.

4.4. Análisis de sensibilidad

En los anexos se presentan los resultados de los cuatro análisis de sensibilidad: sensibilidad a (a) la

relación población-reclutamiento (Anexo A); (b) un valor fijo supuesto del tamaño medio de los peces de mayor edad (parámetro L_2) en la función de crecimiento de Richards (Anexo B); (c) suponer tasas mayores de mortalidad natural (M) de patudo adulto (Anexo C); y (d) usar datos de solamente el período tardío de la pesquería (1995-2009) (Anexo D). Aquí se describen las diferencias en al ajuste del modelo y las predicciones del modelo, y se aplaza la discusión de las diferencias en la condición de las poblaciones hasta la Sección 5. En la Tabla 4.3 se compara la verosimilitud del caso base y de los análisis de sensibilidad.

La inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957) fue fijada en 0,75. Las estimaciones de la biomasa sumaria (Figura A.1) son mayores que aquéllas estimadas en la evaluación del caso base, pero las tendencias son similares. Las estimaciones de reclutamiento absoluto son ligeramente mayores que aquéllas estimadas en el caso base (Figura A.2a), pero la serie de tiempo de reclutamiento es similar al caso base (Figura A.2b). Las tendencias del SBR son muy similares entre el caso base y el modelo que supone una relación población-reclutamiento, pero los niveles iniciales del SBR son ligeramente mayores para el caso base (Figura A.3). En la Figura A.4 se ilustra la relación población-reclutamiento estimada. Un perfil de verosimilitud en el parámetro de inclinación señala que el modelo se ajusta a los datos mejor con valores altos de inclinación, y que el caso base (inclinación igual a 1) produjo el mejor ajuste. Además, distintos componentes de datos todos indican una inclinación de 1.

El modelo de caso base supone una función de crecimiento de Richards (1959). La selección del tamaño promedio de los peces más viejos – el parámetro L_2 – es algo arbitraria, ya que no se cuenta con lecturas de otolitos de peces de mayor tamaño (edad). En el modelo de caso base se fija L_2 en 185,5 cm (Sección 3.1.1). Se realizó un análisis de sensibilidad para estudiar el efecto de fijar L_2 en distintos valores (Figura B.1). La biomasa estimada y la serie de tiempo de reclutamiento son muy sensibles al valor supuesto de L_2 (Figuras B.2 y B.3): son mayores con un valor menor de ese parámetro. Este fenómeno fue reportado previamente (Maunder y Hoyle 2007; Aires-da-Silva y Maunder 2007; Aires-da-Silva y Maunder 2010c). Puede ser explicado por la necesidad de ajustar los datos de composición por talla con selectividad asintótica para algunas pesquerías de palangre (Maunder y Hoyle 2007). Un perfil de verosimilitud en L_2 indica que el modelo se ajusta mejor con un valor fijo de L_2 alrededor de 170 cm (Figura B.5).

Se realizó un análisis de sensibilidad al supuesto de varios escenarios de mortalidad natural (M) de atunes patudo adultos de ambos sexos (Figura C.1). Para ser consistente con las diferencias absolutas de M entre hembras y machos estimada a partir de datos de proporción por sexo, la diferencia absoluta de M entre los sexos fue mantenida igual en todos los análisis de sensibilidad. Las estimaciones de biomasa y reclutamiento son muy sensibles a la M adulta (Figuras C.2 y C.3); son mayores con niveles altos de M adulta. Tal como se espera, las estimaciones de reclutamiento absoluto aumentan para explicar capturas observadas con tasas mayores de mortalidad natural (Figura C.3a). Tal como se describe en Aires-da-Silva, Maunder y Tomlinson (2010), suponer tasas mayores de M adulta ayuda a minimizar el patrón de ‘dos escalones’ del reclutamiento de patudo (Sección 4.1.2). Un perfil de verosimilitud en la M adulta señala que el modelo se ajusta mejor con valores más altos de M que aquéllos supuestos en el caso base (Figura C.5), pero estas tasas parecen excesivamente altas para el patudo.

Se ha expresado preocupación por los sesgos potenciales en las estimaciones de la productividad de la población de patudo (reclutamiento virgen), y sus cantidades de ordenación derivadas, que podrían ser causados por un cambio de las estimaciones de reclutamiento de bajas a altas, lo cual coincide con la expansión de las pesquerías sobre objetos flotantes desde 1993 (Documento SARM-9-INF-B; Aires-da-Silva, Maunder y Tomlinson 2010). Se realizó un análisis de sensibilidad que usa datos del período tardío de la pesquería (1995-2009) solamente. Se consideraron dos valores de inclinación en este análisis de sensibilidad: 1 (al igual que en el caso base), y 0.75.

Cuando se usan solamente datos del período tardío de la pesquería (1995-2009) en la evaluación del patudo, y no se supone una relación población-reclutamiento (inclinación = 1), las estimaciones de la biomasa sumaria son más bajas que aquéllas del caso base (Figura D.1). Si se supone una relación

población-reclutamiento (inclinación = 0.75), las estimaciones de la biomasa sumaria son ligeramente mayores que aquéllas del caso base (Figura D.1). Estos resultados son explicados parcialmente por diferencias en el reclutamiento absoluto, pero las tendencias del reclutamiento relativo son muy similares (Figura D.2b).

Otros análisis de sensibilidad, incluyendo la investigación de la estimación del crecimiento, los efectos ambientales sobre el reclutamiento y la capturabilidad, la mortalidad natural, el uso de una ponderación iterativa, y el uso de dos bloques de tiempo para la selectividad y capturabilidad de la pesquería de palangre del sur, fueron realizados por Watters y Maunder (2002), Harley y Maunder (2004, 2005), Maunder y Hoyle (2007), y Aires-da-Silva y Maunder (2007, 2009, 2010a, b, c).

4.5. Comparación con la evaluación previa

Existen diferencias sustanciales entre las biomassas sumaria y reproductora (Figuras 4.13 y 4.14, respectivamente) estimadas por las evaluaciones actual y previa del modelo de población (Aires-da-Silva y Maunder 2010). Estas diferencias se deben principalmente a supuestos importantes revisados (principalmente definiciones de las pesquerías, modelado del crecimiento, ponderación de datos, y modelado de capturabilidad y/o selectividad), siguiendo la recomendación de la revisión externa. Las diferencias absolutas y relativas en las biomassas en los últimos años se deben más probablemente a que se dispone de datos nuevos para esos años. Los reclutamientos estimados por la evaluación actual son ligeramente mayores que las estimaciones de la evaluación previa, pero se estima que el reclutamiento en 2007 será mucho menor que las estimaciones del caso base (Figura 4.18a). Las diferencias en el reclutamiento relativo son pequeñas (Figura 4.18b). Las tendencias de los SBR son asimismo muy similares, con diferencias absolutas muy pequeñas durante el período después de 2000 (Figura 4.17).

La transición del modelo de caso base previo al actual, siguiendo las recomendaciones de la revisión externa, es ilustrada en detalle por una serie de ejecuciones adicionales del modelo y análisis de sensibilidad (ver Documento SAC-01-08b).

4.6. Resumen de los resultados del modelo de evaluación

Han ocurrido cambios importantes en la cantidad de mortalidad por pesca causada por las pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. En promedio, la mortalidad por pesca de patudo de menos de unos 15 trimestres de edad ha aumentado sustancialmente desde 1993, y la de peces de más de unos 15 trimestres ha aumentado en grado mucho menor. El aumento en la mortalidad por pesca sobre los peces más jóvenes fue causado por la expansión de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes.

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

La serie de tiempo de estimaciones de reclutamiento de patudo tiene varias características importantes. En primer lugar, las estimaciones del reclutamiento antes de 1993 son muy inciertas, ya que las pesquerías sobre objetos flotantes no estaban capturando cantidades importantes de patudo pequeño. Hubo un período de reclutamiento anual alto en 1994-1998, seguido por un período de reclutamiento bajo en 1999-2000. Los reclutamientos desde 2001 hasta 2006 fueron superiores al promedio, y fueron particularmente grandes en 2005 y 2006. El reclutamiento de 2007 fue inferior al promedio, pero el reclutamiento en 2008 parece haber sido particularmente alto. La estimación más reciente del reclutamiento anual (2009) es ligeramente inferior a los niveles promedio, pero esta estimación es muy incierta, debido a que el patudo recién reclutado está representado en solamente unas pocas muestras de frecuencia de talla.

La biomasa de patudos de 3+ trimestres de edad aumentó durante 1983-1985, y alcanzó su nivel pico de unas 845 mil toneladas en 1986, tras lo cual disminuyó a una mínima histórica de unas 347 mil toneladas al principio de 2004. Desde entonces, la biomasa de patudo de 3+ trimestres de edad patudo ha mostrado una tendencia creciente en el OPO. En general, la biomasa reproductora ha seguido una tendencia similar

a de la biomasa de peces de 3+ trimestres, pero con un retraso de 1 a 2 años. Hay incertidumbre en las biomassas estimadas de tanto los patudos de 3+ trimestres como de los reproductores. No obstante, es aparente que la pesca ha reducido la biomasa total de patudo en el OPO. Se estima que la biomasa de tanto los peces de 3+ trimestres de edad como los reproductores viene creciendo en los cinco últimos años. Los resultados de un estudio de simulación (Sección 6.2.2) indican que esta tendencia creciente podría ser atribuida al efecto de las resoluciones de conservación de atunes de la CIAT durante 2004-2009. Factores adicionales que probablemente contribuyen a este incremento son reclutamientos superiores al promedio y esfuerzo palangrero reducido en el OPO en años recientes.

Las estimaciones de biomasa sumaria son moderadamente sensibles a la inclinación de la relación población-reclutamiento. Concretamente, las estimaciones de la biomasa son mayores que aquéllas estimadas en la evaluación del caso base, pero las tendencias son similares. La tendencia relativa del reclutamiento es similar a aquélla del caso base.

Las series de tiempo estimadas de biomasa y reclutamiento son muy sensibles al valor supuesto del tamaño promedio de los peces más viejos – el parámetro L_2 – en la función de crecimiento. Las estimaciones de biomasa y reclutamiento son mayores con un valor menor de ese parámetro. Un perfil de verosimilitud en L_2 indica que el modelo se ajusta mejor con un valor fijo de L_2 alrededor de 170 cm.

Las series de tiempo estimadas de biomasa y reclutamiento son muy sensibles a la tasa supuesta de mortalidad natural de patudos adultos. Las estimaciones de biomasa y reclutamiento aumentan con niveles mayores de M adulta. Un perfil de verosimilitud en M adulta señala que el modelo se ajusta mejor a todos los componentes de datos con valores más altos de M , lo cual indica una productividad de la población de patudo mayor que la que estima el modelo de caso base, pero las altas tasas de mortalidad natural parecen poco razonables para el patudo.

Cuando se usan solamente datos del período tardío de la pesquería (1995-2009) en la evaluación del patudo, y no se supone una relación población-reclutamiento (inclinación = 1), las estimaciones de la biomasa sumaria son más bajas que aquéllas del caso base. Si se supone una relación población-reclutamiento (inclinación = 0.75), las estimaciones de la biomasa sumaria son ligeramente mayores que aquéllas del caso base. Estos resultados son explicados parcialmente por diferencias en el reclutamiento absoluto, pero las tendencias del reclutamiento relativo son muy similares.

5. CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN

Se evalúa la condición de la población de patudo en el OPO mediante la consideración de cálculos basados en la biomasa reproductora y el rendimiento máximo sostenible (RMS). Se define el RMS como la mayor captura o rendimiento promedio a largo plazo que puede ser tomada de una población o de un complejo de poblaciones bajo las condiciones ecológicas y ambientales prevalecientes.

Se están desarrollando ampliamente como directrices para la ordenación de la pesca puntos de referencia precautorios del tipo contemplado en el Código de Conducta para la Pesca Responsable de FAO y el Acuerdo de Naciones Unidas sobre Poblaciones de Peces. Mantener las poblaciones de atunes en niveles que produzcan el RMS es el objetivo de ordenación especificado en la Convención de la CIAT. La CIAT no ha adoptado puntos de referencia objetivo ni límite para las poblaciones que gestiona, pero en las cinco subsecciones siguientes se describen unos puntos de referencia posibles.

5.1. Evaluación de la condición de la población basada en biomasa reproductora

El cociente de biomasa reproductora (*spawning biomass ratio*, o SBR: el cociente de la biomasa reproductora actual a aquélla de la población no explotada), descrito por Watters y Maunder (2001), ha sido usado para definir puntos de referencia en muchas pesquerías. Tiene un límite inferior de cero. Si el SBR es cercano a cero, la población ha sido gravemente reducida y está probablemente sobreexplotada. Si el SBR es uno, o un poco menos que uno, la pesquería probablemente no ha reducido la población reproductora. Si el SBR es más que uno, es posible que la población haya comenzado un régimen de

producción incrementada.

Varios estudios (Clark 1991, Francis 1993, Thompson 1993, Mace 1994, entre otros) sugieren que ciertas poblaciones de peces son capaces de producir el RMS cuando el SBR está entre 0,3 y 0,5, y que otras no son capaces de producir el RMS si la biomasa reproductora durante un período de explotación es menos de aproximadamente 0,2. Desgraciadamente, los tipos de dinámica poblacional que caracterizan las poblaciones de atunes no han sido considerados en estos estudios, y sus conclusiones son sensibles a supuestos sobre la relación entre biomasa adulta y reclutamiento, mortalidad natural, y tasas de crecimiento. En ausencia de estudios de simulación diseñados específicamente para determinar puntos de referencia apropiados basados en SBR para los atunes, se pueden comparar estimaciones de SBR, con una estimación de SBR correspondiente al RMS ($SBR_{RMS} = S_{RMS}/S_{F=0}$).

Se computaron estimaciones de SBR, para el patudo en el OPO a partir de la evaluación del caso base. En la Sección 4.1.3 se presentan estimaciones de la biomasa reproductora durante el período del estudio (1975-2009). Se estimó el SBR correspondiente al RMS (SBR_{RMS}) en aproximadamente 0,19.

Al principio de enero de 2010, la biomasa reproductora de patudo en el OPO fue aproximadamente 98 mil toneladas (Figura 4.7). En ese momento el SBR era aproximadamente 0,26, un 37% más que el nivel correspondiente al RMS (Figura 5.1).

Al principio de 1975, el SBR era aproximadamente 0,55 (Figura 5.1), lo cual es consistente con el hecho que el patudo en el OPO fue pescado con palangre durante un largo período antes de 1975 y que la biomasa reproductora consiste en individuos de mayor edad que son vulnerables a los palangres. El SBR disminuyó a 0,43 al principio de 1983, seguido por un aumento durante 1984-1986, y alcanzó 0,57 al principio de 1987. Este aumento puede ser atribuido al reclutamiento superior al promedio durante 1982 y 1983 (Figura 4.5) y a las capturas relativamente pequeñas de las pesquerías de superficie durante ese período (Figura 2.2, Pesquerías 1 y 6). Este pico en la biomasa reproductora fue seguido inmediatamente por un pico en la captura palangrera (Figura 2.2, Pesquería 9). Después de 1987, el SBR disminuyó a un nivel de aproximadamente 0,20 a mediados de 1999. Esta reducción puede ser atribuida principalmente a un largo período (1984-1993) durante el cual el reclutamiento fue bajo. Nótese también que la pesquería de palangre del sur realizó capturas relativamente grandes durante 1985-1994 (Figura 2.2, Pesquerías 16 y 17). En 1999, el SBR comenzó a aumentar, y alcanzó aproximadamente 0,32 en 2002. Este aumento puede ser atribuido a los niveles de reclutamiento relativamente altos que se estima ocurrieron durante 1994-1998 (Figura 4.5). A partir de fines de 2002 y durante 2003, el SBR disminuyó rápidamente, debido a las clases anuales débiles en 1999 y 2000, las capturas grandes de las pesquerías de superficie, y las capturas palangreras incrementadas. A partir de 2005, el SBR ha aumentado paulatinamente a un nivel de 0,26 al principio de 2010. Esto puede ser atribuido a un efecto combinado de una serie de reclutamientos mayores al promedio desde 2001 (Figura 4.5), a las resoluciones de conservación de atunes de la CIAT entre 2004 y 2009 (Sección 6.2.3), y a una disminución del esfuerzo de pesca de palangre en el OPO.

5.2. Evaluación de la condición de la población basada en RMS

Mantener las poblaciones de atunes en niveles que permitan capturar el RMS es el objetivo especificado por la Convención de la CIAT. Watters y Maunder (2001) describen cómo se calculan el RMS y sus cantidades relacionadas, pero se modificaron estos cálculos para incluir, en casos apropiados, la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957) (ver Maunder y Watters (2003) para mayor detalle). Es importante notar que las estimaciones del RMS y sus cantidades asociadas son sensibles a la inclinación de la relación población-reclutamiento (Sección 5.4), y, para la evaluación del caso base, se fijó la inclinación en 1 (un supuesto que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población); sin embargo, se realizó un análisis de sensibilidad (inclinación = 0,75) para investigar el efecto de una relación población-reclutamiento.

Se calcularon las estimaciones basadas en RMS con los parámetros estimados de la evaluación del caso base y patrones estimados de mortalidad por pesca promediados para 2007 y 2009. Por tanto, aunque se

presentan estos resultados basados en RMS como estimaciones de punto, contienen incertidumbres.

Al principio de enero de 2010, la biomasa reproductora de patudo en el OPO parece haber sido un 33% mayor que S_{RMS} , y se estima que las capturas recientes han sido un 17% mayores que S_{RMS} (Tabla 5.1).

Si la mortalidad por pesca es proporcional al esfuerzo de pesca, y se mantienen los patrones actuales de selectividad por edad (Figura 4.2), el F_{RMS} es aproximadamente 13% mayor que el nivel actual de esfuerzo.

Se estiman las cantidades basadas en el RMS suponiendo que la población está en equilibrio con la pesca, pero durante 1995-1998 no fue así. Esto tiene implicaciones potencialmente importantes para las pesquerías de superficie, ya que sugiere que la captura de patudo por la flota de superficie podría ser determinada principalmente por la fuerza de las cohortes reclutadas. Por ejemplo, las capturas de patudo por dicha flota disminuyeron cuando las cohortes grandes reclutadas durante 1995-1998 ya no eran vulnerables a esas pesquerías.

Las estimaciones del RMS, y sus cantidades asociadas, son sensibles al patrón de selectividad por edad que se usa en los cálculos. Las cantidades basadas en RMS descritas anteriormente se basaron en un patrón de selectividad promedio para todas las pesquerías combinadas (estimado a partir de la distribución actual de esfuerzo entre pesquerías). Distribuciones diferentes del esfuerzo de pesca entre pesquerías cambiarían este patrón de selectividad combinado. A fin de ilustrar cómo cambiaría el RMS si se distribuyera el esfuerzo de otra forma entre las distintas pesquerías que capturan patudo en el OPO, se repitieron los mismos cálculos usando el patrón de selectividad por edad estimado para cada grupo de pesquerías (Tabla 5.2). Si operara solamente la pesquería de cerco, el RMS sería aproximadamente 25% menos. Si el patudo fuese capturado por la pesquería de palangre solamente, el RMS sería aproximadamente 131% mayor que lo que se estima para todas las artes combinadas. Para lograr este nivel de RMS, el esfuerzo palangrero necesitaría ser incrementado un 856%.

Las cantidades relacionadas con el RMS varían con la composición por talla de la captura. En la Figura 5.2 se ilustra la evolución de cuatro de éstas durante 1975-2009. Antes de la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes que comenzó en 1993, el RMS era mayor que el RMS actual, y la mortalidad por pesca era menor que aquélla correspondiente al RMS (Figura 5.2).

Cuando se estima el RMS usando las tasas medias de mortalidad por pesca de 2006-2007, es 2.870 t (0,3%) menos que aquél del caso base.

En la Figura 5.3a se ilustran las series de tiempo históricas de las tasas de explotación, la biomasa reproductora y las biomassas sumarias con respecto a los puntos de referencia de RMS. En general, los puntos de referencia no fueron rebasados hasta los años recientes. Según los resultados del caso base, las dos estimaciones más recientes indican que la población de patudo en el OPO se encuentra probablemente subexplotada ($S > S_{RMS}$) y que está ocurriendo subpesca ($F < F_{RMS}$). No obstante, esta interpretación depende mucho de los supuestos acerca del parámetro de inclinación de la relación población-reclutamiento, el tamaño promedio de los peces más viejos, los niveles de mortalidad natural de adultos, y el período histórico de la pesquería considerado (Figura 5.3b).

5.3. Sensibilidad a parametrizaciones y datos alternativos

Los rendimientos y puntos de referencia son altamente sensibles a supuestos alternativos en el modelo, datos de insumo, y los períodos supuestos para la mortalidad por pesca (Tablas 5.1 y 5.2).

El análisis de sensibilidad que incluyó una relación población-reclutamiento con una inclinación de 0,75 estimó que el SBR requerido para sostener el RMS es 0,30, comparado con 0,19 para la evaluación del caso base (Tabla 5.1). El análisis de sensibilidad a una inclinación de 0,75 estimó un multiplicador de F de 0,83, considerablemente menor que aquél de la evaluación de caso base (1.13). Suponer valores de inclinación menores resulta en multiplicadores de F mucho más bajos (Tabla A.1, Figura A.6). Aunque los resultados del modelo de caso base indican que el nivel reciente de biomasa reproductora está por encima del nivel correspondiente al RMS ($S_{recent}/S_{RMS} = 1,33$), se estima que este cociente es menos que 1

para valores supuestos de inclinación de menos de 1.

El multiplicador de F es altamente sensible al valor fijo supuesto del tamaño medio de los peces más viejos en la curva de crecimiento de Richards (L_2 ; Tabla B.1). Específicamente, el multiplicador de F supuesto es más alto (menos pesimista) con valores más bajos de L_2 , y más bajo (más pesimista) con valores más altos de L_2 que aquél supuesto en el caso base (185,5 cm) (Figura B.6). Esta relación degenera en valores bajos extremos de L_2 (alrededor de 160 cm). Similarmente, el cociente $S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$ es altamente sensible al valor supuesto de L_2 . En particular, $S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$ aumenta y disminuye hacia valores supuestos de L_2 menores y mayores, respectivamente.

Cuando se suponen tasas de mortalidad natural de adultos más bajas para los patudos de ambos sexos, el estatus de la población es más pesimista que los resultados del caso base (multiplicador de F más bajo). Suponer tasas de mortalidad natural de adultos más altas produce el efecto contrario (multiplicador de F más alto). No obstante, las tasas más altas consideradas en este análisis de sensibilidad no parecen biológicamente realistas para el patudo. Similarmente, el cociente $S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$ es altamente sensible a las tasas supuestas de mortalidad natural de adultos. Específicamente, el cociente disminuye y aumenta hacia valores supuestos de M menores y mayores, respectivamente.

Finalmente, si no se supone una relación población-reclutamiento (inclinación = 1), y se usan datos solamente del período tardío de la pesquería (1995-2009), el multiplicador de F es 1 (F_{RMS}). Suponer una relación población-reclutamiento (inclinación = 0,75) produce un multiplicador de F de 0,73. Independientemente del supuesto de inclinación (1 o 0,75), se estima que $S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$ es menos de 1 cuando se usan solamente datos del período tardío de la pesquería.

Las cantidades de ordenación demostraron poca sensibilidad a los períodos recientes de mortalidad por pesca usados en los cálculos (Tabla 5.2).

5.4. Resumen de la condición de la población

Al principio de enero de 2010, el SBR de atún patudo en el OPO fue aproximadamente 0,26, un 37% más que el nivel correspondiente al RMS (SBR_{RMS}).

Se estima que las capturas recientes han estado un 17% por encima del nivel de RMS (Tabla 5.1). Si la mortalidad por pesca es proporcional al esfuerzo de pesca, y se mantienen los patrones actuales de selectividad por edad, el nivel de esfuerzo de pesca correspondiente al RMS es aproximadamente 13% más que el nivel de esfuerzo actual (2007-2009). El RMS de patudo en el OPO podría ser maximizado si el patrón de selectividad por edad fuese similar a aquél de la pesquería de palangre que opera al sur de 10°N, porque captura individuos de mayor tamaño, cercanos al peso crítico. Antes de la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes que comenzó en 1993, el RMS era mayor que el RMS actual, y la mortalidad por pesca era menor que F_{RMS} (Figura 5.2).

Las cantidades de ordenación son sensibles a la parametrización del modelo de evaluación y a los datos que se incluyen en la evaluación. En particular, el multiplicador de F y $S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$ son altamente sensibles a los supuestos sobre el parámetro de inclinación de la relación población-reclutamiento, el tamaño promedio de los peces más viejos en la población, las tasas de mortalidad natural adulta supuestas para patudos de ambos sexos, y el período histórico de la pesquería usado en la evaluación.

6. EFECTOS SIMULADOS DE RESOLUCIONES DE CONSERVACIÓN Y DE OPERACIONES DE PESCA FUTURAS

Se realizó un estudio de simulación para lograr una mejor comprensión de los efectos de las resoluciones de conservación de atunes de la CIAT aplicadas durante 2004-2009 (C-04-09, C-06-02 y C-09-01), y de cómo cambios en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por las pesquerías atuneras en el OPO en el futuro podrían simultáneamente afectar a la población de patudo en el OPO y las capturas de patudo por las distintas pesquerías.

A fin de evaluar los efectos de estas resoluciones, se construyó un modelo en el cual se incrementó el esfuerzo de pesca (mortalidad por pesca) de distintas pesquerías para simular un escenario en el cual no hubo resoluciones en vigor durante 2004-2009. A partir de 2004, este modelo fue entonces proyectado al futuro, usando las series de tiempo de anomalías históricas del reclutamiento estimadas por el modelo de caso base.

Con respecto a operaciones de pesca futuras, se construyeron distintos escenarios hipotéticos para definir cómo las distintas pesquerías que capturan patudo en el OPO operarían en el futuro, y también para definir la dinámica futura de la población de patudo. En las Secciones 6.1 y 6.2 se describen los supuestos en los que se basan estos escenarios. El método es aplicado mediante la extensión del modelo de evaluación durante 10 años (40 trimestres) adicionales, con tasas de explotación iguales al promedio de 2007-2009. No se incluyen datos de captura ni de frecuencia de talla para estos años. Se estiman los reclutamientos de los 10 años de la misma forma que en el modelo de evaluación, con una pena logarítmica normal con una desviación estándar de 0,6. La incertidumbre en el reclutamiento proyectado es aplicada conforme a Maunder *et al.* (2006).

6.1. Supuestos sobre las operaciones de pesca

6.1.1. Esfuerzo de pesca

Se realizaron estudios de proyección a fin de investigar el efecto de distintos niveles de esfuerzo de pesca (tasas de mortalidad por pesca) sobre la biomasa de la población y la captura.

Los análisis realizados fueron:

1. Se incrementó el esfuerzo de pesca trimestral (tasas de mortalidad por pesca) durante 2004-2009 para simular un escenario en el cual las resoluciones de conservación de atunes C-04-09, C-06-02, y C-09-01 no estuvieron en vigor.
 - a. Las Resoluciones C-04-09 y C-06-02 establecen restricciones del esfuerzo de cerco y las capturas de palangre durante 2004-2007: una veda de seis semanas durante el tercer o cuarto trimestre del año para las pesquerías de cerco, y que las capturas de palangre no rebasen los niveles de 2001. Para 2004-2007, las tasas de mortalidad por pesca de las pesquerías de cerco fueron incrementadas un 86% en el tercer trimestre, y las de las pesquerías de palangre un 13% en todos los trimestres.
 - b. La Resolución C-09-01, adoptada en 2009, establece medidas más restrictivas que las resoluciones previas. En el caso de los buques de cerco, el esfuerzo de pesca debe cesar durante un período de 59 días en 2009, 62 días en 2010, y 73 días (12 semanas) en 2011. Además, establece una veda espacial para los buques de cerco en la zona desde 96° hasta 110°O entre 4°N y 3°S del 29 de septiembre al 29 de octubre. El escenario ‘sin resolución’ corresponde a un aumento de 80% de la mortalidad por pesca por las pesquerías de cerco aplicado en el tercer y cuarto trimestre de 2009, y a un aumento de 19% de la mortalidad por pesca de los palangreros en todos los trimestres.
2. Las tasas de mortalidad por pesca trimestrales de cada año en el futuro fueron fijadas iguales a la tasa media durante 2007-2009, para simular mantener las tasas de mortalidad por pesca en los niveles actuales (F_{cur}) – una estrategia de explotación *estatu quo*. Suponer períodos de veda incrementados en 2010 y 2011, conforme a la Resolución C-09-01, arroja resultados más optimistas que suponer una estrategia de explotación *estatu quo*.
3. Se realizó un análisis adicional que estima la condición de la población si se aproximara el esfuerzo de pesca a los niveles correspondientes al RMS (F_{RMS}).

6.2. Resultados de la simulación

Se usaron las simulaciones para pronosticar los niveles futuros de la biomasa reproductora, el SBR, la

captura total anual de las pesquerías de superficie primarias que presuntamente seguirían operando en el OPO (Pesquerías 2-5 y 7), y la captura total anual de la flota de palangre (Pesquerías 12-23). Hay probablemente más incertidumbre en los niveles futuros de estas variables producidas por el modelo de lo que sugieren los resultados presentados en las Figuras 6.1-6.5. La cantidad de incertidumbre es probablemente subestimada, porque las simulaciones fueron realizadas bajo el supuesto que el modelo de evaluación de la población describe correctamente la dinámica del sistema, sin tomar en cuenta la variación en la capturabilidad.

6.2.1. Niveles actuales de mortalidad por pesca (F_{cur})—*estatu quo*

Se realizaron proyecciones, suponiendo que las tasas de mortalidad por pesca seguirían al nivel medio de 2007-2009.

Se estima que el SBR ha aumentado paulatinamente desde 2005, alcanzando un nivel de 0,26 al principio de 2010 (Figura 5.1). Se puede atribuir este aumento al efecto combinado de dos picos en el reclutamiento reciente (Figura 4.5b), las resoluciones de conservación de la CIAT durante 2004-2009, y una reducción del esfuerzo de pesca con palangre en el OPO (Sección 6.2.3). Si continúan los niveles recientes de esfuerzo y capturabilidad y persisten los niveles de reclutamiento medio, se predice que el SBR seguirá aumentando durante 2010 y alcanzará un pico de 0,28 para 2011 (Figura 6.1a). Posteriormente, se predice que el SBR disminuirá paulatinamente y se estabilizará en aproximadamente 0,23 alrededor de 2020. Bajo el escenario de *estatu quo* y el supuesto de ninguna relación población-reclutamiento, se predice que las capturas cerqueras disminuirán durante 2010-2012 y luego se estabilizarán en unas 61 mil toneladas en 2012 (Figura 6.3a, recuadro superior). Con el esfuerzo actual, se predice que las capturas palangreras aumentarán moderadamente a unas 34 mil toneladas durante 2010-2011, pero que posteriormente disminuirán a unas 29 mil toneladas en 2018 (Figura 6.3a, recuadro inferior). Las capturas de las pesquerías de superficie no se estabilizarían durante el período de proyección, y disminuirían continuamente si se incluyera una relación población-reclutamiento, debido a reducciones en los niveles de reclutamiento que contribuyen a las capturas cerqueras (Figura 6.3a, recuadro superior).

Las capturas predichas para ambas artes se basan en el supuesto que la selectividad de cada flota seguirá igual, y que la capturabilidad no aumentará a medida que disminuya la abundancia. Si la capturabilidad del patudo aumenta con abundancia baja, las capturas serán, a corto plazo, mayores que las que se predicen en el presente análisis.

6.2.2. Tasas de mortalidad por pesca en RMS (F_{RMS})

Mantener las poblaciones de atunes en niveles que permitan capturar el RMS es la meta de la ordenación especificada en la Convención de la CIAT. A fin de evaluar el impacto sobre la población de patudo de una estrategia de explotación que apuntara al RMS, se proyectó la población 10 años a futuro, con el supuesto de tasas de mortalidad por pesca (esfuerzo de pesca) correspondientes al RMS (F_{RMS}). Mientras que las capturas proyectadas para las pesquerías de superficie en F_{RMS} son unas 4.000 toneladas mayores que los niveles obtenidos en F_{cur} (Figura 6.3b, panel superior), las capturas palangreras en F_{cur} y F_{RMS} se estabilizan en aproximadamente el mismo nivel de 28.000 toneladas (Figura 6.3b, panel inferior). No obstante, los niveles de SBR a largo plazo que se lograrían si las tasas de mortalidad por pesca actuales persistiesen en el futuro (0,23) son mayores que aquéllas correspondientes al RMS (0,19) (Figura 6.4).

6.2.3. Efecto de las resoluciones de conservación de atunes de la CIAT

Una comparación de la biomasa reproductora predicha con y sin las restricciones de las resoluciones señala diferencias sustanciales (Figura 6.4). Sin el efecto de las resoluciones durante 2004-2009, el SBR hubiera variado alrededor del nivel correspondiente a RMS (0,19), sostenido aparentemente por los reclutamientos superiores al promedio observados durante 2001-2006. No obstante, proyecciones a futuro que suponen el escenario sin resolución y condiciones de reclutamiento medio indican que el SBR disminuiría y se estabilizaría alrededor de 0,17, nivel que no sostendría el RMS.

6.2.4. Análisis de sensibilidad

El análisis que incluye una relación población-reclutamiento indica que la población está sustancialmente por debajo de SBR_{RMS}, y que seguirá en este nivel con los niveles actuales de esfuerzo (Figura 6.1b).

6.3. Resumen de los resultados de la simulación

Se predice que los picos recientes en el reclutamiento mantendrán la tendencia creciente observada en el SBR desde 2004, pero se espera que altos niveles de mortalidad por pesca reduzcan, y luego estabilicen, el SBR subsecuentemente bajo condiciones de reclutamiento promedio. Con los niveles de esfuerzo actuales, es probable que la población permanezca por encima del nivel correspondiente al RMS.

Estas simulaciones se basan en el supuesto que los patrones de selectividad y capturabilidad no cambiarán en el futuro. Cambios en el objetivo de la pesca o una mayor capturabilidad de patudo con una disminución de la abundancia (por ejemplo, una capturabilidad dependiente de la densidad) podrían causar resultados diferentes de los que aquí se predicen.

7. DIRECCIONES FUTURAS

7.1. Colección de información nueva y actualizada

El personal de la CIAT piensa continuar la colección de datos de captura, esfuerzo, y composición por tamaño de las pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. En la próxima evaluación de la población se incorporarán datos actualizados y nuevos.

El personal de la CIAT continuará la compilación de datos de captura, esfuerzo, y composición por tamaño de las pesquerías de palangre que operan en el OPO. En particular, se procurará obtener datos de pesquerías recientemente desarrolladas y crecientes.

7.2. Refinamientos del modelo y métodos de evaluación

El personal de la CIAT seguirá desarrollando la evaluación del atún patudo del OPO con *Stock Synthesis* (Versión 3). En gran parte, los avances dependerán de cómo se modifique el software de *Stock Synthesis* en el futuro. Los cambios siguientes serían deseables para evaluaciones futuras:

1. Determinar ponderaciones apropiadas de los distintos conjuntos de datos.
2. Incluir los datos de marcado disponibles en la evaluación.
3. Explorar supuestos alternativos con respecto a la estructura de la población (análisis espacial).

REFERENCES—REFERENCIAS

- Aires-da-Silva, A. and M.N. Maunder. 2007. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2006 and outlook. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 8: 105-203.
- Aires-da-Silva, A. and M.N. Maunder. 2009. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2007 and outlook for the future. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 9: 101-202.
- Aires-da-Silva, A. and M.N. Maunder. 2010a. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2009 and outlook for the future. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 10: 116-228.
- Aires-da-Silva, A. and M.N. Maunder. 2010b. An evaluation of spatial structure in the stock assessment of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. Document BET-01-02b, External review of IATTC bigeye tuna assessment. La Jolla, California, USA; 3-7 May 2010.
- Aires-da-Silva, A. and M.N. Maunder. 2010c. Sensitivity analysis of bigeye stock assessment to alternative growth assumptions. Document BET-01-03, External review of IATTC bigeye tuna assessment. La Jolla, California, USA; 3-7 May 2010.
- Aires-da-Silva, A., M.N. Maunder and C.E. Lennert-Cody. 2010. An investigation of the longline fishery length-frequency residual pattern in the stock assessment of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. Document BET-01-05, External review of IATTC bigeye tuna assessment. La Jolla, California, USA; 3-7 May 2010.
- Aires-da-Silva, A., M.N. Maunder and P.K. Tomlinson. 2010. An investigation of the trend in the estimated recruitment for bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. Document BET-01-06, External review of IATTC bigeye tuna assessment. La Jolla, California, USA; 3-7 May 2010.
- Anonymous. 2006. Report of the Albacore Working Group Meeting (November 28-December 2, 2005, La Jolla, CA, U.S.A.): 30 p. (http://isc.ac.affrc.go.jp/isc6/ISC06_Annex%206_ISC-ALBWG_Report_Final.pdf)
- Beddington, J.R. and D.B. Taylor. 1973. Optimum age specific harvesting of a population. Biometrics 29: 801-809.
- Beverton, R.J.H. and S.J. Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. Minis. Agri. Fish. Food Inves., Ser. 2, 19: 533 p.
- Bigelow, K., J. Hampton, and N. Miyabe. 2002. Application of a habitat-based model to estimate effective longline fishing effort and relative abundance of Pacific bigeye tuna (*Thunnus obesus*). Fish. Ocean. 11: 143-155.
- Clark, W.G. 1991. Groundfish exploitation rates based on life history parameters. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48: 734-750.
- Francis, R.I.C.C. 1993. Monte Carlo evaluation of risks for biological reference points used in New Zealand fishery assessments. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 120: 221-230.
- Getz, W.M. 1980. The ultimate sustainable yield problem in nonlinear age structured populations. Mathematical Bioscience 48: 279-292.
- Hampton J. 2000. Natural mortality rates in tropical tunas: size really does matter. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57: 1002-1010.
- Hampton, J. 2002. Stock assessment of bigeye tuna in the western and central Pacific Ocean. Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., 15th meeting, Stand. Comm. Tuna Billfish, BET-1: 37 p. (<http://www.spc.int/oceanfish/Html/SCTB/SCTB15/BET-1.pdf>)
- Hampton, J., K. Bigelow, and M. Labelle. 1998. A summary of current information on the biology, fisheries and stock assessment of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the Pacific Ocean, with recommendations for data requirements and future research. Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., Tech. Rep. 36: 46 p.
- Hampton, J. and D.A. Fournier. 2001a. A spatially disaggregated, length-based, age-structured population

- model of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the western and central Pacific Ocean. Mar. Fresh. Res. 52: 937-963.
- Hampton, J. and D.A. Fournier. 2001b. A preliminary stock assessment model for bigeye tuna in the Pacific Ocean. Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., 14th meeting, Stand. Comm. Tuna Billfish. BET-1: 31 p. (<http://www.spc.org.int/OceanFish/Html/SCTB/SCTB14/bet1.pdf>)
- Hampton, J., P. Kleiber, Y. Takeuchi, H. Kurota, and M. Maunder. 2003. Stock assessment of bigeye tuna in the western and central Pacific Ocean, with comparisons to the entire Pacific Ocean. Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., 16th meeting, Stand. Comm. Tuna Billfish, BET-1: 80 p. (<http://www.spc.org.int/OceanFish/Html/SCTB/SCTB16/bet1.pdf>)
- Hampton, J. and M.N. Maunder. 2005. Comparison of Pacific-wide, western and central Pacific, and eastern Pacific assessments of bigeye tuna. WCPFC-SC1 SA WP-2-SUP, 19p. (http://www.spc.int/oceanfish/Html/WCPFC/SC1/pdf/SC1_SA_WP_2_SUP.pdf)
- Hampton, J. and M.N. Maunder. 2006. An update of Pacific-wide assessment of bigeye tuna with comparisons with eastern Pacific assessment results. (<http://www.iattc.org/PDFFiles2/SAR-7-07c.ii-Pacific-wide-BET-assessment.pdf>)
- Harley, S. J. and M. N. Maunder. 2003. Recommended diagnostics for large statistical stock assessment models. Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., 16th meeting, Stand. Comm. Tuna Billfish, MWG-3: 34 p. (<http://www.spc.org.int/OceanFish/Html/SCTB/SCTB16/mwg3.pdf>)
- Harley, S.J. and M.N. Maunder. 2004. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2002 and outlook for 2003. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep. 4: 120-286.
- Harley, S.J. and M.N. Maunder. 2005. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2003 and outlook for 2004. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep. 5: 168-290.
- Hinton, M.G. and H. Nakano. 1996. Standardizing catch and effort statistics using physiological, ecological, or behavioral constraints and environmental data, with an application to blue marlin (*Makaira nigricans*) catch and effort data from Japanese longline fisheries in the Pacific. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 20: 169-200.
- Hoyle, S.D. and M.N. Maunder. 2006 Standardization of yellowfin and bigeye CPUE data from Japanese longliners, 1975-2004. IATTC Working Group on Stock Assessments, 7th Meeting, SAR-7-07. (<http://www.iattc.org/PDFFiles2/SAR-7-07-LL-CPUE-standardization.pdf>)
- Kume, S. 1967. Distribution and migration of bigeye tuna in the Pacific Ocean. Rep. Nankai Reg. Fish. Res. Lab. 25: 75-80.
- Langley, A., J. Hampton, P. Kleiber and S. Hoyle. 2008. Stock assessment of bigeye tuna in the western and central Pacific Ocean, including an analysis of management options. WCPFC-SC4-2008/SA-WP-1 Rev.1, Port Moresby, Papua New Guinea, 11–22 August 2008.
- Lehodey, P., J. Hampton, and B. Leroy. 1999. Preliminary results on age and growth of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) from the western and central Pacific Ocean as indicated by daily growth increments and tagging data. Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., 12th meeting, Stand. Comm. Tuna Billfish, BET-2: 18 p. (http://www.spc.org.nc/OceanFish/Html/SCTB/SCTB12/WP/SCTB99_WP/BET-2.pdf)
- Lennert-Cody, C.E., J.J. Roberts, and R.J. Stephenson. 2008. Effects of gear characteristics on the presence of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the catches of the purse-seine fishery of the eastern Pacific Ocean. ICES Jour. Mar. Sci., 65: 970-978.
- Lennert-Cody, C.E., M.N. Maunder and A. Aires-da-Silva. 2010. Preliminary analysis of spatial-temporal pattern in bigeye tuna length-frequency distributions and catch-per-unit effort trends. Document BET-01-02a, External review of IATTC bigeye tuna assessment. La Jolla, California, USA; 3-7 May 2010.
- Mace, P.M. 1994. Relationships between common biological reference points used as thresholds and

- targets of fisheries management strategies. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 110-122.
- Matsumoto, T. and W.H. Bayliff. 2008. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1998-2003. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 24: 1-187.
- Maunder, M.N. 2002a. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 3: 47-134.
- Maunder, M.N. 2002b. The relationship between fishing methods, fisheries management and the estimation of MSY. *Fish and Fisheries* 3: 251-260.
- Maunder, M.N. 2004. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2002 and outlook for 2003. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 4: 5-119.
- Maunder, M.N. (compiler) 2006. Report from the workshop on stock assessment methods, IATTC, La Jolla, California (USA), 7-11 November 2005. (<http://www.iattc.org/PDFFiles2/Assessment-methods-WS-Nov05-ReportENG.pdf>)
- 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. and A. Aires-da-Silva. 2010. Investigation of catch-per-unit-of-effort data used in the eastern Pacific Ocean bigeye assessment model. Document BET-01-04, External review of IATTC bigeye tuna assessment. La Jolla, California, USA; 3-7 May 2010.
- Maunder, M.N., A. Aires-da-Silva, R. Deriso, K. Schaefer, and D. Fuller. 2010. Preliminary estimation of age- and sex-specific natural mortality of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean by applying a cohort analysis with auxiliary information to tagging data. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 10: 253-278.
- Maunder, M.N. and S.J. Harley. 2002. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2001 and outlook for 2002. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 3: 201-311.
- Maunder, M. N. and S. J. Harley. 2003. Methodological improvements to the EPO tuna stock assessments. Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., 16th meeting, Stand. Comm. Tuna Billfish, MWG-2: 26 p. (<http://www.spc.org.int/OceanFish/Html/SCTB/SCTB16/mwg2.pdf>)
- Maunder M.N., S.J. Harley, and J. Hampton. 2006. Including parameter uncertainty in forward projections of computationally intensive statistical population dynamic models. *ICES Jour. Mar. Sci.* 63 (6): 969-979.
- Maunder M.N. and S.D. Hoyle. 2006. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2004 and outlook for 2005. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 6: 103-206.
- Maunder, M.N. and S.D. Hoyle. 2007. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2005 and outlook for 2006. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report*, 7: 117-248.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2001. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 1: 5-86.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2003. A-SCALA: an age-structured statistical catch-at-length analysis for assessing tuna stocks in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 22: 433-582.
- Methot, R. D. 2005. Technical description of the Stock Synthesis II assessment program. NOAA Fisheries. http://www.sefsc.noaa.gov/sedar/download/S16_AW_04.pdf?id=DOCUMENT
- Methot, R. D. 2009. User manual for Stock Synthesis. Model Version 3.04b. NOAA Fisheries.
- Nakamura, E.L. and J.H. Uchiyama. 1966. Length-weight relations of Pacific tunas. In Manar, T.A. (editor), Proc., Governor's [Hawaii] Conf. Cent. Pacif. Fish. Resources: 197-201.
- Okamoto, H. and W.H. Bayliff. 2003. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1993-1997. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 22: 219-431.

- Philander, S. G. 1990. El Niño, La Niña, and the Southern Oscillation. Academic Press, Inc. 293 pp.
- Reed, W.J. 1980. Age-specific harvesting in a nonlinear population model. *Biometrics* 36: 579-593.
- Richards, F.J. 1959. A flexible growth function for empirical use. *Jour. Exper. Botany*, 10: 290-300.
- Schaefer, K.M. 2009. Stock structure of bigeye, yellowfin, and skipjack tunas in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm.*, Stock Assess. Rep. 9. 203-221.
- Schaefer, K.M. and D.W. Fuller. 2006. Estimates of age and growth of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean, based on otolith increments and tagging data. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm.*, Bull. 23: 33-76.
- Schaefer, K. M., and D. W. Fuller. 2009. Horizontal movements of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean, as determined from conventional and archival tagging experiments initiated during 2000-2005. *Inter-Am. Trop. Tuna Comm.*, Bull., 24: 189-248.
- Schaefer, K. M., D. W. Fuller, and B. A. Block. 2009. Vertical movements and habitat utilization of skipjack (*Katsuwonus pelamis*), yellowfin (*Thunnus albacares*), and bigeye (*Thunnus obesus*) tunas in the equatorial eastern Pacific Ocean, ascertained through archival tag data. In Nielsen, Jennifer L., Haritz Arrizabalaga, Nuno Fragoso, Alistair Hobday, Molly Lutcavage, and John Sibert (editors), 2009, Tagging and Tracking of Marine Animals with Electronic Devices. Springer: 121-144.
- Schaefer, K.M., D.W. Fuller, and N. Miyabe. 2005. Reproductive biology of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern and central Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm.*, Bull. 23: 1-32.
- Stocker, M. (editor). 2005. Report of the Nineteenth North Pacific Albacore Workshop. Nanaimo, B.C. Canada, Pacific Biological Station, Nanaimo, B.C.: 127 p. (<http://www.dfo-mpo.gc.ca/Library/315833.pdf>)
- Suda, A. and S. Kume. 1967. Survival and recruitment of bigeye tuna in the Pacific Ocean, estimated by the data of tuna longline catch. *Nankai Reg. Fish. Res. Lab.*, Rep. 25: 91-104.
- Sun, C. C. Huang, and S. Yeh. 2001. Age and growth of the bigeye tuna, *Thunnus obesus*, in the western Pacific Ocean. *Fish. Bull.* 99: 502-509.
- Thompson, G.G. 1993. A proposal for a threshold stock size and maximum fishing mortality rate. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 120: 303-320.
- Tomlinson, P. 2002. Progress on sampling the eastern Pacific Ocean tuna catch for species composition and length-frequency distributions. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm.*, Stock Assess. Rep. 2: 339-365.
- von Bertalanffy, L. 1938. A quantitative theory of organic growth. *Human Biology*, 19(2):181-213.
- Wang, S-P., M. Maunder and A. Aires-da-Silva. 2009. Implications of model and data assumptions: an illustration including data for the Taiwanese longline fishery into the eastern Pacific Ocean bigeye tuna (*Thunnus obesus*). *Fish. Res.* 99 (1-2): 118-126.
- Watters, G.M. 1999. Geographical distributions of effort and catches of tunas by purse-seine vessels in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm.*, Data Rep. 10: 100 p.
- Watters, G.M. and R. Deriso. 2000. Catch per unit of effort of bigeye tuna: a new analysis with regression trees and simulated annealing. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm.*, Bull. 21: 527-571.
- Watters, G.M. and M.N. Maunder. 2001. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm.*, Stock Assess. Rep. 1: 109-210.
- Watters, G.M. and M.N. Maunder. 2002. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm.*, Stock Assess. Rep. 2: 147-246.

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 skipjack's 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-frequency 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. However, 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 for 2009. 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 has been increasing since 1985, and has fluctuated around the upper reference level since 2003. Except for a large peak in 1999, the floating-object CPUE has generally fluctuated around an average level since 1990. The unassociated CPUE has been higher than average since about 2003 and was at its highest level in 2008. The standardized effort indicator of exploitation rate has been increasing since about 1991 and has been above the upper reference level in recent years, but dropped below it in 2009. The average weight of skipjack has been declining since 2000, and in 2009 was below the lower reference level. Ignoring the peak in 2000, average length has been declining since 1985. The biomass, recruitment, and exploitation rate have been increasing over the past 20 years, and have fluctuated at high levels since 2003.

The main concern with the skipjack stock is the constantly increasing exploitation rate. However, the data- and model-based indicators have yet to detect any adverse consequence of this increase. The average weight is below its lower reference level, which can be a consequence of overexploitation, but it can also be caused by recent recruitments being greater than past recruitments. The 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.

ACKNOWLEDGEMENTS

Patrick Tomlinson provided the average weight data. William Bayliff provided comments on the manuscript.

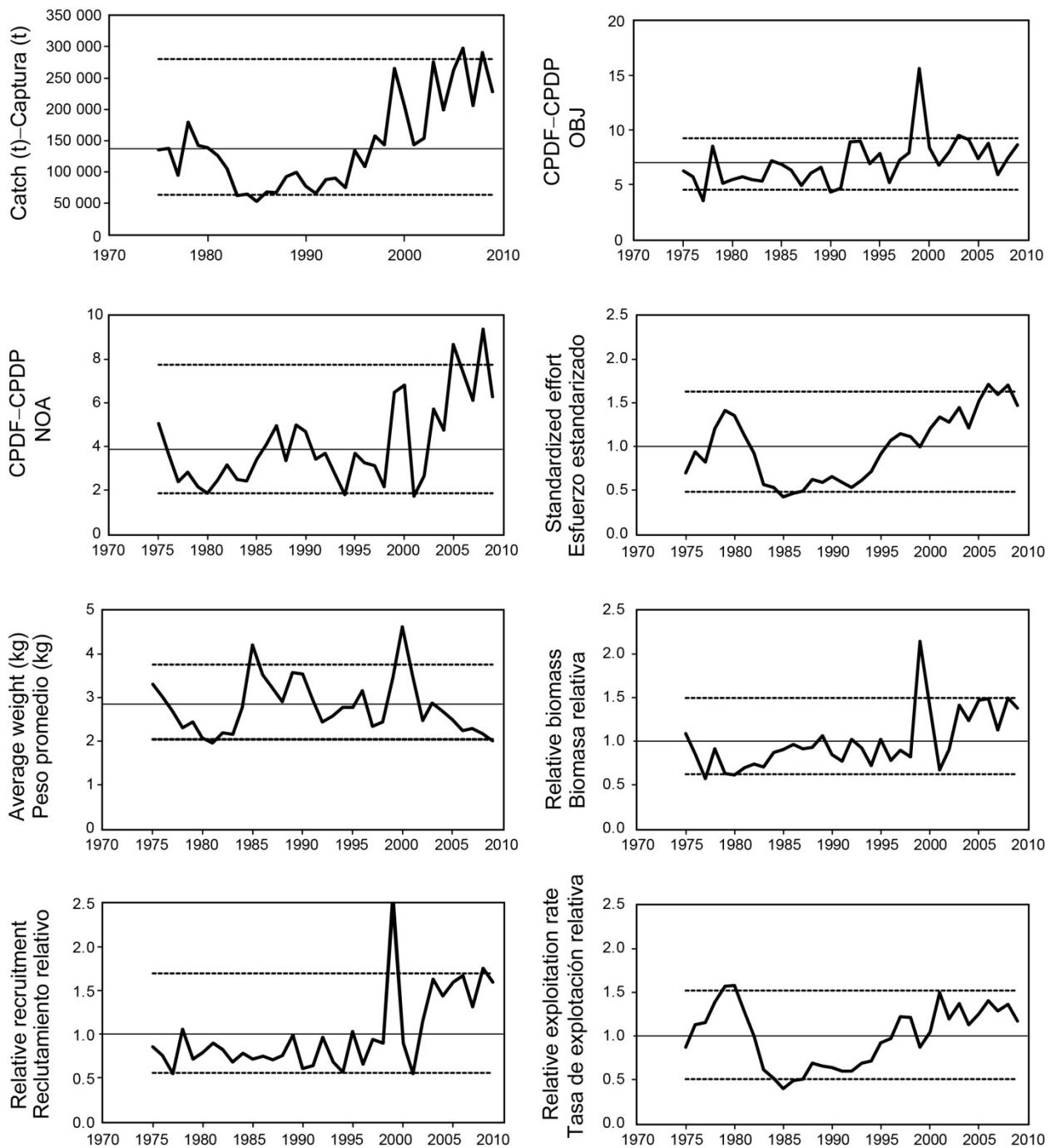


FIGURE 1. Indicators of stock status for skipjack tuna in the eastern Pacific Ocean. OBJ: floating-object fishery; NOA: unassociated fishery. All indicators are scaled so that their average equals one.

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. Se escalan todos los indicadores para que su promedio equivalga a uno.

INDICADORES ACTUALIZADOS DE LA CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN DE 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 los rendimientos máximos sostenibles (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 los que compararlos. Los distintos puntos de referencia requieren 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 frecuencia de 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 rinden 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 un curva de selectividad en forma de domo (Maunder 2002; Maunder y Harley 2005), la que significaría que existe una biomasa crítica 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. No obstante, 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 con 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 confiables 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 de la población 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 (MSE) 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 MSE implica mucho tiempo y todavía no ha sido llevado a cabo para el barrilete. Además, se asigna una prioridad a mayor a las MSE 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 2009. 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 viene aumentando desde 1985, y ha fluctuado alrededor del nivel de referencia superior desde 2003. Con la excepción de un pico grande en 1999, la CPUE sobre objetos flotantes ha fluctuado generalmente alrededor de un nivel medio desde 1990. La CPUE no asociada ha estado por encima del promedio desde aproximadamente 2003, y estuvo en su nivel máximo en 2008. El indicador de esfuerzo estandarizado de la tasa de explotación viene aumentando desde aproximadamente 1991, y ha estado por encima del nivel de referencia superior en los últimos años, pero disminuyó a debajo de dicho nivel en 2009. Si se hace caso omiso al pico en 2000, la talla media viene disminuyendo desde 1985. El peso promedio del barrilete viene disminuyendo desde 2000, y en 2008 se encontró en el nivel de referencia inferior. La biomasa, el reclutamiento, y la tasa de explotación han aumentado durante los 20 últimos años, y han fluctuado en niveles altos desde 2003.

La preocupación principal con respecto a la población de barrilete es el incremento constante de la tasa de explotación. No obstante, los indicadores basados en datos y en el modelo todavía no han detectado consecuencias adversas de este incremento. El peso promedio se encuentra por debajo de su nivel de referencia inferior, lo cual puede ser consecuencia de una explotación excesiva, pero puede también ser resultado de reclutamientos recientes mayores que los reclutamientos pasados. 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.

RECONOCIMIENTOS

Patrick Tomlinson proporcionó los datos de peso medio. William Bayliff hizo comentarios sobre el manuscrito.

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. 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.

STATUS AND TRENDS OF STRIPED MARLIN IN THE NORTHEAST PACIFIC OCEAN IN 2009

Michael G. Hinton and Mark N. Maunder

CONTENTS

| | | |
|----|---|-----|
| 1. | Summary | 163 |
| 2. | Assessment model | 164 |
| 3. | Data..... | 164 |
| 4. | Assumptions and parameters | 167 |
| 5. | Stock assessment | 169 |
| 6. | Stock status | 175 |
| 7. | Simulated effects of conservation resolutions and future fishing operations | 176 |
| 8. | Future directions..... | 176 |
| | Figures | 178 |
| | Tables | 194 |
| | References | 217 |

1. SUMMARY

This report presents the status and trends of the stock of striped marlin [*Kajikia audax*¹ (Philippi, 1887)] in the region lying north 10°S and east of 145°W in the north and east of about 165°W in the south (Hinton 2009). The assessment was made presuming that the principal distribution of this stock is bounded within the region lying east of 145° W and north of 5° S (NEPO: northeast Pacific Ocean). The assessment was conducted with Stock Synthesis (Version 3.10b) using data that were updated as of 30 October 2010.

There have been a number of studies of the stock structure of striped marlin in the Pacific Ocean. The most recent found that there was a single stock of striped marlin in the northeast Pacific Ocean, with a seasonal presence of juveniles in low abundance from a more westerly-located Hawaii/Japan stock. This assessment did not include parameters for trans-region movements of this or other stocks, but it was considered that there may be limited exchange of fish between the northeast Pacific Ocean and stocks in adjacent regions.

Reviews of previous analyses of stock structure, of stock status and trends, and of fisheries taking striped marlin in the eastern Pacific Ocean (EPO) from the 1960s to the present have noted that there was no indication of increasing fishing effort or catches of striped marlin in the EPO. Over the past decade, the fishing effort of longline fisheries has been decreasing in the EPO, and this reduction was proportionally greater in the north than in the south. During 1965-2001, about 75 percent of the total longline fishing effort was north of 10° S, but this has now fallen to about 65 percent. This disproportionate reduction of the drop in total fishing effort in the EPO occurred in the core areas of the stock distribution. This trend has continued, and it is not expected that there will be increases in directed fishing effort or catch by these fisheries in the next few years.

Key results

1. The results of the assessment indicate that the striped marlin stock in the northeast Pacific Ocean is not overfished or being overfished.
2. Stock biomass has increased from a low of about 2,600 metric tons (t) in 2003, and was estimated to be about 5,100 t in 2009.
3. There has been an increasing trend in the estimated ratio of the observed annual spawning biomasses

¹ Formerly *Tetrapturus audax*

- to the spawning biomass (S) in the unexploited stock, which has doubled from about 0.19 in 2003 to about 0.38 in 2009.
4. The estimated ratio of spawning biomass in 2009 to that expected to provide catch at the level of maximum sustained yield (MSY), $S(2009)/S_{MSY}$, was about 1.5, which indicates that the spawning biomass was above the level expected to support MSY
 5. The estimated recent levels of fishing effort (average 2007-2009) were below those expected at MSY ($F_{mult} = 13.3$).
 6. Recent annual dead discards and catches have been estimated to be about 1,300 t, or about 50 percent of MSY (2,596 t). If removals continue at this level, then it is expected that the biomass of the stock will continue to increase over the near term.

2. ASSESSMENT MODEL

The assessment was conducted using Stock Synthesis² (Methot 2009). Stock Synthesis is a sex-specific, size-based, age-structured, integrated (fitted to many different types of data) statistical stock assessment model. The initial step in the assessment was to establish the spatial distribution of the stock of striped marlin in the northeast Pacific Ocean for which the population dynamics model was developed. This was followed by identifying available data inputs to the assessment, including indices of relative abundance, total retained catch and dead discards, and size measurements of striped marlin. These available inputs determined, to a great degree, the structure of the assessment model, such as whether it was possible to incorporate sex-specific parameters, and definition of fisheries. In addition to the data, estimates of a number of population characteristics or parameters, such as natural mortality rate, growth rates, and age at first maturity, were obtained from studies of striped marlin of the Pacific Ocean. These estimates were included in the assessment as assumed or fixed parameters. Stock Synthesis was fitted to a suite of scenarios using the method of maximum likelihood. The value of the negative log-likelihood from each of the scenarios was used for evaluation and comparison of results.

3. DATA

Catch, effort, and size-composition data for 1975-2009 from the region north of 5°S and east of 145°W were used in this assessment of status and trends of the stock of striped marlin of the northeast Pacific Ocean (Hinton 2009). Data for 1954-1974 were used in sensitivity analyses conducted for the assessment. All data were summarized by year. Data for 2009 were preliminary.

3.1. Definitions of the fisheries

Six fisheries were defined using the criteria gear type and geographical subareas. Gear types were longline, purse seine, and recreational (hand-operated single pole-and-line), and subareas were A1: the region north of 5°S and south of 10°N between the coast of the Americas and 145°W; A2: the region north of 10°N between 120°W and 145°W; and A3: the region north of 10°N between the coast of the Americas and 120°W (Figure 3.1).

Regression-tree analyses (TIBCO Spotfire S+ Ver. 8.1: <http://spotfire.tibco.com>) of size measurements of retained catches made by longline fisheries of Japan were used to identify subareas with relatively stable average-size of retained catch. These results were compared to the subareas used in previous analyses of the longline fisheries of Japan (e.g. Okamoto and Bayliff 2003, Figures 1 and 2). Two subareas identified in the regression-tree analyses were quite similar to regions used in the previous analyses of longline fisheries, so subareas A2 and A3 in the assessment were chosen to correspond to areas 1 and 7 as shown in Figure 1 of Okamoto and Bayliff (2003). The remainder of the geographical region included in the assessment was designated subarea A1.

Longline fisheries of Japan, which occurred in subareas A1, A2, and A3, were designated F1, F2, and F3.

² SS3 Ver. 3.10b, http://nft.nefsc.noaa.gov/Stock_Synthesis_3.htm, accessed August 2010.

Longline fisheries of other flags were designated F4, the pole-and-line recreational fishery of Mexico was designated F5, and the purse-seine fishery was designated F6.

The longline fishery in the eastern Pacific Ocean (EPO) was characterized by an eastward expansion of the Japanese fisheries of the western Pacific Ocean that began in about 1954. The period of expansion and development of these fisheries in the EPO occurred during a period of declining catches and catch rates in the Indian Ocean (Suda and Schaefer 1965). The expansion also coincided with a period of increasing demand for bigeye tuna and sailfish for the developing tuna-sausage market in Japan (Suda and Schaefer 1965; Kume 1973). An increasing portion of the region was fished during the next decade, until finally, in about 1968, fishing operations extended throughout the EPO (Joseph *et al.* 1972; Figure 1). In these analyses the longline fisheries of Japan were estimated to have fully covered A1 in about 1962, A2 in about 1963, and A3 in about 1967. The other longline fisheries began in the EPO after the expansion of the fisheries of Japan. Since the 1990s there has been a decreasing trend in fishing effort and spatial coverage of these fisheries (Hinton 2009).

3.2. Catches and discards

Estimates of removals of striped marlin from the population by fishery are provided in Table 3.1. Most of the retained catch of striped marlin taken by the commercial longline fisheries of Far East and Western Hemisphere nations has been fairly well known due to the value of these fish in commerce. However, there were no data on discards for longline fisheries, so removals equals retained catch for these fisheries. Lesser amounts of striped marlin have been taken by the other fisheries described in Hinton and Bayliff (2002), though the retained catches and dead discards of recreational fisheries has increased over time. During recent years, the greatest retained catches by commercial fisheries operating in the EPO have been made by the fisheries of Chinese Taipei, French Polynesia, and Japan. Data on the total hooks fished by year by the principal longline fisheries in the EPO are presented in Anonymous (2010; Table A-9).

In recent years the retained catch and dead discards of the recreational fishery has equaled in magnitude the retained catch of the longline fisheries. The principal recreational fishery for striped marlin in the EPO has been that of Mexico. In Mexico, marlin and billfish have been reserved for recreational fisheries within a zone extending up to 50 miles from the Pacific coast, and commercial fisheries for marlin and billfish, other than swordfish, are prohibited. Statistics for this fishery have been developed by long-term monitoring programs of the Instituto Nacional de Pesca de México (INAPESCA), with monitoring performed by its regio

(CRIPS-INAPESCA)]

located at major fishing ports of Baja California and the coastal mainland of Mexico. Summary statistics developed by INAPESCA and used in the assessment included annual estimates of gross³ catch and the number of fishing trips, annual estimates of the proportion of striped marlin released, and annual estimates of average weight of retained catch (Fleischer *et al.* 2009; Fleischer, L.A., and A. Klett, personal communication, 9 September 2010).

Most of the striped marlin caught by the recreational fisheries became live discards, *i.e.* they were released alive by fishermen after bringing them to the boat. Retained catches of striped marlin in the fishery occur when a fisherman decides to keep a fish, or when a fish dies as a result of the capture process and is then kept. Dead discards principally occur from the unobserved, or cryptic, mortality of fish following live discard. Results of tagging experiments using pop-up satellite tags (Domeier 2003) suggest a cryptic mortality rate of about 25 percent for live discards made by the recreational fishery.

Estimated annual discards by the recreational fishery were obtained as the product of the reported gross catch and the annual estimate of the proportion discarded. Dead discards were estimated as the product of the estimated cryptic mortality rate (0.25) and the estimated annual discards. Estimates of total removals from the population were computed as the sum of the retained catch and the dead discards.

³ Coordinating Working Party on Fishery Statistics. Handbook of Fishery Statistical Standards. Sec. B. Catches and Landings. Annex B1. <ftp://ftp.fao.org/FI/DOCUMENT/cwp/handbook/annex/AnnexB1CatchConcepts.pdf>.

In the case of the recreational fisheries of Mexico, the proportion of the catch that was discarded has increased over time. The recent discard rate reported by the fishery was 93 percent, while the comparative rate from scientific sampling was about 75 percent. The lowest rate observed by sampling was about 72 percent in 1999, the first year of sampling. Therefore, lacking data on discard rates prior to 1999, it was assumed that the rate for catches made during 1990-1998 was 70 percent. Data on removals made by this fishery prior to 1990 were not available to be included in this assessment (Section 8.1).

All marlin taken by purse seine were presumed dead. Catches made by purse-seine vessels larger than 363 t carrying capacity have been recorded by on-board observers since 1991. Most of the striped marlin captured by purse-seine fisheries in the EPO were retained. Estimates of the dead discards by large purse-seine vessels (carrying capacity greater than 363 t) have been on the order of 4 t and were included in the assessment. During 2000-2009, the estimated average annual total removals made by these vessels was about 37 t (range: 20 t to 74 t) (Anonymous 2010, Table A-2b). Data on captures made prior to 1991 were not available (Section 8.1).

With few exceptions, small purse-seine vessels (carrying capacity less than 364 t) have not carried on-board observers, so catch by these vessels were estimated as follows:

The total number of sets by vessel capacity for the 1994-2009 period were obtained from Anonymous (2010, Table A-7). The removals of striped marlin by small vessels during that period were estimated as the product of the observed annual catch-per-set of the large vessels and the number of sets made by the small vessels. The ratio of the number of sets made by small vessels to the number of sets made by large vessels decreased from about 0.42 during 1994-1996 to an average of about 0.28 percent during 1999-2009. Therefore, the estimated removals made by small vessels during 1991-1993 were calculated as the product of the early period (1994-1996) average ratio of the number of sets by small vessels to the number of sets made by large vessels (0.42) and the annual observed catch made by large vessels. The proportion of removals discarded by small purse-seine vessels was not known, but they were implicitly included in the estimates of retained catch of striped marlin made by these vessels.

During 2000-2009, the estimated average annual removals by all purse-seine vessels were about 47 t (range: 27 t to 94 t). This was more than an order of magnitude less than the average annual removals by the commercial longline fisheries (632 t; range: 215 t to 1,188 t) or the recreational fishery (609 t; range: 342 t to 1,038 t).

3.3. Indices of abundance

Standardized indices of abundance (CPUE: retained catch per 1000 hooks fished) for the 1954-2009 period were derived for fisheries F1, F2, and F3 (Section 3.1). Data for the entire period were available for each month at a spatial resolution of 5-degree longitude by 5-degree latitude (5x5 data); and beginning in 1971, they were also available at a resolution of 1-degree latitude by 1-degree longitude (1x1 data). The standardizations for each fishery used data from only those years with three or more months of fishing operations.. Indices were developed using delta-lognormal general linear models (TIBCO Spotfire S+ Ver. 8.1). The full scope for these models included year; month; latitude; longitude; closest distance to the North or South America continent; closest distance to land; the Southern Oscillation Index (SOI); the Multivariate ENSO Index (MEI); the extra-tropical Northern (NOI) and Southern Oscillation (SOI*) indices; and the SOI, MEI, NOI and SOI* indices with lags of one to three months. Among the significant terms in one or more models were year and month, the distance to a continent, the distance to land, longitude, and SOI with a 2-month lag.

The indices used in the assessment (Table 3.2) were developed using the 1x1 data. Several of the sensitivity analyses included indices from the period prior to 1971. In those cases, the indices developed from the 1x1 data were used for years after 1970. The indices for the period prior to 1971 were obtained by scaling the pre-1971 values of indices for the 1954-2009 period that were developed from the 5x5 data, to the average of the averages of the 1x1 and 5x5 index values during the 1971-1982 period.

3.4. Size composition data

Size data in numbers of fish by length for longline fisheries and for purse-seine fisheries were used in the assessment. A summary of size frequency data from recreational, longline, and purse-seine fisheries was presented by Hinton (2009). He showed that the average eye-fork-length of striped marlin taken by both the recreational (1985-2007) and the commercial longline (1998-2007) fisheries in the EPO was about 170 cm, while that of fish taken in the purse-seine fishery (1998-2007) was about 190 cm. Ponce Diaz *et al.* (1991) suggested that there was little, if any, difference between the size-frequency distributions of fish taken by the recreational and longline fisheries.

Annual size-frequency distributions in numbers of fish by 2-cm length intervals were developed for each fishery by aggregating higher-resolution size-frequency data (Figure 3.2). The upper limit of the lowest interval was set at 50 cm, and of the highest at 300 cm. Fish of lengths less than (greater than) this length were aggregated into the lowest (highest) size interval. Only data for those years with (O)100 or more measurements in the year were used in the assessment (Table 3.3).

The annual length-frequency sample sizes (number of fish lengths measured) for longline fisheries F1, F2, and F3 were scaled to the average annual sample size of the purse-seine fishery (F6) by multiplying the annual sample sizes for a fishery by the ratio of the average annual sample size for F6 (216.333 fish) to the average annual sample size for that fishery. This was done to prevent domination of (undue influence on) the likelihood function used to fit the population dynamics model that may arise due to large numbers of length measurements (over-sampling) from annual catches of individual fisheries.

3.5. Age-at-length data

There were no age-at-length data available to include in the assessment.

4. ASSUMPTIONS AND PARAMETERS

4.1. Biological and demographic information

4.1.1. Growth

Striped marlin have very high growth rates during their first year, reaching about 50 percent of their asymptotic length during that time, after which rates decrease to about 10 percent in the second year, and to about four percent per year thereafter (Melo-Barrera *et al.* 2003). There have been a number of growth studies on striped marlin in the Pacific Ocean (Table 4.1), and the maximum ages observed in these studies range from 8 to 11 years (Kopf *et al.* 2005). Estimates of the asymptotic maximum length (L_{∞} : L_{inf}) from von Bertalanffy growth models ranged from about 186 to 275 cm eye-fork length, and the estimates of the annual von Bertalanffy K ranged from about 0.25 to 0.70.

In the assessment, K was fixed at 0.25. The L_{∞} parameter may be estimated or specified, and in the assessment it was fixed at 275 cm (which equates to 269 cm at age 15, the maximum age in the model). There were a relatively high proportion of large fish seen in the size-frequency data from purse-seines, and fish of up to 296 cm have been measured in the catch of longline fisheries in the EPO and were included in the data used in the assessment.

The choice of the length-weight relationship for the assessment was important, because it was used in calculating biomass and in making comparable the catch and the size-frequency data.

Length-weight relationships have been developed for striped marlin from the EPO (Wares and Sakagawa 1972; Ponce Diaz *et al.* 1991; Melo-Barrera *et al.* 2003) and from the central Pacific Ocean off Hawaii (Uchiyama and Kazama 2003). These relationships differ substantially, particularly for older individuals (Figure 4.1). Among the studies from the EPO, no practical difference was seen between the results from the studies of Ponce Diaz *et al.* (1991) and Melo-Barrera *et al.* (2003). Both of these studies were based on retained catch from the recreational fishery operating from Cabo San Lucas, Baja California, Mexico. The study of Wares and Sakagawa (1972) was geographically more expansive than the other EPO studies,

for it included fish taken by recreational fisheries operating from San Diego, California, USA; from Buena Vista, Baja California Sur, Mexico, which is located just to the northeast of Cabo San Lucas; and from Mazatlán, Sinaloa, Mexico, which is situated on the western coast of the mainland of Mexico across the mouth of the Gulf of California from Cabo San Lucas. The goodness of fit measure, r^2 , reported by both Ponce-Diaz *et al.* (1991; $n = 1,748$) and Melo-Barrera *et al.* (2003; $n = 1,022$) was 0.53, while that reported by Wares and Sakagawa (1972; $n = 1,982$) was 0.75. We noted that the results presented by Ponce Diaz *et al.* (1991, Figure 3) may have been overly influenced by the very few observations of fish of small size, and concluded that, if these had been excluded from the analysis, then the results of that study may have more closely agreed with those presented by Wares and Sakagawa (1972).

Taking into consideration the spatial extent of sampling and the reported model fit (r^2) for each of the length-weight studies mentioned and the potential influence of a small number of measurements on the results of Ponce Diaz *et al.* (1991), the length-weight relationship used in the assessment was that determined by Wares and Sakagawa (1972):

$$w = 6.9663 \times 10^{-6} \cdot l^{3.071},$$

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

4.1.2. Natural mortality

A constant annual instantaneous natural mortality rate (M) of 0.5 was used in the assessment.

4.1.3. Recruitment and reproduction

Information on reproduction and recruitment of striped marlin was summarized by Hinton and Bayliff (2002). Since then, studies of striped marlin in the region of the Gulf of California have found that fish in reproductive condition are present during the period from May to December (Gonzalez-Armas *et al.* 2006). Based on the information presented by Hinton and Bayliff (2002) and the results of the more recent studies, it was assumed that striped marlin recruited to the fishery throughout the year.

It is generally considered that environmental conditions are the principal influence on recruitment levels of the pelagic tunas and tuna-like species, including striped marlin, and that at high levels of spawning stock biomass, recruitment is not reduced as a result of the level of the spawning biomass. Therefore, a Beverton-Holt stock-recruitment relationship (Beverton and Holt 1957) was used in the assessment. In the Stock Synthesis model, the Beverton-Holt relationship has been parameterized to include steepness (h) (Francis 1992, Appendix 1). Steepness equals that fraction of the recruitment to an unexploited stock (R_0) that would be produced by a spawning biomass that has been reduced to 20 percent of the unexploited spawning biomass (S_0), viz. $hR_0 = F(0.2S_0)$, where F is the Beverton-Holt stock-recruitment relationship. Steepness can vary between 0.2 (in which case recruitment is a linear function of spawning biomass) and 1.0 (in which case recruitment is independent of spawning biomass). In practice it is often difficult to estimate steepness, because of a lack of contrast in observations of spawning biomass and because other factors (e.g. environmental) may cause extreme variability in recruitments from a given spawning biomass. Simulation analyses have shown that estimation of steepness is problematic, with large uncertainty and frequent estimates equal to one, even when the true steepness is moderately less than one (Conn *et al.* 2010).

There was no evidence that recruitment was related to spawning stock size for striped marlin in the EPO, so $h = 1$ in the assessment.

Size at first maturity has been estimated as on the order of 145 cm to 155 cm eye-fork length (Kume and Joseph 1969; Eldridge and Wares 1972; Kopf *et al.* 2005), although females in reproductive condition were not regularly encountered at eye-fork lengths under about 160 cm (Kume and Joseph 1969). Therefore it was assumed that 50 percent of the females were mature at age two and that all were mature after that age.

4.1.4. Movement

The assessment did not include explicit parameters for movement. There is very little information on the movements of striped marlin. Fish tagged with conventional dart tags and released off Cabo San Lucas (the tip of the Baja California peninsula) have generally been recaptured near where they were tagged, but some were recaptured about 400 km to the south, in the vicinity of the Revillagigedo Islands, a few in the vicinity of Hawaii, and one near Norfolk Island (29°S, 168°E). Tagging studies of striped marlin in the Pacific conducted using pop-up satellite tags (Domeier 2006) have shown that there was essentially no mixing of tagged fish among tagging areas and that striped marlin maintain site fidelity.

It was assumed that the population was randomly mixed at the beginning of each year, and though not explicitly modeled, some aspects of movement within the northeast Pacific Ocean were accommodated by differences in selectivity and catchability among the spatial definition of fisheries.

The assessment did not include parameters for trans-region movements of this or other stocks, but it has been recognized that from time to time there may be limited exchange of fish between the stock of striped marlin in the northeast Pacific Ocean and those in adjacent regions (Section 4.1.5).

4.1.5. Stock structure

This assessment was conducted for a single stock of striped marlin (Hinton 2009) in the northeast Pacific Ocean that for the most part is located within the region bounded in the west at 145°W and in the south at 5°S. Significant effort has been devoted to understanding the stock structure of striped marlin in the Pacific Ocean. Nearly all of the many analyses of stock structure have suggested that there are multiple stocks. Results of recent analyses (Hinton 2009, Purcell 2009) indicate that the northeast Pacific Ocean is home to a single stock, though there may be a seasonal low-level presence of juveniles from a westerly-located Hawaii/Japan stock.

4.2. Environmental influences

Environmental data were used in the catch-rate standardization (Section 3.3).

5. STOCK ASSESSMENT

The assessment was conducted with Stock Synthesis (Section 2), using data and information available on 30 October 2010.

5.1. Assessment model structure

During the period of initial exploitation (Section 3.1) of the unfished stock biomass, there were rapid increases in the catch and catch rates of striped marlin, which were followed by drastic drops in the early 1970s. These changes resulted in part from the exploration process, during which desirable fishing locations and conditions were identified, and in part from changes in fishing operations made to optimize the capture of selected species. A number of the basic assumptions common to most assessments become dubious in situations such as described above; for example, the assumption that standardized catch rates are proportional to abundance over the entire period, or that the geographical distribution of the stock has been identified and well sampled through time by the fisheries.

The steps taken to address these problems were to structure the assessment in temporal and spatial strata over which those basic assumptions were considered reasonable, while also extracting as much information as possible from the strata over which the assumptions were less tenable. This approach was consistent with that taken in stock assessments of yellowfin and bigeye tunas in the EPO.

The assessment model starts in 1975. Females and males share the same parameter values in the assessment, and a number of the underlying assumptions have been described (Section 4). The assessment also included the following assumptions and fixed parameter values:

1. The initial conditions included:

- 1.1. a recruitment offset, which defines the recruitment level used to estimate the initial numbers at age;
- 1.2. fishing mortalities for F1 and F2, which provided a starting point based on fishing occurring prior to 1975;
- 1.3. early-period recruitment deviates (5 years: 1970-1974), which provided flexibility in the estimates of younger age classes which cross the period from high catch and catch rates to the later (non-targeting) period; and
2. Natural mortality (M) = 0.5.
3. Steepness (h) = 1.
4. von Bertalanffy growth model parameters $K = 0.25$; and $L_{inf} = 275$ cm.
5. Maximum age of fish = 15.
6. The coefficients of variation (CVs) of the standardized catch rate observations for fishery F1, which was used as an index of abundance, were fixed at 0.2; and the CVs of the CPUE observations for fisheries F2 and F3 were estimated relative to F1.
7. The catchability coefficients (used to scale the CPUE indices of abundance) for fisheries F1, F2, and F3 were estimated.
8. Selectivities of F1, F2, and F3 were estimated using a double normal distribution function, which allowed a dome shape.
9. Selectivity of F4 (other longline fleets) = Selectivity of F1.
10. Selectivity of F5, the recreational fishery = Selectivity of F3.
11. Selectivity of F6, the purse-seine fishery, was assumed asymptotic and was estimated using a double normal distribution with parameters estimated for (1) the selectivity for the first size interval, (2) the rate of increase at the inflection point, and (3) the age when selectivity equals one.

5.2. Assessment results

The assessment will be reviewed and the results updated as new or revised data or studies become available. Future updates would most likely impact absolute values of the estimates of biomass, recruitment, and fishing mortality.

5.2.1. Fishing mortality

Estimated selectivity-by-age for longline and purse-seine fisheries are shown in Figure 5.1. Selectivity was very low for marlin less than age two in all fisheries. At age two years marlin were fully selected (selectivity = 1.0) in F2, while selectivity in other fisheries was near zero (< 0.03). At age three, marlin had relatively high selectivity (0.5) in F2 and were fully selected, or nearly so, in F1 and F3, but they had only moderate selectivity (0.2) in F6. Marlin of ages greater than three were selected in F1, F3, and F6. Fish of age 4 were fully selected in F3 and had relatively high selectivity in F1 (0.7) and F6 (0.8). By age five, selectivity in F1 dropped to, and remained at, 0.2 thereafter. At the same time, marlin were fully selected in F6 by age five and so remained, while fish between the ages of five and nine were fully selected in F3. Selectivity in F3 dropped to about 0.5 for fish of age 10, and it was near or at zero for those of age 11 and greater.

Average annual fishing mortality (F) rates by age and time period are shown in Figure 5.2. Prior to 1990, F was relatively low for ages greater than four years in comparison to levels observed after 1990. A marked change in F for ages four through ten was seen after 1990, which corresponded to the beginning of the data series of retained catch and dead discards for the recreational (1990) and purse-seine (1991) fisheries. There was little difference in the estimated 5-year average annual F by age for the 1991-1995

and 1996-2000 periods, during which the maximum average annual F (1.02) was observed for age-three striped marlin, while F for ages five to nine was level at about 0.41. The average annual F for ages five to nine has since increased, from 0.41 to about 0.49 during 2001-2005, and to about 0.61 after 2005. Over the same time periods, the average annual F for age-three fish decreased from 1.02, thence to 0.85, and to 0.70 during 2006-2008.

These changes in average annual F by age follow on the decreasing effort and shifting patterns of operations by longline fisheries in the northeast Pacific Ocean (Hinton 2009) and with the availability of estimates of catch for recreational and purse-seine fisheries beginning in 1990 and 1991. The most recent period, 2005-2008, was characterized by continuing reductions in removals of striped marlin by longline and purse-seine fisheries, and increased levels of removals by recreational fisheries (Table 3.1). The trend in annual total F from all fisheries for the stock of striped marlin in the northeast Pacific Ocean has varied widely over the 1975-2009 period, exhibiting a generally increasing trend through 1995, and decreasing thereafter (Figure 5.3).

5.2.2. Recruitment

The trend in estimates of annual recruitment; and the relationship between these estimates and spawning biomass: are presented in Figure 5.4 and Table 5.1. There was no indication that recruitment was related to spawning biomass ($F = 0.14$, $P = 0.71$) over the range of spawning biomasses observed in the assessment.

5.2.3. Biomass

The trend in the estimated spawning biomass (S) from the assessment is shown in Figure 5.5. The level of spawning biomass expected to provide catches at the level of MSY (S_{MSY}) was about 1,370 t. Levels of S have been below S_{MSY} only during 2002-2005, with a minimum of about 1,100 t in 2003. The total stock biomass has followed a trend very similar to that of the spawning biomass, decreasing from 6,450 t in 1975 to about 5,300 t in 1984. Total biomass then increased to a peak of about 10,000 t in 1987, before beginning a general decline to about 2,600 t in 2003. Since then the total biomass has been steadily increasing, reaching about 5,050 t in 2009. It was considered that the recent increases in total biomass resulted from the combined effects of increases in recruitment, since about 2000, and decreases in effort and catches by longline fisheries that have occurred after 1998 (Hinton 2009).

The estimated ratio of observed spawning biomass in 2009 to the spawning biomass in the unexploited stock (SBR) was about 0.38, which was well above the level expected to provide catches at the level of MSY ($SBR_{MSY} = 0.25$).

The estimated impacts of the longline and recreational fisheries on the levels of spawning biomass that would have been expected in the absence of fisheries are shown in Figure 5.6. The impact of the longline fisheries was present from 1975, as the fisheries were well developed by that time. At that point, the annual reduction in spawning biomass as a result of removals by longline fisheries was about 4,900 t. By the onset of data availability for the recreational fishery (1990), the estimated annual reductions in spawning biomass resulting from longline fisheries had cycled through lows of about 3,000 t, though by 1990 they were again on the upswing and had reached about 4,000 t. During 1991-2001 the annual impact of longline fisheries again cycled, dropping to a low of about 2,850 t, and thence increasing through a peak of about 3,600 t; by 2001 it had decreased to about 3,000 t.

Though present in time before, the estimated impacts of the recreational fishery on the spawning biomass began in 1990, the first year of data on retained catch and dead discards from that fishery. At that point in time, the impact by recreational fisheries was estimated to be about 25 t, which was an underestimate since there were no estimates of the impact resulting from removals of fish which had entered the fishery before and would have been spawning in 1990 and thereafter. This bias decreased over time, as those cohorts present in the fishery before 1990, but for which there was no data on removals prior to 1990, were lost to the fisheries. As new cohorts entered the fishery, and older ones were lost to it, the impact on the spawning biomass from this fishery increased monotonically from about 160 t to 650 t during 1991-2000.

Since 2001 the estimated annual reduction in spawning biomass resulting from longline fisheries has declined monotonically from about 3,000 t, reaching about 1,050 t in 2009. In comparison, during 2002-2005 the estimated annual reduction in spawning biomass attributable to recreational fisheries remained at about 650 t, but thereafter it has increased each year. The estimated reduction in spawning biomass resulting from recreational fisheries reached about 1,000 t in 2008 and 1,200 t in 2009, reductions of the same magnitude as those estimated for longline fisheries (1,300 t and 1,060 t).

The data series on removals of striped marlin by purse seines began in 1991, and as data were not available for earlier years, the estimates of reductions in spawning biomass from this fishery have been impacted in the same manner as those of the recreational fishery. The estimated reduction in spawning biomass resulting from the purse-seine fishery increased from about 20 t in 1991 to a peak of about 100 t in 1994. Thereafter it decreased monotonically, until it reached a minimum of about 61 t in 2002. Since 2002 the impact of this fishery has been relatively stable and has averaged about 83 t. Though included in the analysis, these impacts were insignificant compared to those of the longline and recreational fisheries and of magnitudes too low to appear in Figure 5.6.

5.3. Comparisons to external data sources

No comparisons to external data were made in this assessment.

5.4. Diagnostics

5.4.1. Residual analysis

The model was fitted to the standardized abundance indices (Section 3.3) of the longline fisheries F1, F2 and F3 during 1975-2009. The assessment estimates of these indices fitted the observations only moderately well, and the predicted fit to the unstandardized catch rates (number of fish per trip) for the recreational fishery was very poor (Figure 5.7). The catch rates of the recreational fishery were not included among those used to solve the assessment model, since the detailed data needed to develop a standardized index of abundance were not available.

Pearson residual plots for the assessment estimates of the size measurement data are presented in Figure 5.8. The assessment underestimated the proportions of larger fish in fishery F1 in 1975; in the late 1970s; in 1988-1989; and again in 2000-2003. Underestimates were also seen in F2 in 1999, and in F3 in 1976. The assessment also underestimated the proportions of larger fish in F6 in the early 1990s, and periodically thereafter. It was noted that the underestimates in the late 1980s and early 2000s lag by about 2-3 years the periods of higher spawning and population biomasses.

5.4.2. Retrospective analysis

No retrospective analysis was conducted with this assessment.

5.5. Sensitivity analyses

The objective of fitting the population dynamics model using the method of maximum likelihood was to determine the set of parameter estimates that best harmonized the observed data (*e.g.* catch, catch rates, and size-frequency) and the biology (*e.g.* from studies of growth, reproduction, length vs. weight).

Uncertainty in assessment results, which can be difficult to quantify, occurred due to sampling and process errors. In the first instance, the sample data could not perfectly represent the population parameters of striped marlin in the northeast Pacific Ocean, or more generally those of any population. In the second instance, the model structure used for the assessment provided only an approximation to the dynamics of the stock and the fisheries that harvest them. These approximations resulted in process, or model-misspecification, errors. The confidence intervals for parameter estimates arising from the likelihood-based solution obtained for the assessment were estimated under the assumption that the population dynamics model “perfectly” (or at least adequately) represented the dynamics of the system. Since it was unlikely that this assumption could ever be satisfied, the estimates of uncertainty obtained from the as-

essment likely underestimate the “true” uncertainties.

The assumptions and structure of the assessment model were evaluated by fitting models with the same structure but in which alternative values of fixed, assumed parameters were used, and by fitting models in which the values of fixed parameters were used but in which model structure was changed.

The following summarizes the important aspects of these sensitivity analyses.

- 1) Sensitivity analyses with alternative values of assumed parameters:
 - a) Fixed natural mortality (M) at 0.3 and at 0.7;
 - b) Fixed growth rate (K) at 0.15 and at 0.50;
 - c) Fixed steepness (h) at 0.75;
 - d) Fixed maximum length ($L_2 \rightarrow L_{inf}$) at 255 cm and at 295 cm;
 - e) Selectivity of the recreational fishery modeled under the assumption that it was the same as that of the purse-seine fishery.
- 2) Sensitivity analyses with alternative model structure:
 - a) Model No-A2: Subarea A2 removed from the assessment;
 - b) Models starting in 1954: In these analyses it was assumed that the stock was in an unfished equilibrium prior to 1954, the year of first reported catch by longline fisheries.
 - i) Model 1954-1: Started in 1954 with individual area CPUE beginning at the initiation of fishing in an area (no adjustment for increasing spatial coverage and fishing effort within areas);
 - ii) Model 1954-1 with L_{inf} estimated.
 - iii) Model 1954-2: Started in 1954, but fitted to the CPUE of subareas only after a fishery first exploited the spatial extent of the subarea (1962 in A1; 1963 in A2; and 1966 in A3);
 - iv) Model 1954-2 with L_{inf} estimated.
 - v) Model 1954-3: Started in 1954, but fitted to the CPUE series beginning in 1975.

5.6. Summary of results from the assessment and sensitivity analyses

The results of the assessment and the sensitivity analyses were compared using commonly-cited model outputs and MSY-based parameters that frequently have been used to provide management advice. The comparisons have been separated into two sections, one with results obtained from use of alternative values of fixed parameters, and one with result obtained from use of alternative model structures.

5.6.1. Alternative values of fixed parameters

Results of the assessment and of the sensitivity analyses with alternative values of fixed parameters are presented in Table 5.2. The estimated MSY from the assessment was 2,600 t. The estimates from sensitivity analyses were somewhat insensitive to changes in values of parameters and fell within a range of about 2,100 t to 3,000 t. The maximum estimate of MSY, an unreasonable estimate of 26,000 t, was from the analysis with $K = 0.15$. The next highest estimate, about 4,100 t, was from the model with $M = 0.7$. The lowest estimate of MSY, 2,030 t, was from the analysis with $M = 0.3$.

The estimated value of the F -multiplier (F_{mult} , the value by which the recent average F would be multiplied to achieve F_{MSY}) was a rather high 13.3. With high steepness, herein $h = 1$, the yield curve is relatively flat. Thus, to achieve small changes in retained catch and dead discards (removals), disproportionately large changes in F would be needed. Recent annual removals from the stock have been about 55 percent of estimated MSY. Changing the nature or magnitude of fisheries in manners which change the age-structure of removals from the population would also influence estimates of F_{mult} . Therefore, it was not

unexpected to find that F_{mult} was quite sensitive to changes in M and K , parameters which influenced the abundance of fish-at-age available to fisheries. With $M = 0.3$, F_{mult} was about 1.3, and with $M = 0.7$ it was about 26.1. With $K = 0.5$, F_{mult} was about 1.3, and with $K = 0.15$, F_{mult} had the extreme value of about 59.4. The estimates of F_{mult} obtained from the other sensitivity analyses ranged from about two to eight.

The estimated trend in spawning biomass from the assessment, and from selected sensitivity analyses that illustrate the nature and range of trends from the sensitivity analyses are shown in Figure 5.9. The estimated spawning biomass ratio [SBR(year) = $S(\text{year})/S(0)$] in 2009 was about 0.38. The extremes in SBR(2009), 0.10 and 1.18, were observed in the analyses with $M = 0.3$ and with $K = 0.15$. The estimate of the ratio of spawning biomass in 2009 to that expected to support removals at the level of MSY [$S(2009)/S_{\text{MSY}}$] was 1.52. The extremes of the estimates of $S(2009)/S_{\text{MSY}}$ from the sensitivity analyses were 0.7 and 4.37, which were observed in the analyses with $K = 0.5$ and $K = 0.15$.

The value of the negative-log-likelihood (NLL) from two of the sensitivity analyses were less than that of the assessment (3,552). The first of these was the analysis with $h = 0.75$, from which NLL = 3,474; and the second was that in which the selectivity of the recreational fishery was assumed equal to that of the purse-seine fishery, from which NLL = 3,511.

Regarding the analysis with $h = 0.75$, it has been demonstrated that estimates of steepness are problematic (Section 4.1.3), with high levels of uncertainty and frequent estimates equal to one, even when the true steepness was less than one. One difficulty is that autocorrelation in recruitments causes bias in the estimate of steepness. A single analysis (not shown) was made with the assessment model in which steepness was estimated. The estimated value was between 0.75, the value used in the sensitivity analysis, and 1.0, the value used in the assessment. Recalling that there was no indication that recruitment was related to spawning biomass (Section 5.2.2), and recognizing the difficulties of obtaining an unbiased estimate of steepness, the $h = 0.75$ model was not selected for the assessment.

Regarding the analysis in which it was assumed that the selectivity of the recreational fishery was equal to that of the purse-seine fishery, detailed data on size-frequency for catches made in the recreational fishery were not available for use in the assessment. Available summaries of size-frequency data from the recreational fishery, and comments by other researchers (Section 3.4), suggested that the sizes of fish taken in the recreational fishery were similar to those taken in the longline fisheries, however the individual measurements obtained from fish taken in the recreational fishery were not available. In the absence of these measurements, and considering the comments and the summaries, the model assuming selectivity equal to that of the purse-seine fishery was not selected for the assessment.

5.6.2. Alternative model structures

Examining results obtained from models with alternative structures may provide information useful to the general analysis of status and trends. Since neither these alternative models, or the assessment model, were subsets of the other with equivalent parameters to estimate, the values of the NLL were not suitable as criteria for model selection from among them (Burnham and Anderson 1998). Models with two approaches to restructuring were investigated. In the first, the time period of the model was changed, and in second, an alternative spatial distribution of the stock of striped marlin in the northeast Pacific Ocean was assumed. Results of the assessment and of the sensitivity analyses with these alternative structures are presented in Table 5.3.

Models beginning in 1954, the year of first exploitation of the stock, were obvious structural alternatives to the assessment model, which began in 1975. The trends in CPUE for the longline fisheries during 1954-2009 (Figure 5.10) show an early period of increasing catch rates, a period of stable high rates during the mid-1960s to early 1970s, and a subsequent period of stable low rates. These trends and the esti-

mated (fitted) values from the assessment and from model runs⁴ 1954-1, 1954-2, and 1954-3 are shown by fishery in Figure 5.11.

The estimates of MSY from models that began in 1954 ranged from about 1,800 t to 5,900 t. This range included the estimate of 2,600 t from the assessment and was comparable to the 2,000 t to 4,100 t range of reasonable estimates obtained from the sensitivity analyses based on alternative values of fixed parameters. Recent levels of retained catch and dead discards, about 1,350 t, have been below the estimates of MSY from these models, though the estimates of spawning biomass from 1954-1 and 1954-2 were slightly less than that expected to provide sustained removals at the level of MSY. The trend in the SBR from the assessment and from the models starting in 1954 in which $L_{inf} = 275$ cm, as in the assessment, are shown in Figure 5.12.

From among models 1954-1, 1954-2, and 1954-3, that in which the CPUE index for a fishery was included only after the fishery was exploiting the full spatial extent of the subarea, model 1954-2, achieved the best overall fit to the data and was followed in order by models 1954-3 and 1954-1.

Models that exclude some portion of the spatial distribution of the stock, or which use another subarea structure, also provide obvious structural alternatives to the assessment model. The most easily implemented of these was the removal of fisheries and data from one of the subareas in the assessment, so a single analysis using this approach, model A2x, was conducted by excluding fishery F2 and data from subarea A2.

The retained catch and dead discards in 2009 for model A2x were about 1,342 t, which was only 15 t less than those in the assessment, and about 400 t less than the estimated MSY catch level obtained from model A2x. The catches from subarea A2 have been declining (Table 3.1). The average annual removal over the most recent 5-year period was about 88 t, and since 2007, about 15 t. Since 1997 the estimated annual catch and dead discards have been less than the estimated MSY of 1,750 t from model A2x. The estimate of the ratio of spawning biomass in 2009 to that expected to support removals at the level of MSY [$S(2009)/S_{MSY}$] was 0.95, and the ratio of observed catch in 2009 to the catch expected at MSY was 0.77.

5.7. Comparison to previous assessments

Hinton (2009) provided a review of previous stock assessments and analyses of stock structure, and a discussion of the distribution of fishing effort in the northeast Pacific Ocean from the 1960s to the present. It was noted that “there is no indication of increasing fishing effort or catches of striped marlin in the EPO. During the period from 1965 to 2001, about 75 percent of the total longline fishing effort was north of 10°S. Since then only about 65 percent has been north of 10°S. A disproportionate amount of the overall drop in fishing effort has occurred in the principal portions of the stock distribution.” This trend has continued, and it is not expected that there will be increases in directed fishing effort or catch in the next few years.

This was the first assessment of the stock of striped marlin in the northeast Pacific Ocean conducted using Stock Synthesis. The results of this assessment were consistent with the three most recent previous assessments of striped marlin in the EPO (Hinton and Bayliff 2002; Hinton and Maunder 2004; Hinton 2009), which in general concluded that the stock biomass levels were at or above levels that are expected to provide catches at MSY levels and that with continued decline in the observed fishing effort, increases in stock biomass were to be expected.

6. STOCK STATUS

The objective of the Antigua Convention is to “... ensure the long-term conservation and sustainable use of the fish stocks covered by [the] Convention, in accordance with the relevant rules of international law,”

⁴ A sensitivity to data on removals was noted: it was not possible to harmonize the data and biological parameters in models starting in 1954 when removals by the recreational fishery were not included or had very low values.

and calls on the members to "... determine whether, according to the best scientific information available, a specific fish stock ... is fully fished or overfished and, on this basis, whether an increase in fishing capacity and/or the level of fishing effort would threaten the conservation of that stock."

The members of the Convention have not established specific biological or management reference points, so the status of the striped marlin stock in the northeast Pacific Ocean has been, as in the past, presented in terms of commonly-cited management parameters based on MSY. These estimates were made using the 3-year (2007-2009) average fishing mortality rates for each of the fisheries, thus they represented current operating conditions and practices in these fisheries.

The results of the assessment indicated that overfishing of the stock of striped marlin in the northeast Pacific Ocean was not occurring and that the stock was not overfished. Total removals from the population, the retained catch and dead discards, decreased steadily from about 3,300 t in 1997 to about 930 t in 2004, and since then the annual average removal has been about 1,350 t. The following estimates from the assessment indicated that overfishing was not occurring: $C(2009)/MSY = 0.52$, and $F_{mult} = 13.3$. The stock biomass has steadily increased from a low of about 2,600 t in 2003 to about 5,100 in 2009, and over the same period, the SBR has increased steadily from about 0.78 to 1.52.

The trends of total stock biomass relative to stock biomass at MSY and of spawning stock biomass relative to spawning stock biomass at MSY are shown in Figure 6.1.

It is expected that if removals continue at levels recently observed, then the biomass of the stock of striped marlin in the northeast Pacific Ocean will continue to increase over the near term.

7. SIMULATED EFFECTS OF CONSERVATION RESOLUTIONS AND FUTURE FISHING OPERATIONS

No simulations to examine the effects of future fishing operations were conducted.

8. FUTURE DIRECTIONS

8.1. Collection of new and updated information

The IATTC staff continues collection and compilation of new and updated catch, effort, and size-composition data from the fisheries that catch striped marlin in the EPO. These data will be incorporated into future assessments or sensitivity analyses for this stock. During the preparation of this assessment there were noted data items which may have improved the accuracy and precision of the results, thereby reducing risk associated with management or conservation decisions which may follow. Among the noted items were:

Removals: Estimates of total removals from a stock may be problematic, particularly if at the time they occurred, programs were not in place to explicitly census or develop estimates of retained catch and dead discards. Estimates or data on removals not included in this assessment will be sought prior to the next, including:

Longline fisheries: Estimates of removals/dead discards for all years.

Recreational fisheries: Estimates of removals prior to 1990.

Purse-seine fisheries: Estimates of removals prior to 1991.

Size frequency: All fish are not equal in the analysis of status and trends of a stock. Fisheries operate specific gear in specific areas and during specific periods. Given a set of specifics, only that portion of the stock present (*e.g.* young or large) will experience the impact of a fishery. The information provided by the measures of size or age serve to apportion removals of biomass to those portions of the stock that were impacted, and they are critical to improving the assessment, therefore:

Recreational fisheries: Prior to the next assessment, access to existing data on measure-

ments of striped marlin will be sought.

Abundance indices: The spatial distribution of the longline fisheries of Japan has been contracting in the northeast Pacific Ocean, resulting in a general decline in sample coverage of the spatial distribution of the stock, and in the fishing effort exerted therein. The difficulties (Section 5.1) that arise in stock assessments as a result of such changes would be made worse in this instance, because lacking other data, the abundance indices for the assessment have been based on the longline fisheries.

Prior to the next assessment, efforts will be made to identify alternate indices of abundance.

8.2. Refinements to the assessment model and methods

The IATTC scientific staff will continue developing the assessment for striped marlin. Much of the progress will depend on how the Stock Synthesis software is modified in the future. The ability to do the following would be desirable:

1. Determine appropriate weighting among the data sets;
2. Include data from conventional and satellite-based tagging.

The staff is collaborating in investigations of stock structure that integrate oceanographic data and processes with data from fisheries and genetic studies, which may result in restructuring the assessment model.

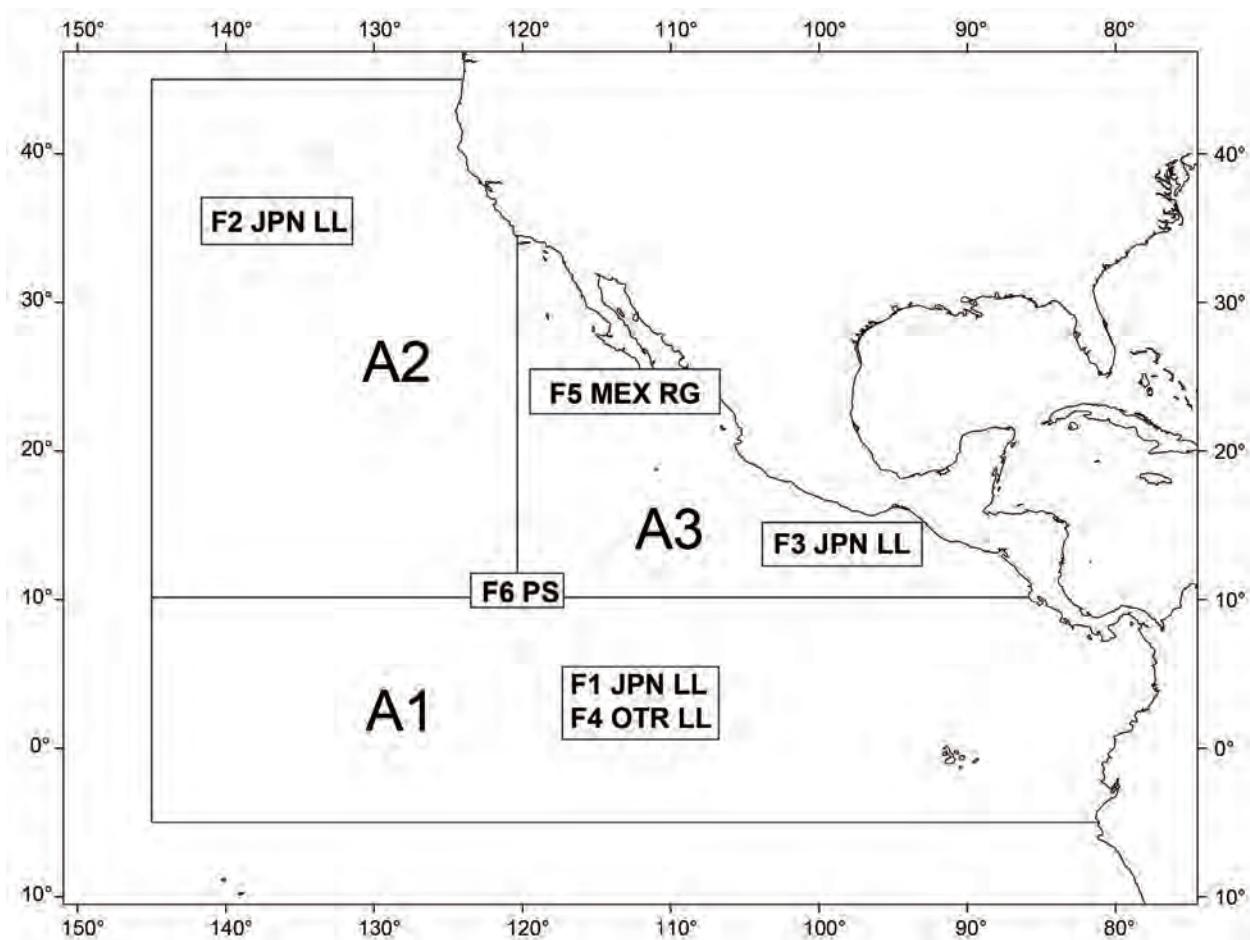


FIGURE 3.1. Areas (A1-A3) and fisheries (F1-F6) for the assessment of striped marlin in the northeast Pacific Ocean. LL: longline; RG: recreational gear; JPN: Japan; MEX: Mexico; OTR: other.

FIGURA 3.1. Áreas (A1-A3) y pesquerías (F1-F6) para la evaluación del marlín rayado en el Océano Pacífico nororiental. LL: palangre; RG: arte recreacional; JPN: Japón; MEX: México; OTR: otro.

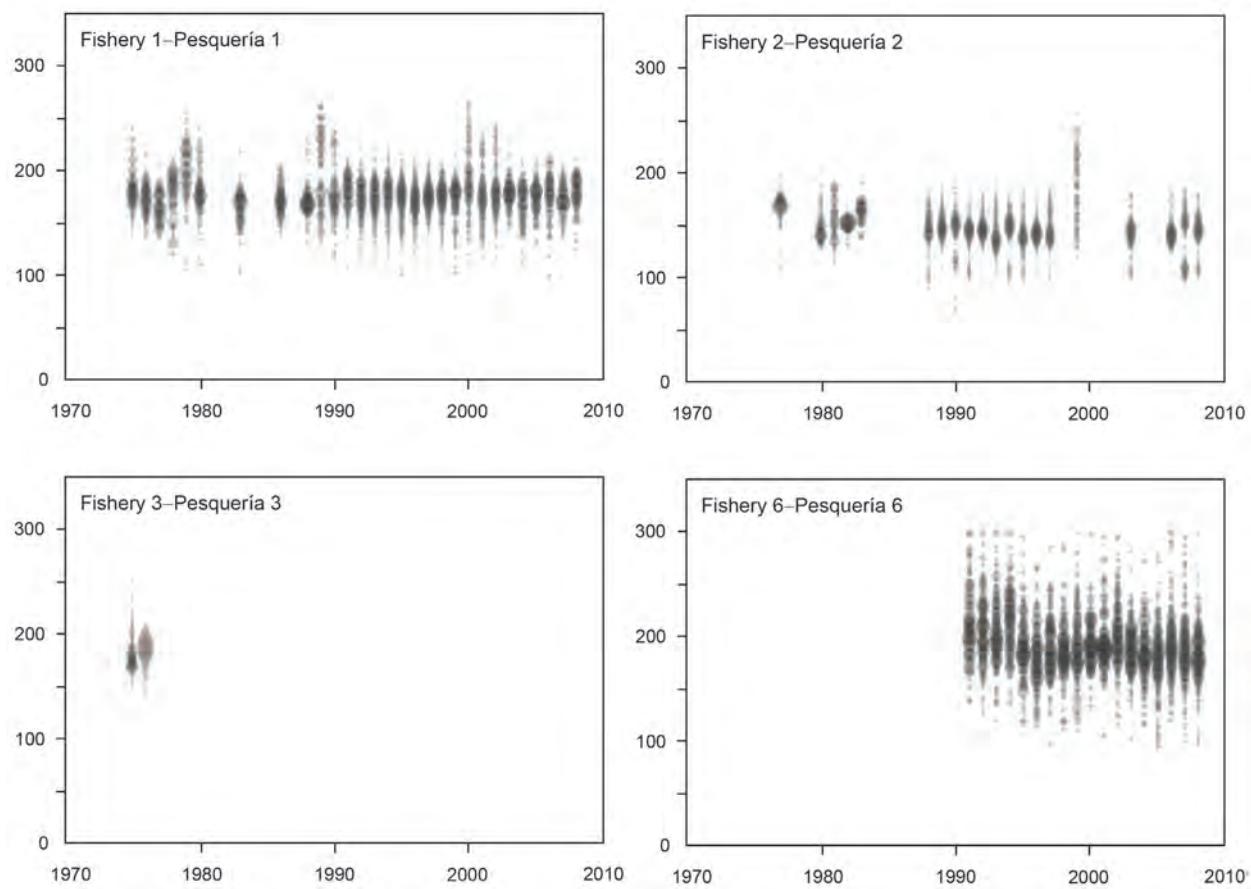


FIGURE 3.2. Size-frequency distributions of retained catch of striped marlin from the northeast Pacific Ocean by fishery and year.

FIGURA 3.2. Distribuciones de frecuencia de talla de la captura retenida de marlín rayado del Océano Pacífico nororiental por pesquería y año.

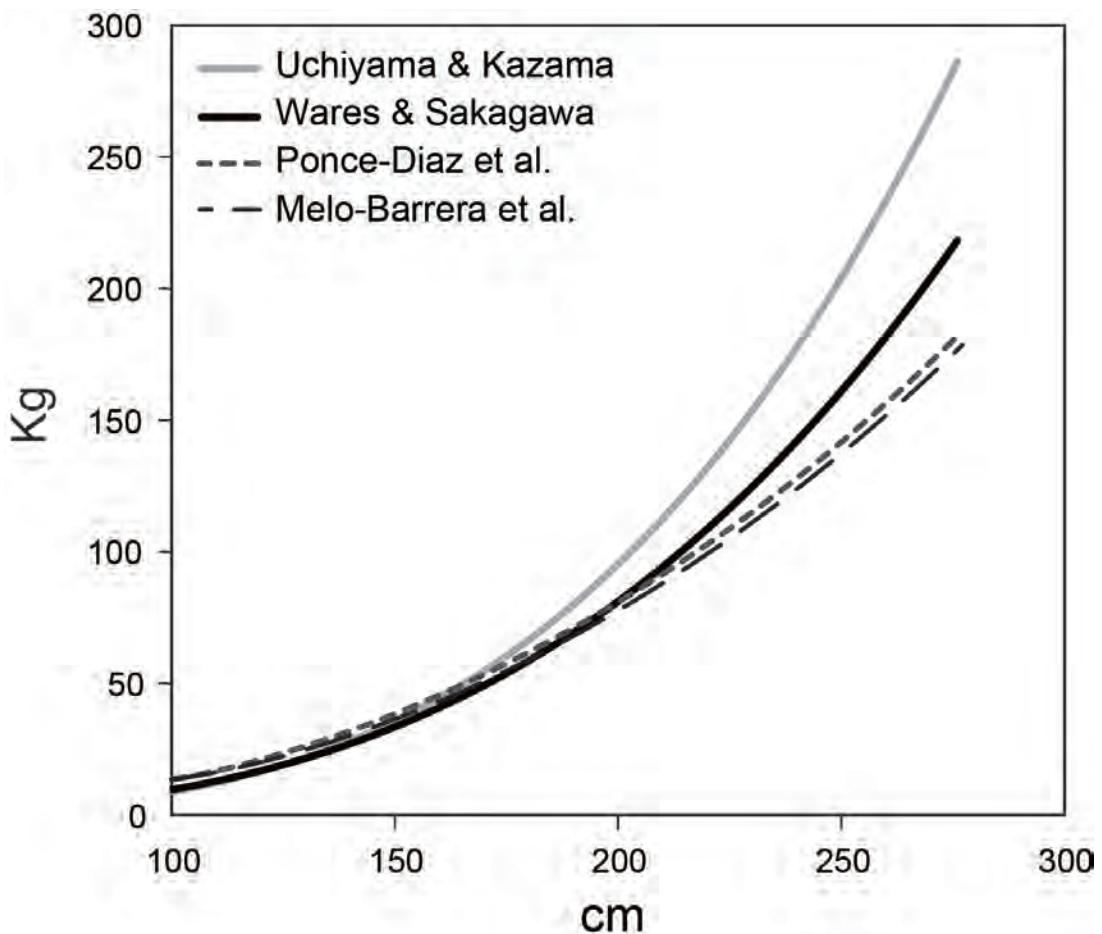


FIGURE 4.1. Length-weight relationships for striped marlin in the central (Uchiyama and Kazama) and eastern Pacific Ocean. The relationship of Wares and Sakagawa was used in the assessment.

FIGURA 4.1. Relación talla-peso del marlín rayado en el Océano Pacífico central (Uchiyama y Kazama) y oriental. Se usó la relación de Wares y Sakagawa en la evaluación.

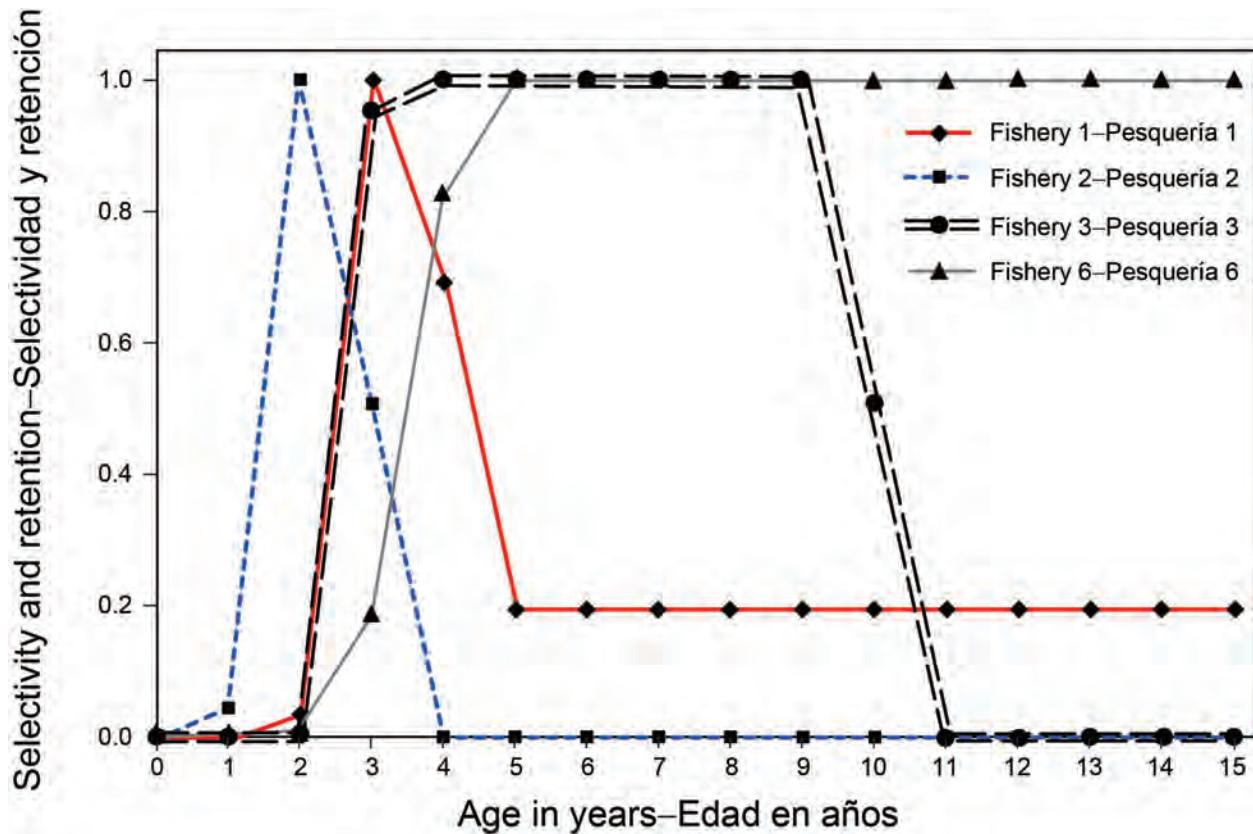


FIGURE 5.1. Estimated selectivity-at-age for striped marlin in the northeast Pacific Ocean, by fishery.

FIGURA 5.1. Selectividad estimada por edad del marlín rayado del Océano Pacífico nororiental, por pesquería.

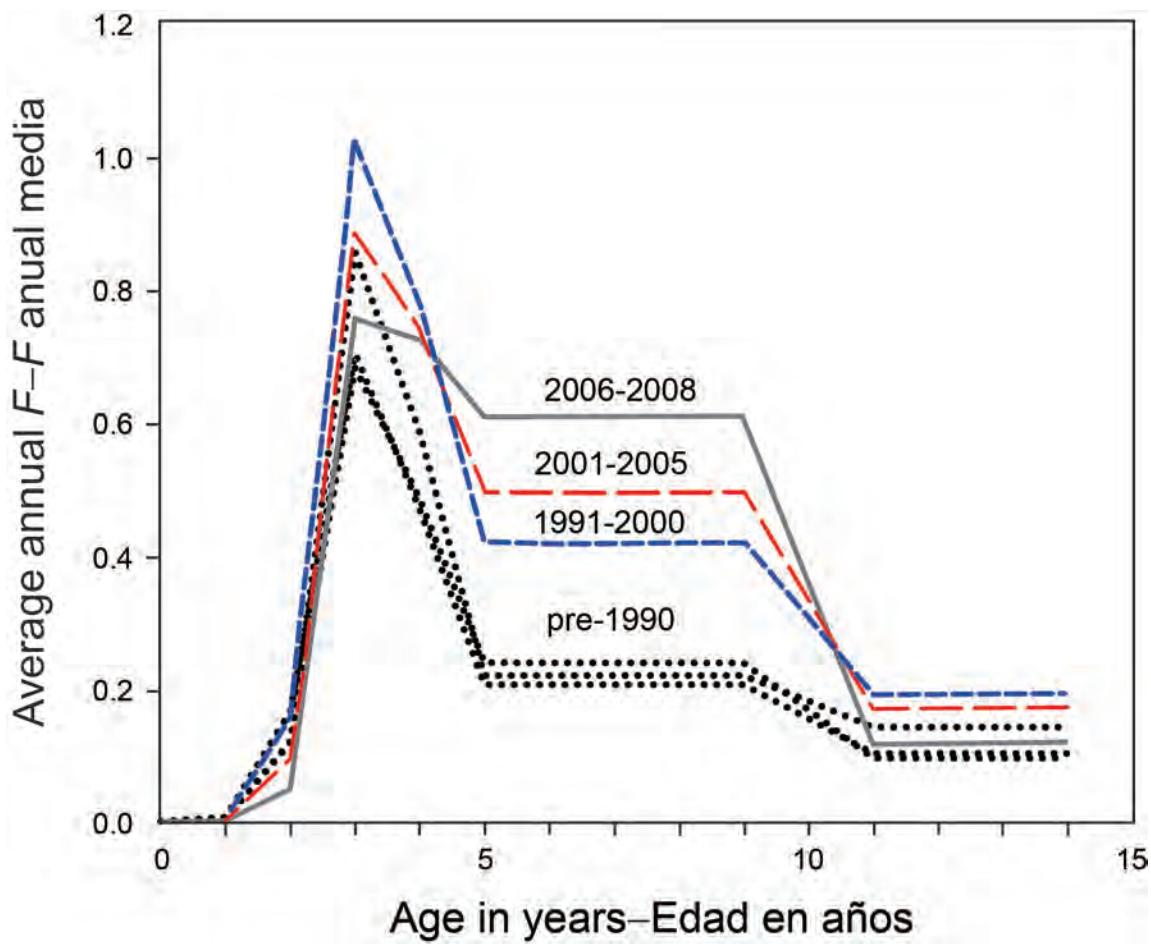


FIGURE 5.2. Estimated average annual fishing mortality (F), by age and time period.

FIGURA 5.2. Mortalidad por pesca (F) anual media estimada, por edad y período de tiempo.

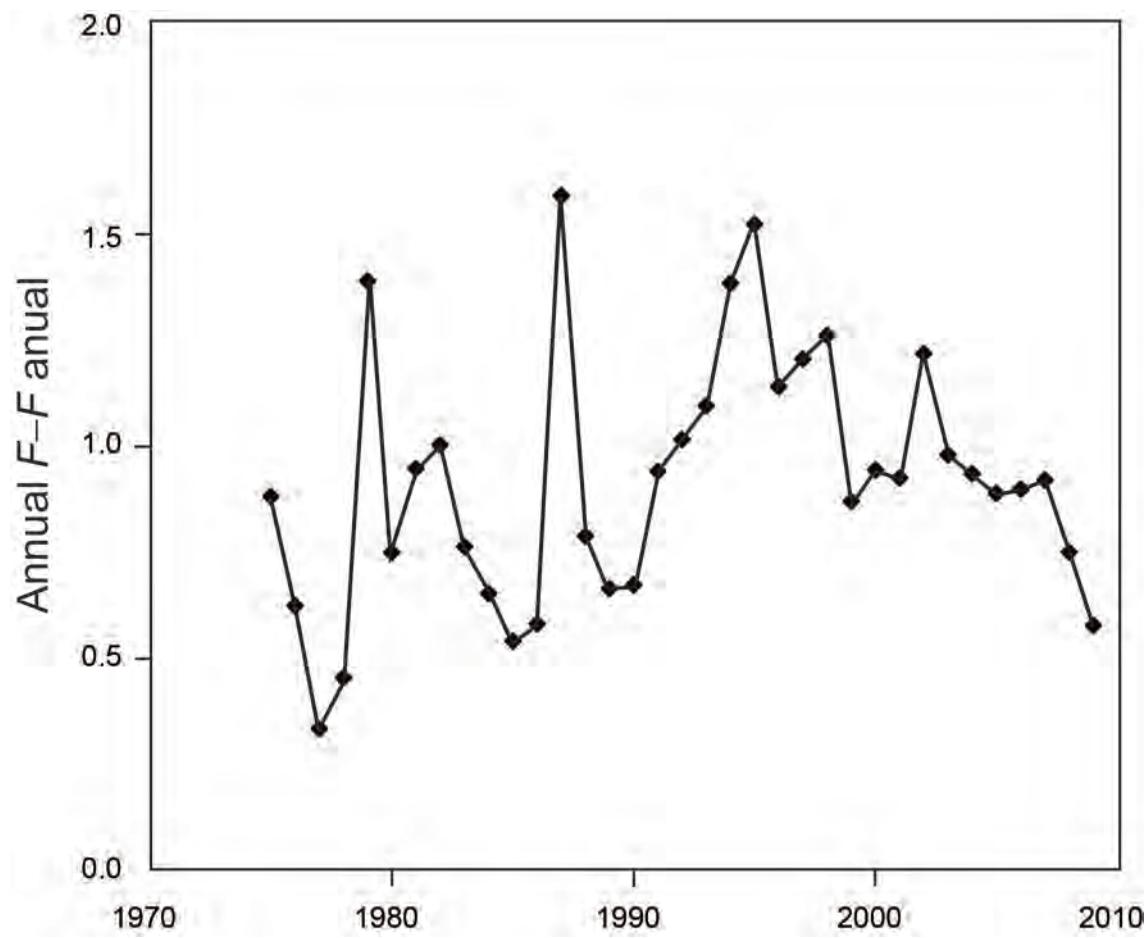


FIGURE 5.3. Estimated annual fishing mortality (F) for striped marlin in the northeast Pacific Ocean, 1975-2009.

FIGURA 5.3. Mortalidad por pesca anual estimada (F) del marlín rayado en el Océano Pacífico nororiental, 1975-2009.

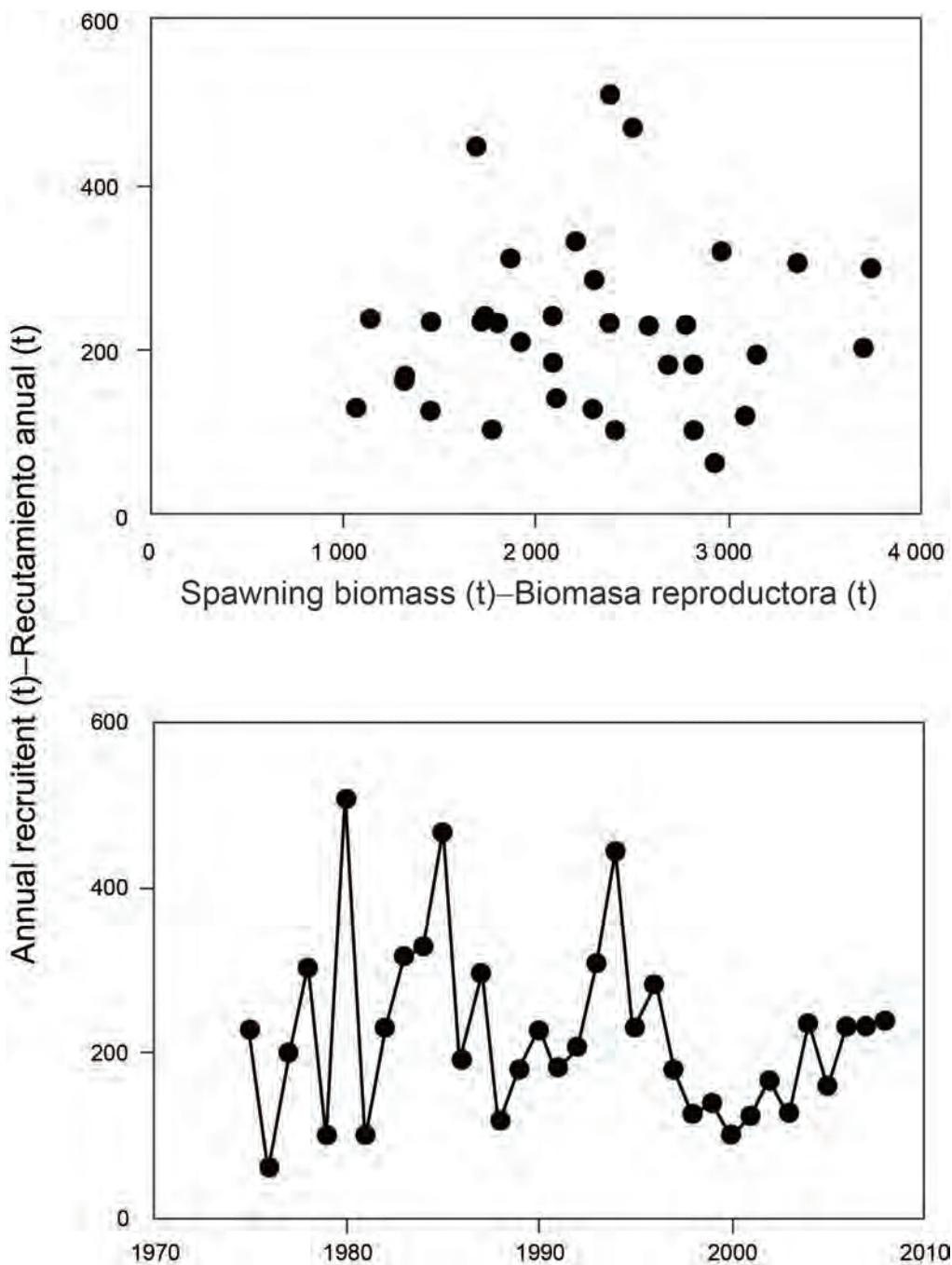


FIGURE 5.4. Relationship between estimated annual recruitment (R) and spawning biomass (SB), in metric tons (t), of the striped marlin stock in the northeast Pacific Ocean (upper panel), and the trend in R by year (lower panel).

FIGURA 5.4. Relación entre el reclutamiento (R) anual estimado y la biomasa reproductora (SB), en toneladas métricas (t), de la población de marlín rayado en el Océano Pacífico nororiental (panel superior) y la tendencia de R por año (panel inferior).

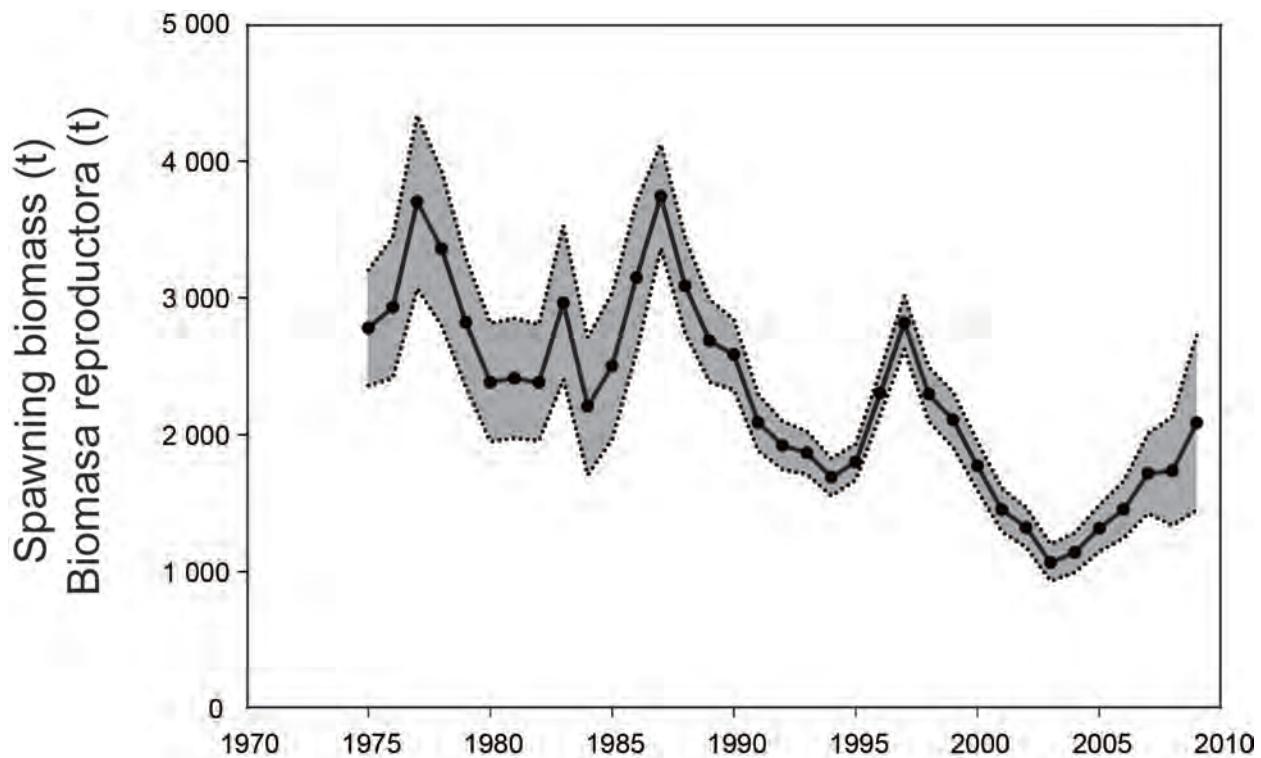


FIGURE 5.5. Estimated trend in spawning biomass (SB), in metric tons (t), and approximate 95-percent confidence intervals (± 2 s.e.) for striped marlin in the northeast Pacific Ocean.

FIGURA 5.5. Tendencia estimada de la biomasa reproductora (SB), en toneladas métricas (t), e intervalos de confianza de 95% aproximados (± 2 e.e.) de marlín rayado en el Océano Pacífico nororiental

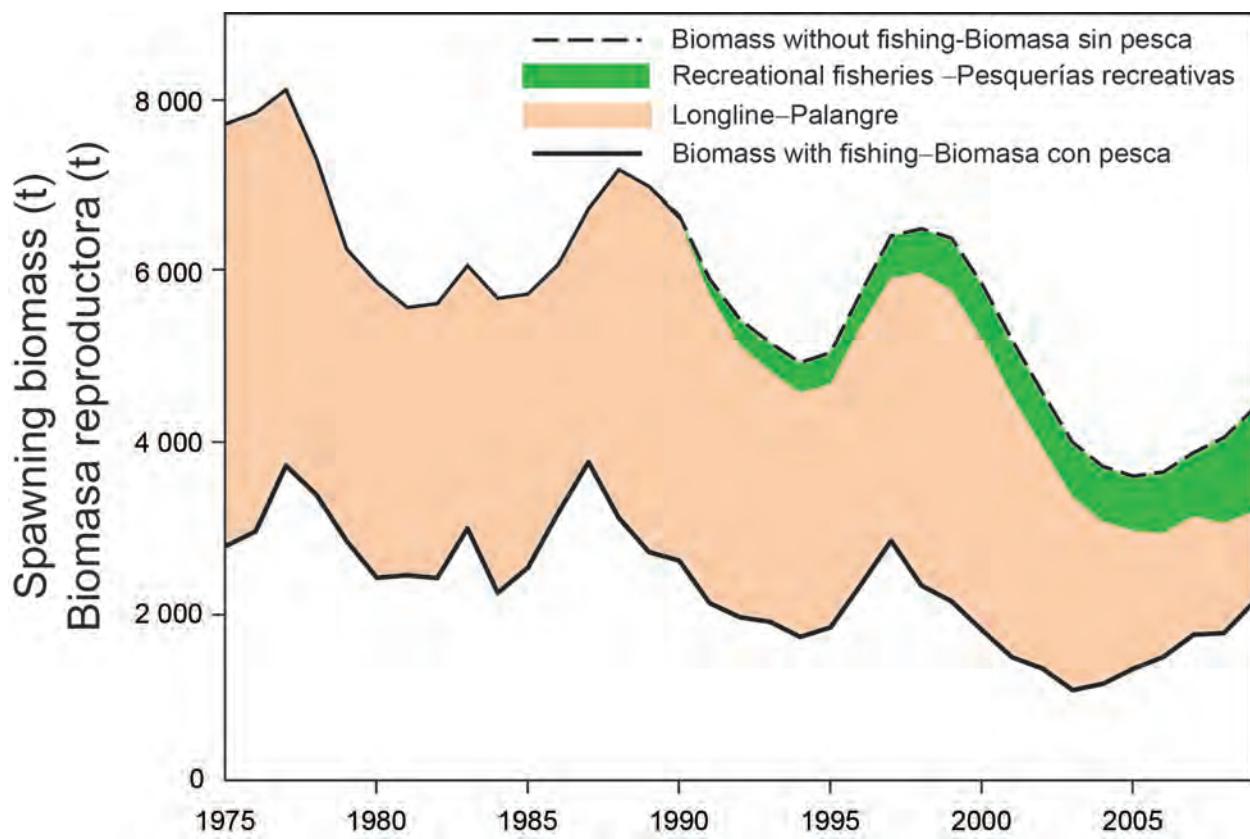


FIGURE 5.6. Estimated annual spawning biomass (SB), in metric tons (t), of striped marlin in the north-east Pacific Ocean (bottom line), and the biomass expected in the absence of fisheries (top line), by fishery. LL: longline; RG: recreational gear.

FIGURA 5.6. Biomasa reproductora (SB) anual estimada, en toneladas métricas (t), de marlín rayado en el Océano Pacífico nororiental (línea inferior), y la biomasa esperada en ausencia de pesca (línea superior), por pesquería. LL: palangre; RG: arte recreacional.

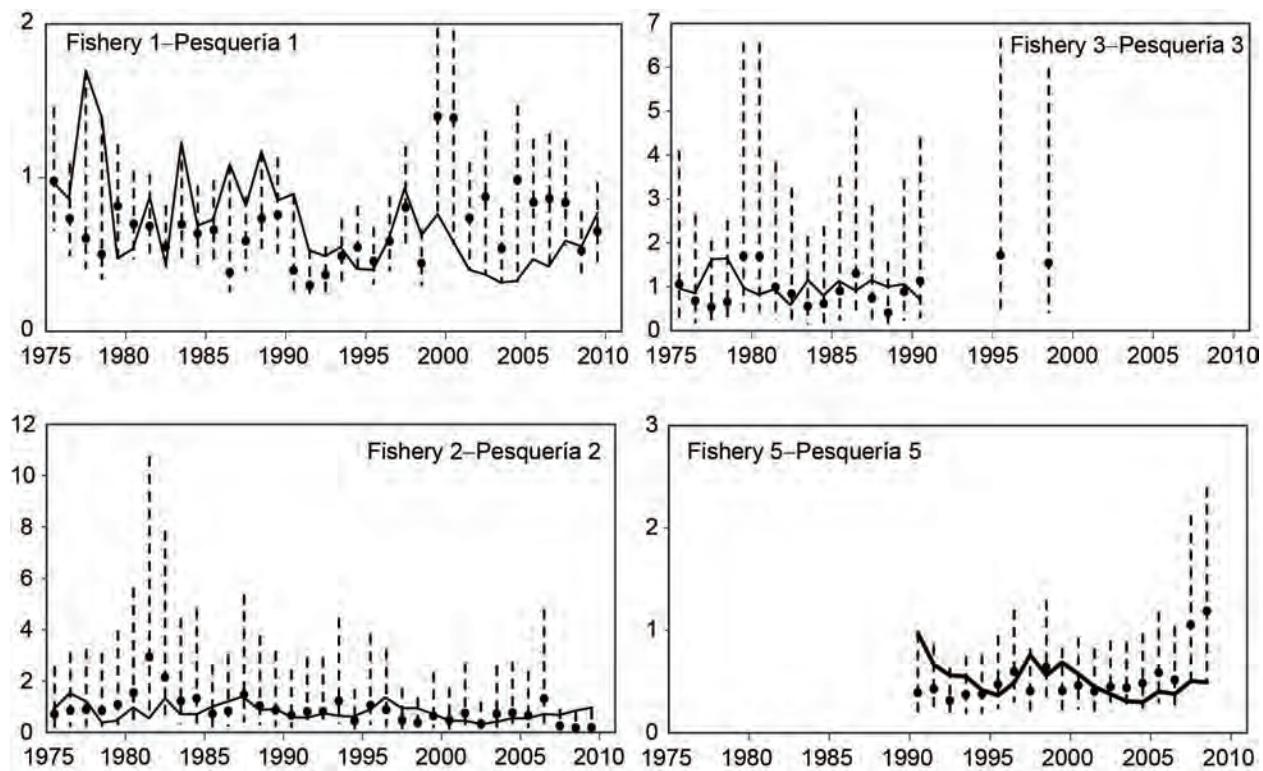


FIGURE 5.7. Estimated catch rates of striped marlin in the northeast Pacific Ocean from the assessment (solid line), with approximate 95-percent confidence intervals (dashed lines), and the standardized catch rate observations (dots), by fishery.

FIGURA 5.7. Tasas de captura estimadas de marlín rayado en el Océano Pacífico nororiental de la evaluación (línea sólida), con intervalos de confianza de 95% aproximados (líneas de trazos), y las observaciones de tasa de captura estandarizada (puntos), por pesquería.

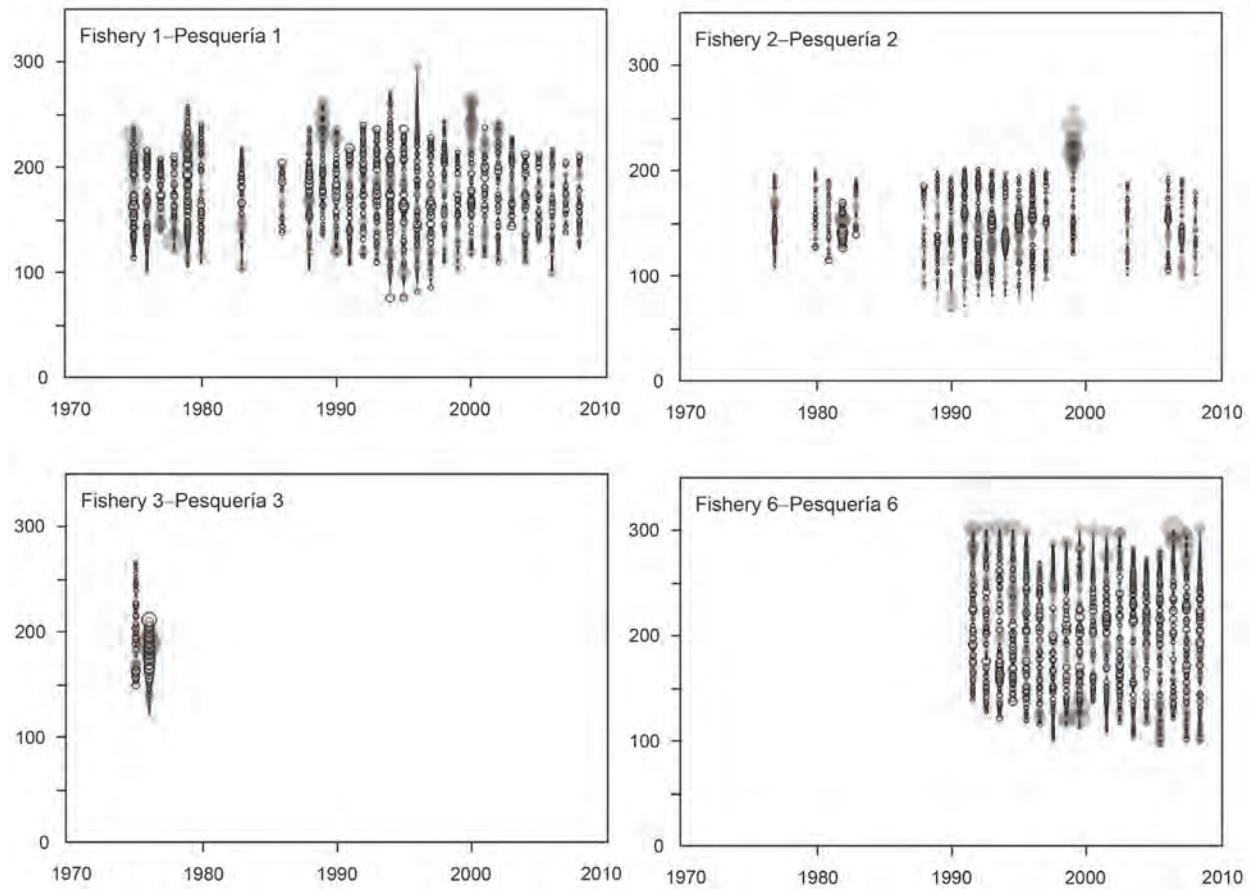


FIGURE 5.8. Pearson residuals for assessment estimates of length data, by fishery. Gray: observed < predicted; open: observed > predicted. The size of the circles is proportional to absolute value.

FIGURA 5.8. Residuales de Pearson de las estimaciones de la evaluación de datos de talla, por pesquería. Gris: observado < predicho; abierto: observado > predicho. El tamaño de los círculos es proporcional al valor absoluto.

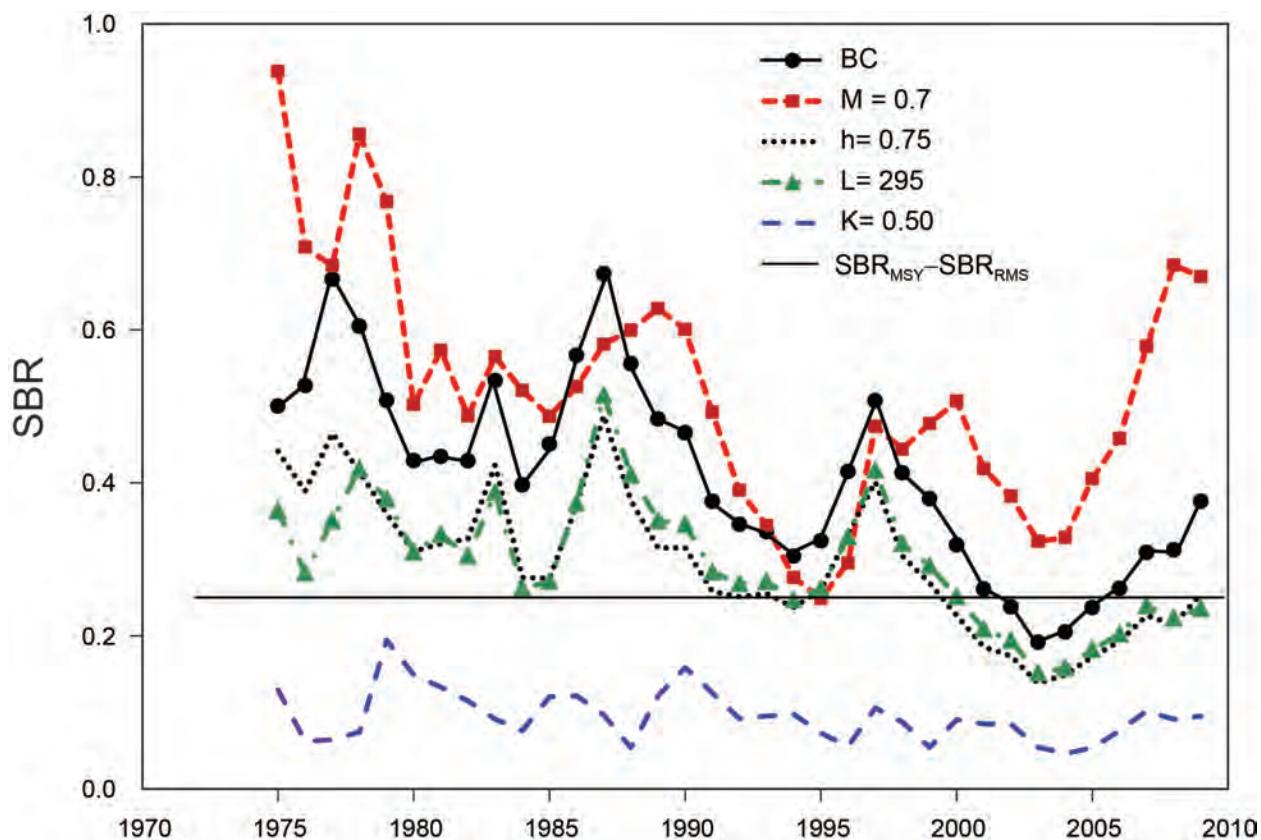


FIGURE 5.9. Estimated spawning biomass ratios (SBR) from the assessment and from four sensitivity analyses with alternative values of fixed parameters: natural mortality (M), steepness (h), and von Bertalanffy growth model parameters L and K . The horizontal line at 2.5 represents the SBR expected to provide harvests at MSY (SBR_{MSY}).

FIGURA 5.9. Cociente de biomasa reproductora (SBR) estimada de la evaluación y de cuatro análisis de sensibilidad con valores alternativos de parámetros fijos: mortalidad natural (M), inclinación (h), los parámetros L y K del modelo de crecimiento de von Bertalanffy. La línea horizontal en 2.5 representa el SBR que se espera produzca capturas en RMS (SBR_{RMS}).

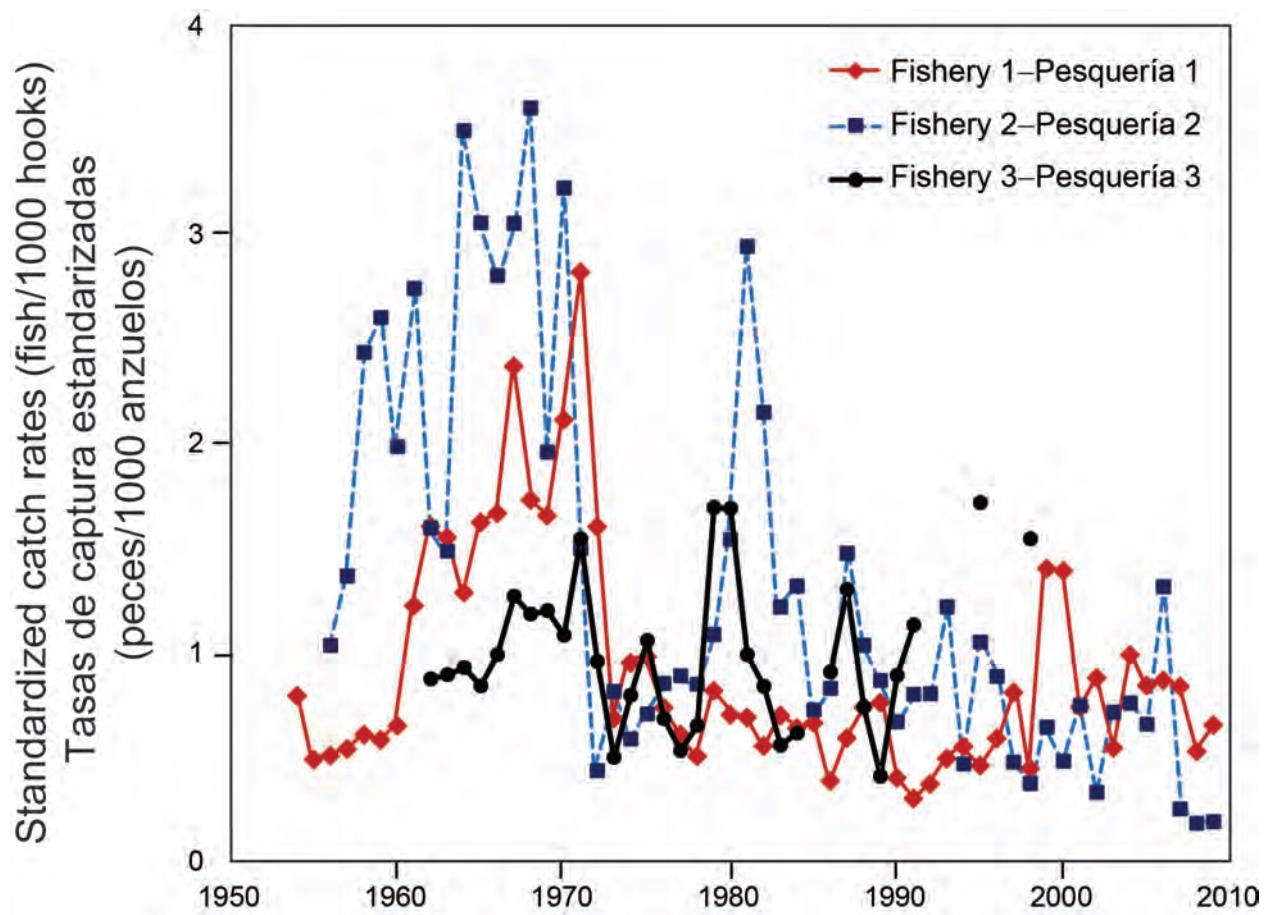


FIGURE 5.10. Standardized catch rates (fish/1000 hooks) of striped marlin in the northeast Pacific Ocean for longline fisheries, 1954-2009.

FIGURA 5.10. Tasas de captura estandarizadas (peces/1000 anzuelos) de marlín rayado en el Océano Pacífico nororiental en las pesquerías de palangre, 1954-2009.

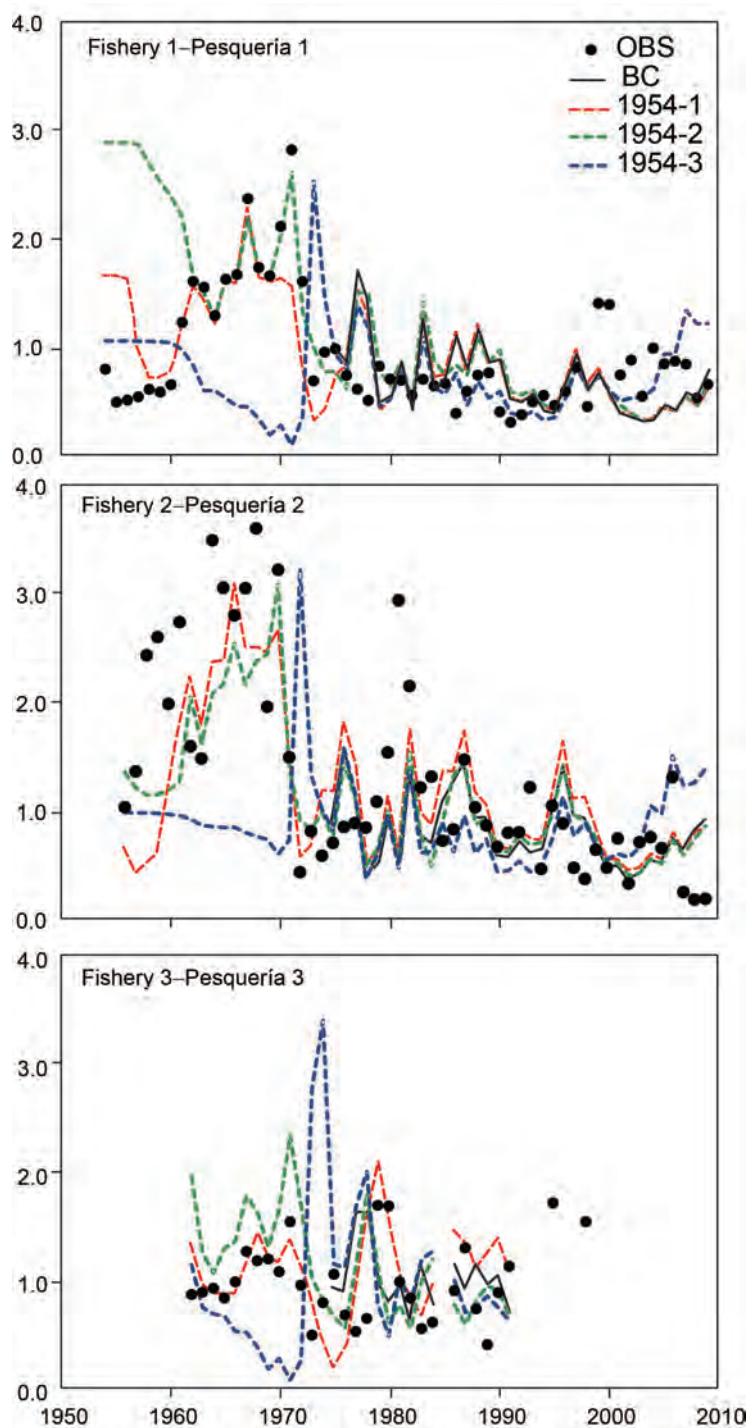


FIGURE 5.11. Standardized longline catch rates, by fishery, for striped marlin in the northeast Pacific Ocean: observed (OBS), from the assessment (BC), and estimated using three models starting in 1954.

FIGURA 5.11. Tasas estandarizadas de captura palangrera, por pesquería, de marlín rayado en el Océano Pacífico nororiental: observadas (OBS), de la evaluación (BC), y estimadas con tres modelos que comienzan en 1954.

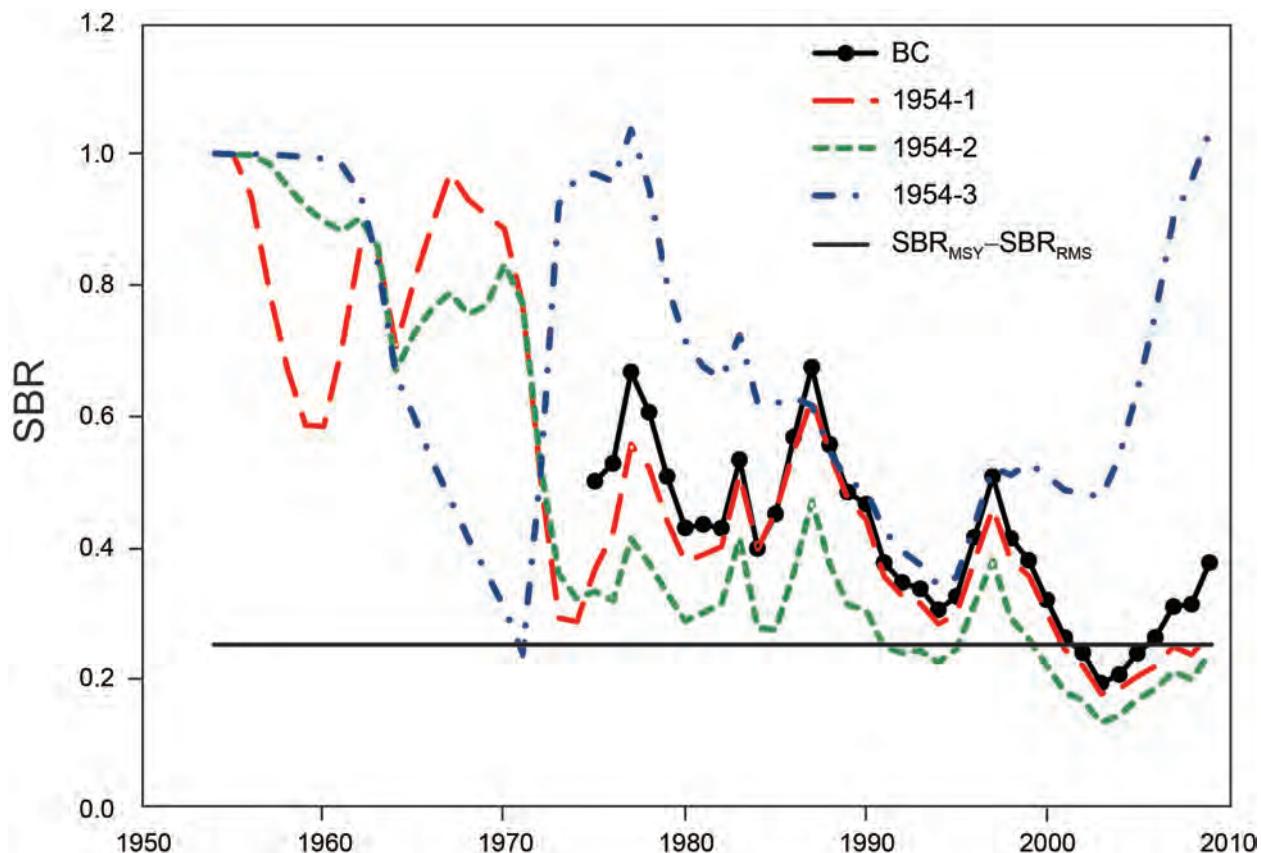


FIGURE 5.12. Estimated spawning biomass ratio (SBR) from the assessment of striped marlin in the northeast Pacific Ocean (BC) and from models starting in 1954. The horizontal line at 2.5 represents the SBR expected to provide harvests at MSY (SBR_{MSY}).

FIGURA 5.12. Cociente de biomasa reproductora (SBR) estimado de la evaluación del marlín rayado en el Océano Pacífico nororiental (BC) y de modelos que comienzan en 1954. La línea horizontal en 2.5 representa el SBR que se espera produzca capturas en RMS (SBR_{RMS}).

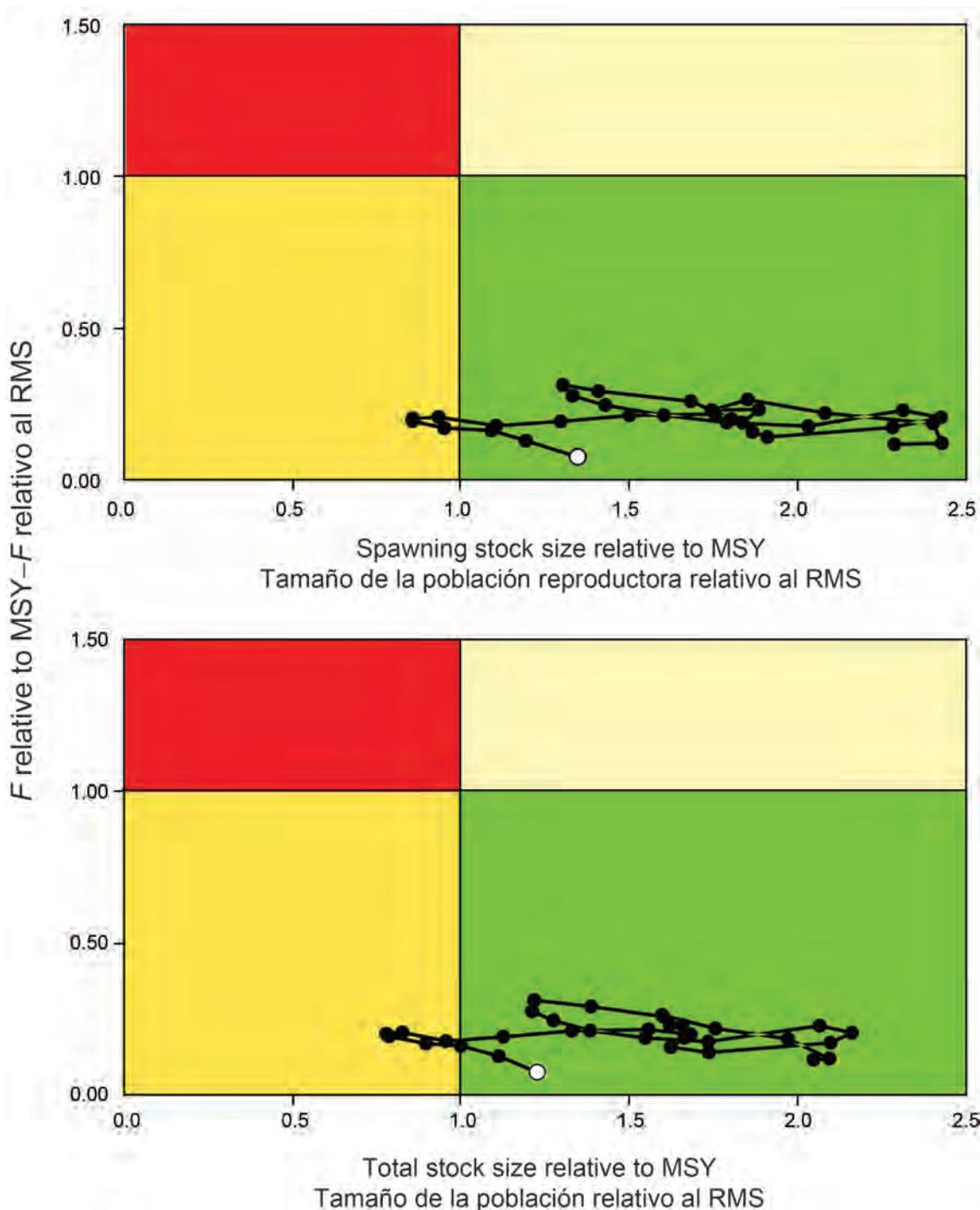


FIGURE 6.1. Estimates of spawning (upper panel) and total (lower panel) biomass and fishing mortality (F) of striped marlin in the northeast Pacific Ocean relative to their MSY reference points, based on observations from the 3-year running average F . The large dot indicates the most recent estimate (F average, 2007-2009).

FIGURA 6.1. Estimaciones de la biomasa reproductora (panel superior) y total (panel inferior) y la mortalidad por pesca (F) del marlín rayado en el Océano Pacífico nororiental relativas a sus puntos de referencia de RMS, basadas en observaciones de la F media de 3 años. El punto grande indica la estimación más reciente (F promedio, 2007-2009).

TABLE 3.1. Estimated removals (t) of striped marlin from the northeast Pacific Ocean, 1954-2009, by fishery. Estimates for 2009 are preliminary, and for F5 was assumed to be the same as in 2008.

TABLA 3.1. Extracciones estimadas (t) de marlín rayado del Océano Pacífico nororiental, 1954-2009, por pesquería. Las estimaciones de 2009 son preliminares, y en el caso de F5 se supuso que era igual a la de 2008.

| | F1 | F2 | F3 | F4 | | F1 | F2 | F3 | F4 | F5 | F6 |
|-------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| 1954 | 23 | 0 | 0 | 0 | 1982 | 583 | 221 | 306 | 427 | 0 | 0 |
| 1955 | 10 | 1 | 0 | 0 | 1983 | 917 | 249 | 542 | 922 | 0 | 0 |
| 1956 | 1 | 7 | 0 | 0 | 1984 | 521 | 368 | 248 | 252 | 0 | 0 |
| 1957 | 42 | 15 | 0 | 0 | 1985 | 724 | 109 | 234 | 147 | 0 | 0 |
| 1958 | 14 | 46 | 0 | 0 | 1986 | 448 | 214 | 251 | 969 | 0 | 0 |
| 1959 | 30 | 74 | 0 | 0 | 1987 | 1041 | 380 | 499 | 2362 | 0 | 0 |
| 1960 | 97 | 189 | 1 | 0 | 1988 | 455 | 331 | 120 | 1711 | 0 | 0 |
| 1961 | 826 | 114 | 269 | 0 | 1989 | 942 | 447 | 216 | 145 | 0 | 0 |
| 1962 | 1989 | 99 | 1325 | 0 | 1990 | 746 | 205 | 337 | 205 | 333 | 0 |
| 1963 | 3468 | 271 | 2197 | 0 | 1991 | 409 | 297 | 206 | 308 | 409 | 108 |
| 1964 | 1889 | 803 | 1131 | 0 | 1992 | 425 | 431 | 128 | 395 | 239 | 98 |
| 1965 | 2642 | 394 | 1470 | 0 | 1993 | 504 | 431 | 133 | 476 | 260 | 95 |
| 1966 | 2690 | 191 | 2071 | 0 | 1994 | 525 | 327 | 113 | 654 | 257 | 41 |
| 1967 | 2879 | 1048 | 1461 | 0 | 1995 | 362 | 635 | 110 | 833 | 297 | 38 |
| 1968 | 2740 | 853 | 1990 | 0 | 1996 | 296 | 279 | 62 | 1064 | 430 | 41 |
| 1969 | 3272 | 593 | 2377 | 0 | 1997 | 1039 | 128 | 231 | 1566 | 329 | 42 |
| 1970 | 2476 | 3122 | 1009 | 0 | 1998 | 482 | 156 | 182 | 1116 | 509 | 31 |
| 1971 | 2912 | 904 | 1209 | 0 | 1999 | 147 | 365 | 5 | 996 | 376 | 49 |
| 1972 | 2227 | 182 | 1464 | 0 | 2000 | 267 | 116 | 12 | 793 | 404 | 27 |
| 1973 | 1116 | 647 | 595 | 0 | 2001 | 258 | 58 | 20 | 485 | 342 | 27 |
| 1974 | 982 | 213 | 478 | 0 | 2002 | 244 | 64 | 11 | 571 | 411 | 94 |
| 1975 | 1481 | 201 | 889 | 6 | 2003 | 101 | 249 | 5 | 220 | 411 | 47 |
| 1976 | 1084 | 145 | 433 | 3 | 2004 | 172 | 41 | 1 | 300 | 390 | 30 |
| 1977 | 1033 | 112 | 459 | 7 | 2005 | 80 | 147 | 3 | 380 | 553 | 52 |
| 1978 | 615 | 328 | 309 | 39 | 2006 | 86 | 251 | 15 | 319 | 490 | 74 |
| 1979 | 1407 | 340 | 573 | 18 | 2007 | 24 | 12 | 4 | 508 | 1018 | 46 |
| 1980 | 832 | 233 | 347 | 16 | 2008 | 26 | 17 | 1 | 171 | 1038 | 43 |
| 1981 | 595 | 734 | 179 | 601 | 2009 | 47 | 15 | 0 | 227 | 1038 | 31 |

TABLE 3.2. Standardized relative abundance indices for longline fisheries F1, F2, and F3.**TABLA 3.2.** Índices estandarizados de abundancia relativa de las pesquerías de palangre F1, F2, y F3.

| | F1 | F2 | F3 | | F1 | F2 | F3 |
|-------------|-----------|-----------|-----------|-------------|-----------|-----------|-----------|
| 1954 | 0.790 | | | 1982 | 0.550 | 2.147 | 0.838 |
| 1955 | 0.485 | | | 1983 | 0.696 | 1.216 | 0.556 |
| 1956 | 0.504 | 1.033 | | 1984 | 0.635 | 1.317 | 0.614 |
| 1957 | 0.535 | 1.365 | | 1985 | 0.659 | 0.723 | |
| 1958 | 0.603 | 2.433 | | 1986 | 0.382 | 0.828 | 0.906 |
| 1959 | 0.579 | 2.601 | | 1987 | 0.587 | 1.474 | 1.300 |
| 1960 | 0.646 | 1.982 | | 1988 | 0.735 | 1.034 | 0.738 |
| 1961 | 1.221 | 2.739 | | 1989 | 0.756 | 0.865 | 0.407 |
| 1962 | 1.601 | 1.596 | 0.872 | 1990 | 0.396 | 0.667 | 0.889 |
| 1963 | 1.547 | 1.484 | 0.892 | 1991 | 0.298 | 0.798 | 1.131 |
| 1964 | 1.285 | 3.495 | 0.927 | 1992 | 0.368 | 0.802 | |
| 1965 | 1.620 | 3.055 | 0.839 | 1993 | 0.489 | 1.218 | |
| 1966 | 1.664 | 2.801 | 0.988 | 1994 | 0.547 | 0.464 | |
| 1967 | 2.364 | 3.052 | 1.268 | 1995 | 0.455 | 1.048 | 1.717 |
| 1968 | 1.729 | 3.604 | 1.183 | 1996 | 0.586 | 0.884 | |
| 1969 | 1.653 | 1.956 | 1.199 | 1997 | 0.806 | 0.473 | |
| 1970 | 2.109 | 3.221 | 1.082 | 1998 | 0.443 | 0.372 | 1.543 |
| 1971 | 2.816 | 1.496 | 1.543 | 1999 | 1.399 | 0.641 | |
| 1972 | 1.600 | 0.433 | 0.956 | 2000 | 1.388 | 0.477 | |
| 1973 | 0.681 | 0.812 | 0.496 | 2001 | 0.736 | 0.745 | |
| 1974 | 0.946 | 0.585 | 0.794 | 2002 | 0.875 | 0.329 | |
| 1975 | 0.977 | 0.705 | 1.056 | 2003 | 0.539 | 0.712 | |
| 1976 | 0.733 | 0.850 | 0.681 | 2004 | 0.985 | 0.757 | |
| 1977 | 0.605 | 0.887 | 0.530 | 2005 | 0.839 | 0.655 | |
| 1978 | 0.501 | 0.846 | 0.649 | 2006 | 0.864 | 1.314 | |
| 1979 | 0.815 | 1.085 | 1.693 | 2007 | 0.835 | 0.249 | |
| 1980 | 0.699 | 1.541 | 1.689 | 2008 | 0.524 | 0.181 | |
| 1981 | 0.686 | 2.941 | 0.988 | 2009 | 0.650 | 0.188 | |

TABLE 3.3. Numbers of size measurements, 1975-2008, by fishery.**TABLA 3.3.** Número de mediciones de tamaño, 1975-2008, por pesquería.

| | F1 | F2 | F3 | F6 |
|-------------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| 1975 | 1204 | - | 1286 | - |
| 1976 | 434 | - | 1973 | - |
| 1977 | 224 | 95 | - | - |
| 1978 | 144 | - | - | - |
| 1979 | 502 | - | - | - |
| 1980 | 247 | 164 | - | - |
| 1981 | - | 103 | - | - |
| 1982 | - | 1142 | - | - |
| 1983 | 228 | 86 | - | - |
| 1984 | - | - | - | - |
| 1985 | - | - | - | - |
| 1986 | 282 | - | - | - |
| 1987 | - | - | - | - |
| 1988 | 575 | 283 | - | - |
| 1989 | 108 | 629 | - | - |
| 1990 | 252 | 162 | - | - |
| 1991 | 519 | 2537 | - | 144 |
| 1992 | 761 | 3347 | - | 205 |
| 1993 | 1177 | 1487 | - | 305 |
| 1994 | 1935 | 1108 | - | 209 |
| 1995 | 2395 | 2222 | - | 180 |
| 1996 | 1697 | 2055 | - | 190 |
| 1997 | 3043 | 498 | - | 176 |
| 1998 | 534 | - | - | 169 |
| 1999 | 163 | 88 | - | 292 |
| 2000 | 326 | - | - | 139 |
| 2001 | 848 | - | - | 142 |
| 2002 | 481 | - | - | 218 |
| 2003 | 292 | 251 | - | 223 |
| 2004 | 442 | - | - | 130 |
| 2005 | 307 | - | - | 259 |
| 2006 | 142 | 652 | - | 303 |
| 2007 | 143 | 168 | - | 328 |
| 2008 | 145 | 115 | - | 282 |

TABLE 4.1. Representative selection of estimated growth parameters, natural mortality rates (estimated by Boggs (1989) and Hinton and Bayliff (2002) by the method of Pauly (1980)), and maximum age (Kopf *et al.* 2005; Table 3) for striped marlin in the Pacific Ocean.

TABLA 4.1. Selección representativa de parámetros de crecimiento estimados, tasas de mortalidad natural (estimadas por Boggs (1989) y Hinton y Bayliff (2002) con el método de Pauly (1980)), y edad máxima (Kopf *et al.* 2005; Tabla 3) para el marlín rayado en el Océano Pacífico.

| Sex-Sexo | L_{inf} (cm) | K (annual-anual) | t_0 (years-años) | Maximum age-Edad máxima | Reference-Referencia | Natural mortality rate Tasa de mortalidad natural | |
|------------|------------------|--------------------|--------------------|-------------------------|-----------------------------------|---|-------|
| | | | | | | Boggs | Pauly |
| <i>M</i> | 275 | 0.264 | -0.521 | 12 | Koto, 1963 | 0.49 | 0.389 |
| | 206 | 0.417 | | | Skillman and Yong, 1976 | 0.79 | 0.569 |
| <i>F-H</i> | 186 | 0.696 | 0.136 | 11 | Skillman and Yong, 1976 | 1.33 | 0.818 |
| | 221 ¹ | 0.23 | -1.6 | | Melo-Barrera <i>et al.</i> , 2003 | | |
| | 301 ¹ | 0.22 | -0.04 | 8 | Kopf <i>et al.</i> 2005 | | |

¹. Lower jaw-fork length – Talla mandíbula inferior-furca caudal

TABLE 5.1. Estimated spawning biomass (SB, t) and the resulting recruitment (R(0), t), and the spawning biomass ratio (SBR), 1975-2009.

TABLA 5.1. Biomasa reproductora estimada (SB, t) y el reclutamiento resultante (R(0), t), y el cociente de biomasa reproductora (SBR), 1975-2009.

| | SB | R(0) | SBR | | SB | R(0) | SBR |
|-------------|-----------|-------------|------------|-------------|-----------|-------------|------------|
| 1975 | 2,780 | 228 | 0.500 | 1993 | 1,867 | 309 | 0.336 |
| 1976 | 2,930 | 62 | 0.527 | 1994 | 1,690 | 444 | 0.304 |
| 1977 | 3,702 | 201 | 0.666 | 1995 | 1,802 | 231 | 0.324 |
| 1978 | 3,360 | 303 | 0.605 | 1996 | 2,304 | 283 | 0.415 |
| 1979 | 2,821 | 101 | 0.508 | 1997 | 2,819 | 180 | 0.507 |
| 1980 | 2,385 | 507 | 0.429 | 1998 | 2,295 | 127 | 0.413 |
| 1981 | 2,413 | 101 | 0.434 | 1999 | 2,107 | 140 | 0.379 |
| 1982 | 2,382 | 231 | 0.429 | 2000 | 1,772 | 102 | 0.319 |
| 1983 | 2,964 | 317 | 0.533 | 2001 | 1,452 | 124 | 0.261 |
| 1984 | 2,208 | 329 | 0.397 | 2002 | 1,321 | 167 | 0.238 |
| 1985 | 2,503 | 467 | 0.451 | 2003 | 1,065 | 128 | 0.192 |
| 1986 | 3,148 | 192 | 0.567 | 2004 | 1,140 | 236 | 0.205 |
| 1987 | 3,741 | 297 | 0.673 | 2005 | 1,316 | 161 | 0.237 |
| 1988 | 3,088 | 119 | 0.556 | 2006 | 1,454 | 232 | 0.262 |
| 1989 | 2,687 | 180 | 0.484 | 2007 | 1,717 | 232 | 0.309 |
| 1990 | 2,586 | 227 | 0.465 | 2008 | 1,735 | 239 | 0.312 |
| 1991 | 2,088 | 183 | 0.376 | 2009 | 2,087 | 239 | 0.376 |
| 1992 | 1,921 | 208 | 0.346 | | | | |

TABLE 5.2. Estimates of selected model outputs and MSY-based parameters from the assessment and from sensitivity analyses in which the value of a fixed parameter in the assessment was changed to the indicated value. PS: purse seine.

TABLA 5.2 Estimaciones de productos seleccionados del modelo y parámetros basados en RMS de la evaluación y de análisis de sensibilidad en los que el valor de un parámetro fijo en la evaluación fue cambiado al valor indicado. PS: red de cerco.

| Estimate – Estimación | Assess- ment – Evaluación | M=0. 3 | M=0. 7 | K=0.1 5 | K=0. 5 | h=0.7 5 | L _{inf} =25 5 | L _{inf} =29 5 | F5=P S |
|---|---------------------------------|-----------|-----------|------------|-----------|------------|---------------------------|---------------------------|-----------|
| S(0) | 5556 | 8080 | 4517 | 49026 | 4410 | 6251 | 4331 | 5263 | 5809 |
| S(2009) | 2087 | 1149 | 3024 | 58043 | 420 | 1591 | 1338 | 1242 | 2150 |
| SBR(2009) | 0.38 | 0.14 | 0.67 | 1.18 | 0.10 | 0.25 | 0.31 | 0.24 | 0.37 |
| S _{MSY} – S _{RMS} | 1370 | 1439 | 768 | 13271 | 598 | 1671 | 1356 | 1510 | 1448 |
| F _{mult} | 13.3 | 1.3 | 26.1 | 59.4 | 1.3 | 1.7 | 2.9 | 2.0 | 8.0 |
| MSY – RMS | 2596 | 2031 | 4074 | 25873 | 2358 | 2118 | 2107 | 2172 | 2520 |
| C(2009) | 1357 | 1357 | 1357 | 1357 | 1357 | 1357 | 1357 | 1357 | 1357 |
| C(2009)/MS Y – RMS | 0.52 | 0.67 | 0.33 | 0.05 | 0.58 | 0.64 | 0.64 | 0.62 | 0.54 |
| S(2009)/ S _{MSY} – S _{RMS} | 1.52 | 0.80 | 3.94 | 4.37 | 0.70 | 0.95 | 0.99 | 0.82 | 1.48 |
| S _{MSY} /S(0) -ln(likelihood – verosimili- tud) | 0.25 | 0.18 | 0.17 | 0.27 | 0.14 | 0.27 | 0.31 | 0.29 | 0.25 |
| | 3552 | 3561 | 4105 | 4138 | 7225 | 3474 | 4185 | 3787 | 3511 |

TABLE 5.3. Estimates of selected model outputs and MSY-based parameters from the assessment and from analyses with models with alternate structures. A2x starts in 1975 but does not include subarea A2 in the stock region; 1954-1 included all observations in the standardized catch rate series; 1954-2 included rates starting when a fishery reached the full spatial extent of a subarea; 1954-3 included rates starting from 1975; and $+L_{inf}$ indicates that the parameter was estimated. $-\ln(\text{likelihood})$ values are not directly comparable among these models.

TABLA 53. Estimaciones de productos seleccionados del modelo y parámetros basados en RMS de la evaluación y de análisis con modelos con estructuras alternativas. A2x comienza en 1975 pero no incluye subárea A2 en la región de la población; 1954-1 incluye todas las observaciones en la serie de tasas de captura estandarizadas; 1954-2 incluye tasas de captura que comienzan cuando una pesquería cubre la extensión espacial completa de una subárea; 1954-3 incluye tasas de captura que comienzan en 1975; y $+L_{inf}$ indica que el parámetro fue estimado. Los valores $-\ln(\text{verosimilitud})$ no son directamente comparables entre estos modelos.

| Estimate – Estimación | Assessment – Evaluación | A2x | 1954-1 | 1954-2 | 1954-3 | 1954-1 + L_{inf} | 1954-2 + L_{inf} |
|-------------------------------|-------------------------|------|--------|--------|--------|--------------------|--------------------|
| S(0) | 5556 | 4203 | 6681 | 6710 | 12842 | 9730 | 10703 |
| S(2009) | 2087 | 728 | 1782 | 1589 | 13269 | 1264 | 1159 |
| SBR(2009) | 0.38 | 0.17 | 0.27 | 0.24 | 1.03 | 0.13 | 0.11 |
| $S_{MSY} - S_{RMS}$ | 1370 | 770 | 2407 | 1785 | 3022 | 1982 | 2106 |
| F_{mult} | 13.3 | 1.3 | 2.0 | 5.4 | 13.3 | 1.0 | 0.8 |
| MSY – RMS | 2596 | 1748 | 2699 | 3038 | 5881 | 2424 | 2599 |
| C(2009) | 1357 | 1342 | 1357 | 1357 | 1357 | 1357 | 1357 |
| C(2009)/MSY – RMS | 0.52 | 0.77 | 0.50 | 0.45 | 0.23 | 0.56 | 0.52 |
| $S(2009)/S_{MSY} - S_{RMS}$ | 1.52 | 0.95 | 0.74 | 0.89 | 4.39 | 0.64 | 0.55 |
| $S_{MSY}/S(0) - S_{RMS}/S(0)$ | 0.25 | 0.18 | 0.36 | 0.27 | 0.24 | 0.20 | 0.20 |

CONDICIÓN Y TENDENCIAS DEL MARLÍN RAYADO EN EL OCÉANO PACÍFICO NORORIENTAL EN 2009

Michael G. Hinton y Mark N. Maunder

INDICE

| | | |
|----|---|-----|
| 1. | Resumen..... | 201 |
| 2. | Modelo de evaluación | 202 |
| 3. | Datos | 202 |
| 4. | Supuestos y parámetros | 205 |
| 5. | Evaluación de la población..... | 208 |
| 6. | Condición de la población..... | 215 |
| 7. | Efectos simulados de resoluciones de conservación y operaciones de pesca futuras..... | 215 |
| 8. | Direcciones futuras..... | 215 |
| | Figuras | 178 |
| | Tablas | 194 |
| | Referencias | 217 |

1. RESUMEN

Este informe presenta la condición y tendencias de la población de marlín rayado [*Kajikia audax*⁵ (Philippi, 1887)] en la región al norte de 10°S y al este de 145°O en el norte y al este de aproximadamente 165°O en el sur (Hinton 2009). La evaluación se basa en el supuesto que la distribución principal de esta población yace en la región al este de 145°O y al norte de 5°S (Océano Pacífico nororiental (OPON). La evaluación fue realizada con *Stock Synthesis* (Versión 3.10b) usando datos actualizados el 30 de octubre 2010.

Se han realizado varios estudios de la estructura de la población de marlín rayado en el Océano Pacífico. El más reciente descubrió que existe una sola población de marlín rayado en el Océano Pacífico nororiental, con una presencia estacional de juveniles en abundancia baja de una población de Hawái/Japón situada más al oeste. Esta evaluación no incluyó parámetros para desplazamientos transregionales de esta u otras poblaciones, pero se consideró que podría ocurrir un intercambio limitado de peces entre el Océano Pacífico nororiental y las poblaciones en regiones adyacentes.

En revisiones de análisis previos de la estructura de la población, la condición y tendencias de la población, y las pesquerías que capturan marlín rayado en el Océano Pacífico oriental (OPO) desde los años 1960 hasta la actualidad se señaló que no existen indicaciones de un incremento del esfuerzo de pesca o las capturas de marlín rayado en el OPO. Durante la última década, el esfuerzo de pesca de las pesquerías de palangre ha disminuido en el OPO, y esta reducción fue proporcionalmente mayor en el norte que en el sur. Durante 1965-2001, un 75% del esfuerzo de pesca palangrero total ocurrió al norte de 10°S, pero posteriormente solamente un 65% ha ocurrido al norte de 10°S. Esta reducción desproporcionada del esfuerzo de pesca total en el OPO ocurrió en las zonas núcleo de la distribución de la población. Esta tendencia ha continuado, y no se espera que aumente el esfuerzo de pesca dirigido o las capturas de estas pesquerías en los próximos años.

Resultados clave

7. Los resultados de la evaluación indican que la población de marlín rayado en el Océano Pacífico nororiental no se encuentra sobre pescada ni está siendo sobre pescada.
8. La biomasa de la población ha aumentado desde una mínima de unas 2.600 toneladas métricas (t)

⁵ Antes *Tetrapturus audax*

en 2003, y se estima ser unas 5.100 t en 2009.

9. Ha ocurrido una tendencia creciente en la proporción estimada de las biomasas reproductoras anuales observadas y la biomasa reproductora (S) en la población no explotada, que se ha duplicado de aproximadamente 0,19 en 2003 a aproximadamente 0,38 en 2009.
10. La proporción estimada de la biomasa reproductora en 2009 y la que se espera produciría captura al nivel del rendimiento máximo sostenible (RMS), $S(2009)/S_{RMS}$, fue aproximadamente 1,5, lo cual indica que la biomasa reproductora estuvo por encima del nivel que se espera corresponda al RMS.
11. La estimación de los niveles recientes de esfuerzo de pesca (promedio de 2007-2009) fue inferior a aquélla esperada en RMS ($F_{multi} = 13,3$).
12. Se estima que los descartes muertos y las capturas anuales recientes son de aproximadamente 1.300 t, o aproximadamente 50% del RMS (2.596 t). Si las extracciones siguen en este nivel, se espera que la biomasa de la población seguirá aumentando en el futuro cercano.

2. MODELO DE EVALUACIÓN

Se realizó la evaluación usando *Stock Synthesis*⁶ (Methot 2009), un modelo estadístico integrado (ajustando a muchos tipos de datos diferentes) de evaluación de poblaciones por sexo, tamaño, y edad. El paso inicial en la evaluación fue establecer la distribución espacial de la población de marlín rayado en el Océano Pacífico nororiental para el cual se desarrolló el modelo de dinámica de poblaciones. Esto fue seguido por la identificación de datos de insumo disponibles para la evaluación, incluyendo índices de abundancia relativa, captura retenida y descartes muertos totales, y mediciones del tamaño de marlín rayado. Estos insumos disponibles determinaron, en gran grado, la estructura del modelo de evaluación, por ejemplo si es posible incorporar parámetros por sexo, y la definición de pesquerías. Además de los datos, se obtuvieron estimaciones de varias características o parámetros de la población, tales como la tasa de mortalidad natural, tasas de crecimiento, y edad de primera madurez, de estudios del marlín rayado del Océano Pacífico. Estas estimaciones fueron incluidas en la evaluación como parámetros supuestos o fijos. *Stock Synthesis* fue ajustado a una serie de escenarios, usando el método de verosimilitud máxima. El valor de negativo del logaritmo de la verosimilitud de cada uno de los escenarios fue usado para la evaluación y comparación de resultados.

3. DATOS

Se usaron datos de captura, esfuerzo, y composición por tamaño de 1975-2009 de la región al norte de 5°S y al este de 145°O en la presente evaluación de la condición y las tendencias de la población de marlín rayado del Océano Pacífico nororiental (Hinton 2009). Se usaron también datos de 1954-1974 en los análisis de sensibilidad realizados para la evaluación. Todos los datos fueron resumidos por año. Los datos de 2009 son preliminares.

3.1. Definiciones de las pesquerías

Se definieron seis pesquerías usando los criterios de tipo de arte y subárea geográfica. Los tipos de arte son palangre, red de cerco, y recreacional (caña sencilla operada a mano), y las subáreas son A1: la región al norte de 5°S y al sur de 10°N entre el litoral del continente americano y 145°O; A2: la región al norte de 10°N entre 120°O y 145°O; y A3: la región al norte de 10°N entre el litoral del continente americano y 120°O (Figura 3.1).

Se usaron análisis de árbol de regresión (TIBCO Spotfire S+ Ver. 8.1: <http://spotfire.tibco.com>) de mediciones del tamaño de capturas retenidas de las pesquerías de palangre de Japón para identificar subáreas con capturas retenidas de tamaño promedio relativamente estable. Estos resultados fueron comparados con las subáreas usadas en análisis previos de las pesquerías de palangre de Japón (por ejemplo, Okamoto

⁶ SS3 Ver. 3.10b, http://nft.nefsc.noaa.gov/Población_Synthesis_3.htm, accedido en agosto de 2010.

y Bayliff 2003, Figuras 1 y 2). Dos subáreas identificadas en los análisis de árbol de regresión fueron bastante similares a regiones usadas en análisis previos de las pesquerías de palangre, por lo que se eligieron las subáreas A2 y A3 en la evaluación para corresponder con las áreas 1 y 7 ilustradas en la Figura 1 de Okamoto y Bayliff (2003). El resto de la región geográfica incluida en la evaluación fue designado subárea A1.

Las pesquerías de palangre de Japón, que ocurrieron en las subáreas A1, A2, y A3, y que fueron designadas F1, F2, y F3. Las pesquerías de palangre de otros pabellones fueron designadas F4, la pesquería recreacional de caña de México fue designada F5, y la pesquería de cerco fue designada F6.

La pesquería de palangre en el Océano Pacífico oriental (OPO) fue caracterizada por una expansión hacia el este de las pesquerías japonesas del OPO que comenzó en aproximadamente 1954. El período de expansión y desarrollo de estas pesquerías en el OPO ocurrieron durante un período de capturas y tasas de captura decrecientes en el Océano Índico (Suda y Schaefer 1965). La expansión coincidió también con un período de demanda creciente de atún patudo y pez vela para el mercado de salchicha de atún que se desarrollaba en Japón (Suda y Schaefer 1965; Kume 1973). Una porción creciente de la región fue pescada durante la próxima década, hasta que finalmente, en aproximadamente 1968, las operaciones de pesca se extendían por todo el OPO (Joseph *et al.* 1972; Figura 1). En estos análisis, se estimó que las pesquerías de palangre de Japón cubrían A1 plenamente en aproximadamente 1962, A2 en aproximadamente 1963, y A3 en aproximadamente 1967. Las otras pesquerías de palangre comenzaron en el OPO después de la expansión de las pesquerías de Japón. Desde los años 1990 la tendencia del esfuerzo de pesca y la cobertura espacial de estas pesquerías ha disminuido (Hinton 2009).

3.2. Capturas y descartes

En la Tabla 3.1 se presentan estimaciones de las extracciones de marlín rayado de la población, por pesquería. La mayor parte de la captura retenida de marlín rayado tomada por las pesquerías comerciales de palangre de naciones de Lejano Oriente y del hemisferio occidental es bastante bien conocida debido al valor de estos peces en el comercio. No obstante, no se cuenta con datos de descartes de las pesquerías de palangre, por lo que las extracciones equivalen a la captura retenida de estas pesquerías. Fueron capturadas cantidades menos importantes de marlín rayado por las otras pesquerías descritas en Hinton y Bayliff (2002), aunque la captura retenida y los descartes muertos de las pesquerías recreacionales han aumentando a lo largo del tiempo. Durante años recientes, las mayores capturas retenidas por pesquerías comerciales que operan en el OPO fueron realizadas por las pesquerías de Taipei Chino, Polinesia Francesa, y Japón. En Anónimo (2010; Tabla A-9) se presentan datos de anzuelos totales calados por año por las principales pesquerías de palangre en el OPO.

En años recientes la captura retenida y descartes muertos de la pesquería recreacional han sido de la misma magnitud que la captura retenida de las pesquerías de palangre. La principal pesquería recreacional de marlín rayado en el OPO ha sido la de México. En México, los marlines y peces picudos han sido reservados para la pesca recreacional en una zona que se extiende hasta 50 millas de la costa del Pacífico, y se prohíbe la pesca comercial de marlines y peces picudos, aparte del pez espada. Se ha desarrollado estadísticas para esta pesquería mediante programas de seguimiento a largo plazo del Instituto Nacional de Pesca de México (INAPESCA), con el seguimiento realizado p

(CRIPS-INAPESCA)) ubicados en los puertos pesqueros importantes de Baja California y la costa de México. Estadísticas resumidas desarrolladas por INAPESCA y usadas en la evaluación incluyeron estimaciones anuales de la captura bruta⁷ y el número de viajes de pesca, estimaciones anuales de la proporción de marlines rayados liberados, y estimaciones anuales del peso promedio de la captura retenida (Fleischer *et al.* 2009; Fleischer, L.A., y A. Klett, comunicación personal, 9 de septiembre de 2010).

⁷ Coordinating Working Party on Fishery Statistics. Handbook of Fishery Statistical Standards. Section B. Catches and Landings. Annex B1. <ftp://ftp.fao.org/FI/DOCUMENT/cwp/handbook/annex/AnnexB1CatchConcepts.pdf>.

La mayoría de los marlines rayados capturados por la pesquería recreacional son descartes vivos; es decir, fueron liberados vivos después de ser traídos al barco por los pescadores. La captura retenida de marlín rayado en la pesquería ocurre cuando un pescador decide guardar un pez, o cuando un pez muere como resultado del proceso de captura y es entonces guardado. Los descartes muertos ocurren principalmente de la mortalidad no observada, o críptica, de peces después de un descarte vivo. Los resultados de experimentos de marcado con marcas satelitales desprendibles (Domeier 2003) sugieren una tasa de mortalidad críptica de aproximadamente 25% para los descartes vivos de la pesquería recreacional.

Se obtuvieron descartes anuales estimados por la pesquería recreacional como el producto de la captura bruta reportada y la estimación anual de la proporción descartada. Se estimaron los descartes muertos como el producto de la tasa estimada de mortalidad críptica (0,25) y los descartes anuales estimados. Se computaron estimaciones de las extracciones totales de una población como la suma de la captura retenida y los descartes muertos.

En el caso de la pesquería recreacional de México, la proporción de la captura que fue descartada ha aumentado a lo largo del tiempo. La tasa reciente de descarte reportada por la pesquería fue 93%, mientras que la tasa comparativa del muestreo científico fue aproximadamente 75%. La tasa más baja observada por el muestreo fue aproximadamente 72% en 1999, el primer año de muestreo. Por lo tanto, a falta de datos sobre las tasas de descarte antes de 1999, se supuso que la tasa de capturas realizadas durante 1990-1998 fue 70%. No se dispuso de datos de extracciones realizadas por esta pesquería antes de 1990 para inclusión en la presente evaluación (Sección 8.1).

Se supone que todos los marlines capturados con red de cerco mueren. Observadores a bordo de buques de cerco de más de 363 t de capacidad de acarreo vienen registrando capturas desde 1991. La mayoría de los marlines rayados capturados por las pesquerías de cerco en el OPO fue retenida. Las estimaciones de los descartes muertos de buques de cerco grandes (de más de 363 t de capacidad de acarreo) han sido alrededor de las 4 t, y fueron incluidas en la evaluación. Durante 2000-2009, las extracciones anuales totales medias estimadas por estos buques fue aproximadamente 37 t (rango: 20 t a 74 t) (Anónimo 2010, Tabla A-2b). No se dispuso de datos de capturas realizadas antes de 1991 (Sección 8.1).

Con pocas excepciones, los buques de cerco pequeños (de menos de 364 t de capacidad de acarreo) no han llevado observadores a bordo, por lo que se estimaron las capturas de estos buques como sigue:

Se obtuvo de Anónimo (2010, Tabla A-7) el número total de lances por capacidad del buque correspondientes al período de 1994-2009. Se estimaron las extracciones de marlín rayado por los buques pequeños durante ese período como el producto de la captura por lance anual observada de los buques grandes y el número de lances realizados por los buques pequeños. La proporción del número de lances realizado por los buques pequeños al número de lances realizado por buques grandes disminuyó de aproximadamente 0,42 en 1994-1996 a un promedio de aproximadamente 0,28% durante 1999-2009. Por lo tanto, las extracciones estimadas de los buques pequeños durante 1991-1993 fueron calculadas como el producto de la proporción promedio del número de lances por buques pequeños del período temprano (1994-1996) y el número de lances realizados por los buques grandes (0,42) y la captura anual observada de los mismos. Se ignora la proporción de extracciones descartada por buques pequeños, pero fueron incluidas implícitamente en las estimaciones de captura retenida de marlín rayado de estos buques.

Durante 2000-2009, las extracciones anuales medias estimadas de todos los buques de cerco fueron aproximadamente 47 t (rango: 27 t a 94 t). Esto es más de un orden de magnitud menos que las extracciones anuales medias de las pesquerías de palangre comerciales (632 t; rango: 215 t a 1.188 t) o la pesquería recreacional (609 t; rango: 342 t a 1.038 t).

3.3. Índices de abundancia

Se derivaron índices de abundancia estandarizados (CPUE: captura retenida por 1000 anzuelos calados) para el período de 1954-2009 para las pesquerías F1, F2, y F3 (Sección 3.1). Se dispuso de datos para el período entero para cada mes con una resolución espacial de 5 grados de longitud por 5 grados de latitud

(datos 5x5); y a partir de 1971, se dispuso de los mismos con una resolución de 1 grado de latitud por 1 grado de longitud (datos 1x1). La estandarización de cada pesquería usó datos de solamente aquellos años con tres o más meses de operaciones de pesca. Para desarrollar los índices se usaron modelos lineales generales logarítmicos normales delta (TIBCO Spotfire S+ Ver. 8.1). El alcance completo de estos modelos incluyó año, mes, latitud, longitud, distancia más cercana al continente americano norte o sur; distancia más cercana a tierra, el Índice de Oscilación del Sur (SOI), el Índice de ENOS Multivariable (MEI), los índices extratropicales de Oscilación del Norte (ION) y del Sur (IOS*), y los índices IOS, MEI, ION e IOS* con retrasos de uno a tres meses. Entre los términos significativos en uno o más modelos figuraron año y mes, la distancia a un continente, la distancia a tierra, longitud, e IOS con un retraso de dos meses.

Los índices usados en la evaluación (Tabla 3.2) fueron desarrollados con los datos 1x1. Varios análisis de sensibilidad incluyeron índices del período antes de 1971. En esos casos, los índices desarrollados de los datos 1x1 fueron usados para años posteriores a 1970. Para obtener los índices del período antes de 1971 se escalaron los valores de antes de 1971 de los índices del período de 1954-2009 desarrollados a partir de los datos 5x5, al promedio de los promedios de los valores de los índices 1x1 y 5x5 durante 1971-1982.

3.4. Datos de composición por tamaño

Se usaron en la evaluación datos de tamaño en número de peces por talla de las pesquerías de palangre y de cerco. Hinton (2009) presentó un resumen de datos de frecuencia de tamaño de pesquerías recreacionales, de palangre, y de cerco. Demostró que la talla ojo-furca caudal media del marlín rayado capturado por las pesquerías recreacional (1985-2007) y de palangre comercial (1998-2007) en el OPO fue aproximadamente 170 cm en ambas pesquerías, mientras que en la pesquería de cerco (1998-2007) fue aproximadamente 190 cm. Ponce Díaz *et al.* (1991) sugirieron que hay poca diferencia, o ninguna, entre las distribuciones de la frecuencia de tamaño de los peces capturados por las pesquerías recreacional y de palangre.

Se desarrollaron distribuciones anuales de frecuencia de tamaño en número de peces por intervalo de talla de 2 cm para cada pesquería sumando los datos de frecuencia de tamaño de alta resolución (Figura 3.2). Se fijó el límite superior del intervalo más bajo en 50 cm, y aquél del más alto en 300 cm. Se agregaron los peces de tallas mayores (menores) que esta talla en el intervalo de tamaño más bajo (alto). Se usaron en la evaluación únicamente datos de aquellos años con (O)100 o más mediciones en el año (Tabla 3.3).

El tamaño anual de las muestras de frecuencia de talla (número de tallas de peces medidas) de las pesquerías de palangre F1, F2, y F3 fueron escaladas al tamaño de la muestra anual media de la pesquería de cerco (F6) multiplicando el tamaño de la muestra anual de una pesquería por la proporción del tamaño de la muestra anual media de F6 (216.333 peces) al tamaño de la muestra anual media de esa pesquería. Se hizo esto para evitar dominación de (influencia indebida sobre) la función de verosimilitud usada para ajustar el modelo de dinámica de población que podría surgir debido a grandes números de mediciones de talla (sobremuestreo) de las capturas anuales de pesquerías individuales.

3.5. Datos de edad por talla

No se dispuso de datos de edad por talla para incluir en la evaluación.

4. SUPUESTOS Y PARÁMETROS

4.1. Información biológica y demográfica

4.1.1. Crecimiento

La tasa de crecimiento del marlín rayado durante su primer año es muy alta, alcanzando aproximadamente un 50% de su talla asintótica durante ese período, tras lo cual las tasas disminuyen a aproximadamente 10% en el segundo año, y a aproximadamente 4% por año subsecuentemente (Melo-Barrera *et al.* 2003). Se ha realizado varios estudios del crecimiento del marlín rayado en el Océano Pacífico (Tabla 4.1), y las edades máximas observadas en los mismos varían de 8 a 11 años (Kopf *et al.* 2005). Las estimaciones de la talla asintótica máxima (L_{inf}) de los modelos de crecimiento de von Bertalanffy variaron de

aproximadamente 186 a 275 cm de talla ojo-furca caudal, y aquéllas del K anual de von Bertalanffy de aproximadamente 0,25 a 0,70.

En la evaluación se fijó K 0,25. El parámetro L_{inf} puede ser estimado o especificado, y en la evaluación fue fijado en 275 cm (que equivale a 269 cm a la edad 15, la edad máxima en el modelo). Se observó una proporción relativamente alta de peces grandes en los datos de frecuencia de tamaño de la pesquería de cerco, y se han medido peces de hasta 296 cm en la captura de las pesquerías de palangre en el OPO y fueron incluidos en los datos usados en la evaluación.

La selección de la relación talla-peso para la evaluación fue importante, porque fue usada en el cálculo de la biomasa y en hacer comparables la captura y los datos de frecuencia de tamaño.

Se han desarrollado relaciones talla-peso para el marlín rayado del OPO (Wares y Sakagawa 1972; Ponce Díaz *et al.* 1991; Melo-Barrera *et al.* 2003) y del Océano Pacífico central cerca de Hawái (Uchiyama y Kazama 2003). Estas relaciones son sustancialmente diferentes, particularmente en el caso de los individuos de mayor edad (Figura 4.1). Entre los estudios del OPO, no se observó una diferencia práctica entre los resultados de los estudios de Ponce Díaz *et al.* (1991) y Melo-Barrera *et al.* (2003). Ambos estudios se basaron en captura retenida de la pesquería recreacional basada en Cabo San Lucas en Baja California (Méjico). El estudio de Wares y Sakagawa (1972) fue geográficamente más extenso que los otros estudios del OPO, ya que incluyó peces capturados por pesquerías recreacionales basadas en San Diego, California (EE.UU.); Buena Vista, Baja California Sur (Méjico), situado justo al noreste de Cabo San Lucas; y Mazatlán, Sinaloa (Méjico), situado en la costa occidental de Méjico al otro lado del Golfo de California de Cabo San Lucas. La medida de calidad de ajuste, r^2 , reportada por Ponce-Díaz *et al.* (1991; $n = 1.748$) y Melo-Barrera *et al.* (2003; $n = 1.022$) fue 0,53, mientras que aquélla reportada por Wares y Sakagawa (1972; $n = 1.982$) fue 0,75. Observamos que los resultados presentados por Ponce Díaz *et al.* (1991, Figura 3) podrían haber sido demasiado afectados por las muy escasas observaciones de peces de pequeño tamaño, y concluimos que, si se excluyeran éstos del análisis, los resultados de ese estudio podrían haber concordado más estrechamente con aquéllos presentados por Wares y Sakagawa (1972).

Tomando en consideración el alcance espacial del muestreo y el ajuste del modelo reportado (r^2) en cada estudio de talla-peso mencionado y la influencia potencial de un pequeño número de mediciones sobre los resultados de Ponce Díaz *et al.* (1991), se usó en la evaluación la relación talla-peso determinada por Wares y Sakagawa (1972):

$$w = 6.9663 \times 10^{-6} \cdot l^{3.071},$$

donde w = peso en kilogramos y l = talla en centímetros.

4.1.2. Mortalidad natural

Se usó en la evaluación un tasa de mortalidad natural (M) instantánea anual constante de 0,5.

4.1.3. Reclutamiento y reproducción

Información sobre la reproducción y reclutamiento del marlín rayado fue resumida por Hinton y Bayliff (2002). Desde entonces, estudios del marlín rayado en la región del Golfo de California han descubierto que estuvieron presentes peces en condición reproductora entre mayo y diciembre (González-Armas *et al.* 2006). Con base en la información presentada por Hinton y Bayliff (2002) y los resultados de los estudios más recientes, se supuso que el marlín rayado es reclutado a la pesquería durante todo el año.

Se considera generalmente que las condiciones ambientales constituyen la principal influencia sobre los niveles de reclutamiento de los atunes y especies afines pelágicos, incluyendo el marlín rayado, y que en niveles altos de biomasa reproductora, el reclutamiento no es reducido como resultado del nivel de la biomasa reproductora. Por lo tanto, se usó una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (Beverton y Holt 1957) en la evaluación. En el modelo *Stock Synthesis*, la relación Beverton-Holt ha sido parametrizada para incluir la inclinación (h) (Francis 1992, Anexo 1). La inclinación equivale aquélla

fracción del reclutamiento a la población no explotada (R_0) que sería producida por una biomasa reproductora que ha sido reducida al 20% de la biomasa reproductora no explotada (S_0), o sea, $hR_0 = F(0.2S_0)$, donde F es la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt. La inclinación puede variar entre 0,2 (en el cual caso el reclutamiento es una función lineal de la biomasa reproductora) y 1,0 (en el cual caso el reclutamiento es independiente de la biomasa reproductora). En la práctica, es a menudo difícil estimar la inclinación, debido a una falta de contraste en las observaciones de biomasa reproductora y porque otros factores (por ejemplo los ambientales) pueden causar una variabilidad extrema en los reclutamientos de una cierta biomasa reproductora. Los análisis de simulación han demostrado que la estimación de la inclinación es problemática, con gran incertidumbre y estimaciones frecuentemente iguales a uno, aun cuando la inclinación real es moderadamente menos que uno (Conn *et al.* 2010).

No hubo indicaciones de que el reclutamiento esté relacionado con el tamaño de la población reproductora en el caso del marlín rayado en el OPO, por lo que $h = 1$ en la evaluación.

Se ha estimado el tamaño de primera en 145 cm a 155 cm de talla ojo-furca caudal (Kume y Joseph 1969; Eldridge y Wares 1972; Kopf *et al.* 2005), aunque no se observaron regularmente hembras en condición reproductora de menos de unas 160 cm de talla ojo-furca caudal (Kume y Joseph 1969). Se supuso por lo tanto que el 50% de las hembras son maduras a los dos años de edad, y que todas son maduras a partir de esa edad.

4.1.4. Desplazamientos

La evaluación no incluye parámetros explícitos de desplazamiento. Existe muy poca información sobre los desplazamientos de marlín rayado. Peces marcados con marcas de dardo convencionales y liberados frente a Cabo San Lucas (en la punta de la península de Baja California) generalmente han sido recapturados cerca del lugar de marcado, pero algunos fueron recapturados unos 400 km al sur, cerca de las Islas Revillagigedo, unos pocos cerca de Hawái, y uno cerca de la Isla Norfolk (29°S, 168°E). Estudios de marcado del marlín rayado en el Pacífico con marcas satelitales desprendibles (Domeier 2006) indicaron que esencialmente no ocurre mezcla de peces marcados entre zonas de marcado, y que el marlín rayado mantiene fidelidad de sitio.

Se supuso que la población se encuentra mezclada al azar al principio de cada año, y aunque no fueron explícitamente modelados, algunos aspectos de los desplazamientos en el Océano Pacífico nororiental fueron acomodados mediante diferencias en la selectividad y capturabilidad entre la definición espacial de las pesquerías.

La evaluación no incluyó parámetros para desplazamientos transregionales de esta población u otras, pero se reconoce que de vez en cuando puede ocurrir un intercambio limitado de peces entre la población de marlín rayado en el Océano Pacífico nororiental y aquéllas en regiones adyacentes (Sección 4.1.5).

4.1.5. Estructura de la población

Se realizó la presente evaluación para una sola población de marlín rayado (Hinton 2009) en el Océano Pacífico nororiental que se encuentra situada principalmente en la región lindada al oeste en 145°O y al sur en 5°S. Se ha dedicado un esfuerzo importante a conocer la estructura de la población de marlín rayado en el Océano Pacífico. Casi todos de los muchos análisis de la estructura de la población sugieren que existen múltiples poblaciones. Los resultados de análisis recientes (Hinton 2009; Purcell 2009) indican que en el Océano Pacífico nororiental reside una sola población, aunque es posible que esté presente un bajo nivel de presencia estacional de juveniles de una población situada más al oeste en Hawái/Japón.

4.2. Influencias ambientales

Se usaron datos ambientales en la estandarización de las tasas de captura (Sección 3.3).

5. EVALUACIÓN DE LA POBLACIÓN

La evaluación fue realizada con *Stock Synthesis* (Sección 2), usando datos e información disponibles al 30 de octubre de 2010.

5.1. Estructura del modelo de evaluación

Durante el período inicial de explotación (Sección 3.1) de la biomasa de la población no pescada, la captura y las tasas de captura de marlín rayado aumentaron con rapidez, luego disminuyeron drásticamente a principios de los años 1970. Estos cambios resultaron en parte del proceso de exploración, durante el cual se identificaron lugares y condiciones deseables, y en parte de cambios en las operaciones de pesca realizados para optimizar la captura de especies seleccionadas. Varios de los supuestos básicos que comparten la mayoría de las evaluaciones son cuestionables en situaciones tales como las antes descritas; por ejemplo, el supuesto que las tasas de captura estandarizadas son proporcionales a la abundancia durante el período entero, o que la distribución geográfica de la población ha sido identificada y bien muestreada a lo largo del tiempo por las pesquerías.

A fin de resolver estos problemas, se estructuró la evaluación en estratos temporales y espaciales en los que se consideran razonables esos supuestos básicos, y al mismo tiempo capturar toda la información posible de los estratos en los que los supuestos son menos sostenibles. Este método es consistente con aquél usado en las evaluaciones de las poblaciones de los atunes aleta amarilla y patudo en el OPO.

El modelo de evaluación comienza en 1975. Las hembras y los machos comparten los mismos valores de los parámetros en la evaluación, y algunos de los supuestos subyacentes han sido descritos (Sección 4). La evaluación incluyó también los siguientes supuestos y valores de parámetro fijo:

12. Las condiciones iniciales incluyeron:
 - 12.1. un retraso del reclutamiento, que define el nivel de reclutamiento usado para estimar el número inicial por edad;
 - 12.2. mortalidad por pesca para F1 y F2, que brinda un punto de partida basado en la pesca antes de 1975;
 - 12.3. desviaciones del reclutamiento del período temprano (5 años: 1970-1974), que brinda flexibilidad en las estimaciones de las clases de edad más jóvenes que atraviesan el período de captura y tasas de captura altas al período tardío (no dirigido); y
13. Mortalidad natural (M) = 0.5.
14. Inclinación (h) = 1.
15. Parámetros del modelo de crecimiento de von Bertalanffy $K = 0.25$; y $L_{inf} = 275$ cm.
16. Edad máxima de los peces = 15.
17. Se fijaron en 0,2 los coeficientes de variación (CV) de las observaciones de la tasa de captura estandarizada para la pesquería F1, usada como índice de abundancia; y los CV de las observaciones de CPUE de las pesquerías F2 y F3 fueron estimados relativos a F1.
18. Se estimaron los coeficientes de capturabilidad (usados para escalar los índices de abundancia de CPUE) para las pesquerías F1, F2, y F3.
19. Se estimó la selectividad de F1, F2, y F3 con una función de distribución normal doble, lo que permite una forma de domo.
20. Selectividad de F4 (otras flotas de palangre) = Selectividad de F1.
21. Selectividad de F5, la pesquería recreacional = Selectividad de F3.
22. Se supuso ser asintótica la selectividad de F6, la pesquería de cerco, y fue estimada usando una

distribución normal doble con parámetros estimados para (1) la selectividad del primer intervalo de tamaño, (2) la tasa de incremento en el punto de inflexión, y (3) la edad en la que la selectividad equivale a uno.

5.2. Resultados de la evaluación

La evaluación será revisada y los resultados actualizados a medida que se disponga de datos nuevos o revisados. Lo más probable es que actualizaciones futuras afecten los valores absolutos de las estimaciones de biomasa, reclutamiento, y mortalidad por pesca.

5.2.1. Mortalidad por pesca

En la Figura 5.1 se ilustra la selectividad por edad estimada de las pesquerías de palangre y de cerco. La selectividad fue muy baja en el caso de los marlines de menos de dos años de edad en todas las pesquerías. A la edad de dos años los marlines están plenamente seleccionados (selectividad = 1,0) en F2, mientras que la selectividad en otras pesquerías fue casi cero ($< 0,03$). A los tres años de edad, el marlín muestra una selectividad relativamente alta (0,5) en F2 y está plenamente o casi plenamente seleccionado en F1 y F3, pero su selectividad fue tan sólo moderada (0,2) en F6. Los marlines de más de tres años de edad estuvieron seleccionados en las pesquerías 1, 3, y 6. Peces de edad 4 estuvieron plenamente seleccionados F3 y tuvieron una selectividad relativamente alta en F1 (0,7) y F6 (0,8). A los cinco años de edad, la selectividad en F1 disminuyó a 0,2, y permaneció en ese nivel posteriormente. Al mismo tiempo, el marlín estuvo plenamente seleccionado en F6 a los cinco años de edad y continuó así, mientras que los peces de entre cinco y nueve años de edad estuvieron plenamente seleccionados en F3. La selectividad en F3 disminuyó a aproximadamente 0,5 en el caso de los peces de edad 10, y estuvo cerca de, o fue, cero para aquéllos de edad 11 y más.

En la Figura 5.2 se ilustran las tasas de mortalidad por pesca (F) anual media por edad y período de tiempo. Antes de 1990, F fue relativamente baja para edades de más de cuatro años en comparación con los niveles observados a partir de 1990, cuando se observó un cambio notorio en la F correspondiente a las edades cuatro a diez, que correspondió con el comienzo de la serie de datos de captura retenida y descartes muertos de las pesquerías recreacional (1990) y de cerco (1991). Hubo poca diferencia en la F en las estimaciones de la F anual media por edad de cinco años de los períodos de 1991-1995 y 1996-2000, durante los cuales la F anual media máxima (1,02) fue observada en marlín rayado de tres años de edad, mientras que la F de las edades cinco a nueve siguió igual en aproximadamente 0,41. La F anual media de las edades cinco a nueve ha aumentado desde entonces, de 0,41 a aproximadamente 0,49 durante 2001-2005, y a aproximadamente 0,61 a partir de 2005. Durante los mismos períodos, la F anual media de los peces de edad tres disminuyó de 1,02, a 0,85, y a 0,70 durante 2006-2008.

Estos cambios en la F anual media por edad siguen el esfuerzo decreciente y patrones cambiantes de operaciones por las pesquerías de palangre en el Océano Pacífico nororiental (Hinton 2009) y con la disponibilidad de estimaciones de captura de las pesquerías recreacional y de cerco a partir de 1990 y 1991. El período más reciente, 2005-2008, fue caracterizado por reducciones continuas de las extracciones de marlín rayado por las pesquerías de palangre y de cerco, y niveles incrementados de extracciones por las pesquerías recreacionales (Tabla 3.1). La tendencia en la F total anual de todas las pesquerías de la población de marlín rayado en el Océano Pacífico nororiental ha variado mucho durante 1975-2009, mostrando una tendencia generalmente creciente hasta 1995, y disminuyendo posteriormente (Figura 5.3).

5.2.2. Reclutamiento

En la Figura 5.4 y la Tabla 5.1 se presenta la tendencia en las estimaciones del reclutamiento anal, y la relación entre estas estimaciones y la biomasa reproductora. No hubo indicación que el reclutamiento esté relacionado con la biomasa reproductora ($F = 0,14$, $P = 0,71$) en la gama de biomassas reproductoras observadas en la evaluación.

5.2.3. Biomasa

En la Figura 5.5 se ilustra la tendencia en la biomasa reproductora (S) estimada de la evaluación. El nivel de biomasa reproductora que se espera produzca capturas al nivel de RMS (S_{RMS}) es aproximadamente 1.370 t. Los niveles de S han sido inferiores a S_{RMS} solamente durante 2002-2005, con una mínima de aproximadamente 1.100 t observada en 2003. La estimación de la biomasa total de la población ha seguido una tendencia muy similar a aquélla de la biomasa reproductora, disminuyendo de aproximadamente 6.450 t en 1975 a aproximadamente 5.300 t en 1984. Luego aumentó a un pico de aproximadamente 10,000 t en 1987 antes de comenzar una disminución general a aproximadamente 2.600 t en 2003. Desde entonces la biomasa total estimada viene aumentando constantemente, alcanzando aproximadamente 5.050 t en 2009. Se consideró que los incrementos recientes de la biomasa total resultan de los efectos combinados de incrementos del reclutamiento, desde aproximadamente 2000, y disminuciones del esfuerzo y las capturas por las pesquerías de palangre que han ocurrido desde 1998 (Hinton 2009).

La proporción estimada de la biomasa reproductora observada en 2009 a la biomasa reproductora en la población no explotada (SBR) fue aproximadamente 0,38, muy por encima del nivel que se espera produzca capturas al nivel de RMS ($SBR_{RMS} = 0,25$).

En la Figura 5.6 se ilustran los impactos estimados de las pesquerías de palangre y recreacional sobre los niveles de biomasa reproductora que se esperaría en ausencia de pesca. El impacto de las pesquerías de palangre estuvo presente a partir de 1975, ya que las pesquerías estaban entonces ya bien desarrolladas. En ese momento, la reducción anual de la biomasa reproductora como resultado de las extracciones por las pesquerías de palangre fue aproximadamente 4.900 t. Cuando comenzaron a estar disponibles los datos de la pesquería recreacional (1990), las reducciones anuales estimadas de la biomasa reproductora causada por las pesquerías de palangre había pasado por mínimas de aproximadamente 3.000 t, aunque para 1990 ya estaban en incremento y alcanzaron aproximadamente 4.000 t. Durante 1991-2001, el impacto anual de las pesquerías de palangre disminuyó a una mínima de aproximadamente 2.850 t, luego aumentó hasta un pico de aproximadamente 3.600 t, y para 2001 había disminuido a aproximadamente 3.000 t.

Aunque estuvieron presentes anteriormente, los impactos de la pesquería recreacional sobre la biomasa reproductora comenzaron 1990, el primer año para el cual se dispone de datos de la captura retenida y descartes muertos de esa pesquería. En ese momento se estimó el impacto de la pesquería recreacional en aproximadamente 25 t, una subestimación ya no hubo estimaciones del impacto que resulta de extracciones de peces que ya ingresaron a la pesquería y hubieran desovado a partir de 1990. Este sesgo disminuyó a lo largo del tiempo, ya que esas cohortes presentes en la pesquería antes de 1990, para las que no existen datos de extracciones antes de 1990, fueron tomadas por las pesquerías. A medida que ingresaron nuevas cohortes a la pesquería, y salieron las mayores, el impacto sobre la biomasa reproductora de esta pesquería aumentó monotónicamente de aproximadamente 160 t a 650 t durante 1991-2000.

Desde 2001, la reducción anual estimada de la biomasa reproductora causada por las pesquerías de palangre ha disminuido monotónicamente desde aproximadamente 3.000 t hasta 1.050 t en 2009. En comparación, durante 2002-2005 la reducción anual estimada de la biomasa reproductora atribuible a la pesquería recreacional permaneció en aproximadamente 650 t, pero posteriormente ha aumentado cada año. La reducción anual estimada de la biomasa reproductora causada por la pesquería recreacional alcanzó aproximadamente 1.000 t en 2008 y 1.200 t en 2009, reducción de la misma magnitud que aquéllas estimadas para las pesquerías de palangre (1.300 t y 1.060 t).

La serie de datos sobre las extracciones de marlín rayado con red de cerco comienza en 1991, y ya que no se dispuso de datos de años anteriores, las estimaciones de las reducciones en biomasa reproductora en esta pesquería son afectadas de la misma manera que aquéllas de la pesquería recreacional. La reducción estimada de la biomasa reproductora causada por la pesquería de cerco creció de aproximadamente 20 t en 1991 a un pico de aproximadamente 100 t en 1994. Posteriormente disminuyó monotónicamente, hasta alcanzar una mínima de aproximadamente 61 t en 2002. Desde 2002 el impacto de esta pesquería ha

sido relativamente estable, con un promedio de aproximadamente 83 t. Aunque estos impactos fueron incluidos en el análisis, fueron insignificantes comparados con aquéllos de las pesquerías de palangre y de magnitudes demasiado pequeños para aparecer en la Figura 5.6.

5.3. Comparaciones con fuentes externas de datos

No se realizaron en la presente evaluación comparaciones con datos externos.

5.4. Diagnósticos

5.4.1. Análisis de residuales

El modelo fue ajustado a índices de abundancia estandarizados (Sección 3.3) de las pesquerías de palangre F1, F2 y F3 durante 1975-2009. Las estimaciones de la evaluación de estos índices se ajustó a las observaciones tan sólo moderadamente bien, y el ajuste predicho a las tasas de captura no estandarizadas (número de peces por viaje) de la pesquería recreacional fue muy pobre (Figura 5.7). Las tasas de captura de la pesquería recreacional no fueron incluidas entre aquéllas usadas para resolver el modelo de evaluación, ya que no se dispone de los datos detallados necesarios para desarrollar un índice de abundancia estandarizado.

En la Figura 5.8 se presentan gráficos de residuales de Pearson correspondientes a las estimaciones de la evaluación de los datos de mediciones de tamaño. La evaluación subestima las proporciones de peces grandes en la pesquería F1 en 1975; a fines de los años 70; en 1988-1989; y de nuevo en 2000-2003. Se observaron subestimaciones en F2 en 1999, y en F3 en 1976. La evaluación subestimó también las proporciones de peces grandes en F6 a principios de los años 90, y periódicamente posteriormente. Se notó que las subestimaciones a fines de los 1980 y principios de los 2000 siguen con un retraso de unos 2-3 años los períodos de biomassas altas de la población reproductora y la total.

5.4.2. Análisis retrospectivo

No se realizaron análisis retrospectivos con esta evaluación.

5.5. Análisis de sensibilidad

El objetivo de ajustar el modelo de dinámica de población mediante el método de verosimilitud máxima fue determinar el conjunto de estimaciones de parámetro que mejor armonicen los datos observados (por ejemplo, captura, tasas de captura, y frecuencia de tamaño) y la biología (por ejemplo, de estudios de crecimiento, reproducción, talla y peso).

Debido a errores de muestreo y de proceso, hubo incertidumbre en los resultados de la evaluación, que puede ser difícil de cuantificar. En la primera instancia, los datos de muestreo no pueden representar perfectamente los parámetros de la población de marlín rayado en el Océano Pacífico nororiental, o más generalmente aquéllos de cualquier población. En la segunda instancia, la estructura del modelo usado para la evaluación constituyó solamente una aproximación a la dinámica de la población y las pesquerías que las explotan. Estas aproximaciones resultaron en errores de proceso o de especificación errónea del modelo. Los intervalos de confianza de los parámetros estimados que surgen de la solución basada en verosimilitud obtenida para la evaluación fueron estimados bajo el supuesto que el modelo de dinámica de población representa « perfectamente » (o al menos adecuadamente) la dinámica del sistema. Ya que es probable que este supuesto nunca sea satisfecho, las estimaciones de incertidumbre obtenidas de la evaluación subestiman probablemente las incertidumbres « verdaderas ».

Los supuestos y la estructura del modelo de evaluación fueron evaluados mediante un ajuste a modelos con la misma estructura pero que usan valores alternativos de parámetros supuestos fijos, y mediante el un ajuste de modelos que usan valores de parámetros fijos pero con una estructura cambiada.

Lo siguiente resume los aspectos importantes de estos análisis de sensibilidad.

3) Análisis de sensibilidad con valores alternativos de parámetros supuestos:

- a) Mortalidad natural (M) fija en 0,3 y en 0,7;
 - b) Tasa de crecimiento fija (K) en 0,15 y en 0,50;
 - c) Inclinación (h) fija en 0,75;
 - d) Talla máxima fija ($L_2 \rightarrow L_{inf}$) en 255 cm y en 295 cm;
 - e) Selectividad de la pesquería recreacional modelada bajo el supuesto que es igual a aquélla de la pesquería de cerco.
- 4) Análisis de sensibilidad con estructura alternativa del modelo:
- a) Modelo No-A2: Subárea A2 eliminada de la evaluación;
 - b) Modelos que comienzan en 1954: Se supuso que la población se encontraba en un equilibrio sin pesca antes de 1954, el año de la primera captura reportada por las pesquerías de palangre.
 - i) Modelo 1954-1: Inició en 1954 con CPUE por área individual al inicio de la pesca en un área (sin ajuste por cobertura espacial y esfuerzo de pesca crecientes dentro de áreas);
 - ii) Modelo 1954-1 con L_{inf} estimado.
 - iii) Modelo 1954-2: Inició en 1954, pero ajustado a la CPUE de subáreas solamente después de explotar una pesquería por primera vez la extensión espacial del subárea (1962 en A1; 1963 en A2; y 1966 en A3);
 - iv) Modelo 1954-2 con L_{inf} estimado.
 - v) Modelo 1954-3: Inició en 1954, pero ajustado a la serie de CPUE a partir de 1975.

5.6. Resumen de los resultados de la evaluación y los análisis de sensibilidad

Los resultados de la evaluación y de los análisis de sensibilidad fueron comparados productos de modelos citados frecuentemente y parámetros basados en RMS usados frecuentemente para brindar asesoramiento a la ordenación. Las comparaciones son divididas en dos secciones, una con los resultados obtenidos del uso valores alternativos de parámetros fijos, y la otra con el resultado obtenido del uso de estructuras alternativas del modelo.

5.6.1. Valores alternativos de parámetros fijos

En la Tabla 5.2 se presentan los resultados de la evaluación y de los análisis de sensibilidad con valores alternativos de parámetros fijos. El RMS estimado de la evaluación fue 2.600 t. Las estimaciones de los análisis de sensibilidad fueron algo insensibles a cambios en los valores de parámetros y yacieron entre extremos de aproximadamente 2.100 t a 3.000 t. La estimación máxima del RMS, una estimación no razonable de 26,000 t, provino del análisis con $K = 0,15$. La segunda estimación más alta, aproximadamente 4.100 t, provino del modelo con $M = 0,7$. La estimación más baja del RMS, 2.030 t, provino del análisis con $M = 0,3$.

El valor estimado del multiplicador de F (F_{mult} , el valor por el cual se multiplicaría la F media reciente para lograr F_{RMS}) fue algo alto en 13,3. Con una inclinación alta (aquí $h = 1$), la curva de rendimiento es relativamente plana. Por lo tanto, para lograr cambios pequeños de la captura retenida y descartes muertos (extracciones), serían necesarios cambios desproporcionadamente grandes de F . Las extracciones anuales recientes de la población han sido aproximadamente 55% del RMS estimado. Cambiar la naturaleza o magnitud de las pesquerías de formas que cambien la estructura por edad de las extracciones de la población afectaría las estimaciones de F_{mult} . No fue por lo tanto inesperado descubrir que F_{mult} es bastante sensible a cambios en M y K , parámetros que afectan la abundancia de los peces por edad disponibles a las pesquerías. Con $M = 0,3$, F_{mult} fue aproximadamente 1,3, y con $M = 0,7$ fue aproximadamente 26,1. Con $K = 0,5$, F_{mult} fue aproximadamente 1,3, y con $K = 0,15$, F_{mult} tuvo el valor extremo de aproximadamente 59,4. Las estimaciones de F_{mult} obtenidas de los otros los análisis de sensibilidad variaron de

aproximadamente dos a ocho.

En la Figura 5.9 se ilustra la tendencia estimada de la biomasa reproductora de la evaluación, y de análisis de sensibilidad seleccionados que ilustran la naturaleza y alcance de las tendencias de los análisis de sensibilidad. El cociente de biomasa reproductora estimado [SBR(año) = $S(\text{año})/S(0)$] en 2009 fue aproximadamente 0,38. Los extremos del SBR(2009), 0,10 y 1,18, fueron observados en los análisis con $M = 0,3$ y con $K = 0,15$. La estimación del SBR en 2009 a aquélla que se esperaría sostener extracciones al nivel de RMS [$S(2009)/S_{\text{RMS}}$] fue 1,52. Los extremos de las estimaciones de $S(2009)/S_{\text{RMS}}$ de los análisis de sensibilidad fueron 0,7 y 4,37, observados en los análisis con $K = 0,5$ y $K = 0,15$.

El valor del negativo del logaritmo de la verosimilitud (NLL) de dos de los análisis de sensibilidad fue menos que aquél de la evaluación (3.552). El primero fue el análisis con $h = 0,75$, del cual NLL = 3.474, y el segundo aquél en el cual se supuso que la selectividad de la pesquería recreacional es igual a la de la pesquería de cerco, del cual NLL = 3.511.

Con respecto al análisis con $h = 0,75$, ha sido demostrado que las estimaciones de inclinación son problemáticas (Sección 4.1.3), con altos niveles de incertidumbre y estimaciones frecuentes iguales a uno, aun cuando la inclinación real fue menos que uno. Una dificultad es que autocorrelación en los reclutamientos causa sesgo en la estimación de la inclinación. Se realizó un solo análisis (no presentado) con el modelo de evaluación en el que se estimó la inclinación. El valor estimado estuvo entre 0,75, el valor usado en el análisis de sensibilidad, y 1,0, el valor usado en la evaluación. Teniendo presente que no hubo indicación de que el reclutamiento estuviese relacionado con la biomasa reproductora (Sección 5.2.2), y reconociendo las dificultades de obtener una estimación insesgada de la inclinación, el modelo $h = 0,75$ no fue seleccionado para la evaluación.

Con respecto al análisis en el cual se supuso que la selectividad de la pesquería recreacional fue igual a aquélla de la pesquería de cerco, no se dispuso para usar en la evaluación datos detallados de la frecuencia de tamaño de las capturas de la pesquería recreacional. Las síntesis disponibles de los datos de frecuencia de tamaño de la pesquería recreacional, y los comentarios de otros investigadores (Sección 3.4), sugieren que los tamaños de los peces capturados en la pesquería recreacional fueron similares a aquellos capturados en las pesquerías de palangre, pero no se dispuso de las mediciones individuales de peces en la pesquería recreacional. En ausencia de las mismas, y considerando los comentarios y las síntesis, no se seleccionó para la evaluación el modelo que supone una selectividad igual a aquélla de la pesquería de cerco.

5.6.2. Estructuras alternativas del modelo

Una revisión de los resultados obtenidos de modelos con estructuras alternativas podría arrojar información útil para el análisis general de condición y tendencias. Ya que ninguno de estos modelos alternativos, ni el modelo de evaluación, fueron subconjuntos de otros con parámetros equivalentes por estimar, los valores del negativo del logaritmo de la verosimilitud no fueron adecuados como criterios para la selección de cualquiera de estos modelos (Burnham y Anderson 1998). Se investigaron modelos con dos enfoques a la reestructuración. En el primero se cambió el período de tiempo del modelo, y en el segundo se supuso una distribución espacial alternativa de la población de marlín rayado en el Océano Pacífico nororiental. En la Tabla 5.3 se presentan los resultados de la evaluación y de los análisis de sensibilidad con estas estructuras alternativas.

Los modelos que comienzan en 1954, el primer año de la explotación de la población, son alternativas estructurales obvias al modelo de evaluación, que comenzó en 1975. Las tendencias de la CPUE de las pesquerías de palangre durante 1954-2009 (Figura 5.10) señalan un período temprano de tasas de captura crecientes; un período de tasas altas estables desde mediados de los 1960 a principios de los 1970, y un período subsiguiente de tasas bajas estables. En la Figura 5.11 se ilustran, por pesquería, estas tendencias

y los valores estimados (ajustados) de la evaluación y de las ejecuciones de los modelos⁸ 1954-1, 1954-2, y 1954-3.

Las estimaciones de RMS de los modelos que comenzaron en 1954 variaron de aproximadamente 1.800 t a 5.900 t. Esta distribución incluyó la estimación de 2.600 t de la evaluación y fue comparable a la gama de 2.000 t a 4.100 t de estimaciones razonables obtenidas de los análisis de sensibilidad basados en valores alternativos de parámetros fijos. Los niveles recientes de captura retenida y descartes muertos, aproximadamente 1.350 t, están por debajo de las estimaciones de RMS de estos modelos, aunque las estimaciones de biomasa reproductora de 1954-1 y 1954-2 fueron ligeramente menores que aquéllas que se esperaría producirían extracciones sostenidas al nivel de RMS. En la Figura 5.12 se ilustra la tendencia del SBR de la evaluación y de los modelos que comienzan en 1954 en los que $L_{inf} = 275$ cm, como en la evaluación.

De los tres modelos (1954-1, 1954-2, y 1954-3), el modelo 1954-2, en el cual el índice de CPUE de una pesquería fue incluido solamente después que la pesquería explotaba la extensión espacial entera del subárea, logró el mejor ajuste general a los datos, seguido por los modelos 1954-3 y 1954-1, en ese orden.

Los modelos que excluyen alguna porción de la distribución espacial de la población, o que usan otra estructura de subáreas, también producen alternativas estructurales obvias al modelo de evaluación. La más fácil de ejecutar fue la eliminación de pesquerías y datos de una de las subáreas en la evaluación, por lo que se realizó un solo análisis que usa este método, Modelo A2x, mediante la exclusión de la pesquería F2 y los datos del subárea A2.

La captura retenida y descartes muertos en 2009 del modelo A2x fueron aproximadamente 1.342 t, solamente 15 t menos que aquéllos en la evaluación, y aproximadamente 400 t menos que el nivel de captura de RMS obtenido del modelo A2x. Las capturas del subárea A2 vienen disminuyendo (Tabla 3.1). La extracción anual media durante el quinquenio más reciente fue aproximadamente 88 t, y desde 2007 aproximadamente 15 t. Desde 1997 la captura anual y descartes muertos han sido menores que el RMS estimado del modelo A2x, 1.750 t. La estimación de la proporción de la biomasa reproductora en 2009 a la que se espera sostendría extracciones al nivel de RMS [$S(2009)/S_{RMS}$] fue 0,95, y la proporción de captura observada en 2009 a la captura esperada en RMS fue 0,77.

5.7. Comparación con evaluaciones previas

Hinton (2009) presentó una síntesis de las evaluaciones previas de la población y los análisis de estructura de la población, y una discusión de la distribución del esfuerzo de pesca en el Océano Pacífico nororiental desde los años 1960 hasta la actualidad. Señaló que “no existen indicaciones de un aumento del esfuerzo de pesca o capturas de marlín rayado en el OPO. Durante el período de 1965 a 2001, aproximadamente el 75% del esfuerzo de pesca de palangre total ocurrió al norte de 10°S. Desde entonces sólo un 65% ha ocurrido al norte de 10°S. Una cantidad desproporcionada de la disminución total del esfuerzo de pesca ha ocurrido en las porciones principales de la distribución de la población.” Esta tendencia ha continuado, y no se espera que haya incrementos en el esfuerzo de pesca dirigido o la captura en los próximos pocos años.

Esta fue la primera evaluación de la población de marlín rayado en el Océano Pacífico nororiental realizada con *Stock Synthesis*. Los resultados de la misma fueron consistentes con las tres evaluaciones previas más recientes del marlín rayado en el OPO (Hinton y Bayliff 2002; Hinton y Maunder 2004; Hinton 2009), que en general concluyeron que los niveles de biomasa de la población están en, o por encima de, los niveles que se espera produzcan capturas en niveles de RMS y que, con una disminución continua del esfuerzo de pesca observado, son de esperar incrementos de la biomasa de la población.

⁸ Se notó una sensibilidad a los datos de extracciones: no fue posible armonizar los parámetros de datos y biológicos en los modelos que comienzan en 1954 cuando las extracciones por la pesquería recreacional no fueron incluidas, o tuvieron valores muy bajos.

6. CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN

La Convención de Antigua⁹ tiene como objetivo « ... asegurar la conservación y el uso sostenible a largo plazo de las poblaciones de peces abarcadas por [la] Convención, de conformidad con las normas pertinentes del derecho internacional », y encarga a los miembros « ... determinar si, de acuerdo con la mejor información científica disponible, una población de peces ... está plenamente explotada o sobre explotada y, sobre esta base, si un incremento en la capacidad de pesca y/o el nivel de esfuerzo de pesca pondría en peligro la conservación de esa población. »

Los miembros de la Convención no han establecido puntos de referencia específicos biológicos o de ordenación, por lo que la condición de la población del marlín rayado en el Océano Pacífico nororiental ha sido, al igual que en el pasado, presentada en términos de parámetros comúnmente citados basados en RMS. Se hicieron estas estimaciones usando las tasas medias de mortalidad por pesca de tres años (2007-2009) de cada una de las pesquerías, y por lo tanto representan las condiciones y prácticas actuales de operación en las mismas.

Los resultados de la evaluación indicaron que no está ocurriendo sobrepesca de la población de marlín rayado en el Océano Pacífico nororiental y que la población no se encuentra sobreexplicada. Las extracciones totales de la población, la captura retenida y los descartes muertos, disminuyeron de forma constante de aproximadamente 3.300 t en 1997 a aproximadamente 930 t en 2004, y desde entonces la extracción media anual ha sido aproximadamente 1.350 t. Las siguientes estimaciones de la evaluación indicaron que no estaba ocurriendo sobrepesca: $C(2009)/RMS = 0,52$, y $F_{mult} = 13,3$. La biomasa de la población ha aumentado constantemente de una mínima de aproximadamente 2.600 t en 2003 a aproximadamente 5.100 en 2009, y durante el mismo período, el SBR ha aumentado de forma constante de aproximadamente 0,78 a 1,52.

En la Figura 6.1 se ilustran las tendencias de la biomasa total de la población relativa a la biomasa de la población en RMS y la biomasa de la población reproductora relativa a la biomasa de la población reproductora en RMS.

Se espera que, si las extracciones siguen en los niveles observados recientemente, la biomasa de la población de marlín rayado en el Océano Pacífico nororiental siga creciendo en un futuro cercano.

7. EFECTOS SIMULADOS DE RESOLUCIONES DE CONSERVACIÓN Y OPERACIONES DE PESCA FUTURAS

No se realizaron simulaciones para examinar los efectos de operaciones de pesca futuras.

8. DIRECCIONES FUTURAS

8.1. Recolección de información nueva y actualizada

El personal de la CIAT continúa la recolección y compilación de datos nuevos y actualizados de captura, esfuerzo, y composición por tamaño de las pesquerías que explotan el marlín rayado en el OPO. Estos datos serán incorporados en evaluaciones futuras o los análisis de sensibilidad de esta población. Durante la preparación de la presente evaluación se tomó nota de varios tipos de datos que podrían mejorar la exactitud y precisión de los resultados, reduciendo así el riesgo asociado a las decisiones de ordenación o conservación que podrían resultar. Entre éstos figuran los siguientes:

Extracciones: Las estimaciones de las extracciones totales de una población pueden ser problemáticas, particularmente si en el momento en que ocurren no existen programas para censar o desarrollar explícitamente estimaciones de captura retenida y descartes muertos. Se procurará obtener antes de la próxima evaluación estimaciones o datos de extracciones no incluidos en la presente, entre ellos:

⁹ http://www.iattc.org/PDFFiles2/Convencion_de_Antigua_Jun_2003.pdf

Pesquerías de palangre: Estimaciones de extracciones/descartes muertos de todos los años.

Pesquerías recreacionales: Estimaciones de extracciones antes de 1990.

Pesquerías de cerco: Estimaciones de extracciones antes de 1991.

Frecuencia de tamaño: No todos los peces son iguales en el análisis de condición y tendencias de una población. Las pesquerías utilizan artes específicas en zonas específicas y durante períodos específicos. Con un conjunto dado de específicos, solamente aquella porción de la población presente (por ejemplo, joven o grande) padecerá el impacto de una pesquería. La información proporcionada por las mediciones de tamaño o edad sirven para asignar las extracciones de biomasa a aquellas porciones de la población que fueron impactadas, y son críticas para mejorar la evaluación, por lo tanto:

Pesquerías recreacionales: Antes de la próxima evaluación, se buscará acceso a datos existentes de mediciones de marlín rayado.

Índices de abundancia: La distribución espacial de las pesquerías de palangre de Japón viene disminuyendo en el Océano Pacífico nororiental, llevando a una reducción general de la cobertura de muestreo de la distribución espacial de la población y en el esfuerzo de pesca que se ejerce en la misma. Las dificultades (Sección 5.1) que surgen en las evaluaciones de poblaciones como resultado de este tipo de cambio serían empeoradas en esta instancia, ya que, a falta de otros datos, los índices de abundancia de la evaluación se han basado en las pesquerías de palangre.

Antes de la próxima evaluación, se harán esfuerzos por identificar índices de abundancia alternativos.

8.2. Refinamientos del modelo y métodos de evaluación

El personal de la CIAT seguirá desarrollando la evaluación del marlín rayado. Gran parte de los avances dependerán de cómo se modifica en el futuro el programa *Stock Synthesis*. La capacidad de realizar lo siguiente sería deseable:

3. Determinar ponderaciones apropiadas entre los conjuntos de datos;
4. Incluir datos de marcado convencional y satelital.

El personal colabora en investigaciones de estructura de poblaciones que integran datos y procesos oceanográficos con datos de la pesca y estudios genéticos, las que posiblemente conduzcan a una reestructuración del modelo de evaluación.

REFERENCES – REFERENCIAS

- Anonymous. 2010. Tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean in 2009. Inter-American Tropical Tuna Commission, Fishery Status Report 8: 163 p. <http://iattc.org/PDFFiles2/FisheryStatusReports/FisheryStatusReport8ENG.pdf>.
- Beverton, R. J. H., and S. J. Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. Fishery Investigations, Ministry of Agriculture and Fisheries, London, Series II, Vol. XIX: 533 p.
- Burnham, K. P., and D. R.. Anderson. 1998. Model Selection and Inference : A Practical Information-Theoretic Approach. Springer-Verlag, New York. 353 p.
- Conn, P. B., E. H. Williams, and K. W. Shertzer. 2010. When can we reliably estimate the productivity of fish stocks? Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 67 (3): 511-523
- Domeier, M. L., H. Dewar, and N. Nasby-Lucas. 2003. Mortality rate of striped marlin (*Tetrapturus audax*) caught with recreational tackle. Marine and Freshwater Research, 54 (4): 435-445.
- Domeier, M. L. 2006. An analysis of Pacific striped marlin (*Tetrapturus audax*) horizontal movement patterns using pop-up satellite archival tags. Bulletin of Marine Science 79(3): 811-825.
- Eldridge, M. B. and P. G. Wares. 1972. Some biological observations of billfishes taken in the eastern Pacific Ocean, 1967-1970. In: Shomura, R.S., and F. Williams (ed). International Billfish Symposium, Kailua-Kona, Hawaii (USA), National Oceanic and Atmospheric Administration, Technical Report NMFS/SSRF-675: 89-101. c1974.
- Fleischer, L. A., A. K. Traulsen, and P. A. Ulloa Ramírez. 2009. Mexican progress report on the marlin and the swordfish fishery. International Scientific Committee for Tuna and Tuna-like Species in the North Pacific Ocean, Billfish Working Group, Working Paper, ISC/09/BILLWG-1/14: 46 p.
- Francis, R. I. C. 1992. Use of risk analysis to assess fishery management strategies - a case study using orange roughy (*Hoplostethus atlanticus*) on the Chatham Rise, New Zealand. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 49(5): 922-930.
- Gonzalez-Armas, R., A. Klett-Traulsen, and A. Hernandez-Herrera. 2006. Evidence of billfish reproduction in the southern Gulf of California, Mexico. Bulletin of Marine Science. 79(3): 705-717.
- Hinton, M. G. 2009. Assessment of striped marlin in the eastern Pacific Ocean in 2008 and outlook for the future. Inter-American Tropical Tuna Commission, Stock Assessment Report 10: 229-252. <http://iattc.org/PDFFiles2/SAR-10d-MLS-ENG.pdf>.
- Hinton, M. G., and W. H. Bayliff. 2002. Status of striped marlin in the eastern Pacific Ocean in 2001 and outlook for 2002. Inter-American Tropical Tuna Commission, Stock Assessment Report 3: 328-364.
- Hinton, M. G., and M. N. Maunder. 2004. Status of striped marlin in the eastern Pacific Ocean in 2002 and outlook for 2003-2004. Inter-American Tropical Tuna Commission, Stock Assessment Report 4: 287-310.
- Joseph, J., W. L. Klawe, and C. J. Orange. 1972. A review of the longline fishery for billfishes in the eastern Pacific Ocean. In: Shomura, R.S., and F. Williams (ed). International Billfish Symposium, Kailua-Kona, Hawaii (USA), National Oceanic and Atmospheric Administration, Technical Report NMFS/SSRF-675: 309-331. c1974.
- Kopf, R. K., P. S. Davie, and J. C. Holdsworth. 2005. Trends and population characteristics of striped marlin, *Tetrapturus audax*, caught in the New Zealand recreational fishery. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, 39: 1145-1156.
- Kume, S. 1973. Catch variation of the sailfish caught by the longline fishery in the eastern Pacific Ocean, 1963-1970. Bulletin of the Far Seas Fisheries Research Laboratory (Shimizu, Japan) 8: 25-33.
- Kume, S. and J. Joseph. 1969. Size composition and sexual maturity of billfish caught by the Japanese longline fishery in the Pacific Ocean east of 130 W. Far Seas Fisheries Research Laboratory (Shimizu, Japan), Bulletin 2: 115-162.

- Melo-Barrera, F. N., R. Felix-Uraga, and C. Quinonez-Velazquez. 2003. Growth and length-weight relationship of the striped marlin, *Tetrapturus audax* (Pisces : Istiophoridae), in Cabo San Lucas, Baja California Sur, México. Ciencias Marinas 29(3): 305-313.
- Methot, R. D., Jr. 2009. Stock assessment: Operational models in support of fisheries management. In: Beamish, R. J., and B. J. Rothschild (Eds.). The Future of Fisheries Science in North America. Springer Science, Fish and Fisheries Series, 31: 137-165.
- Okamoto, H., and W. H. Bayliff. 2003. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1993-1997. Inter-American Tropical Tuna Commission, Bulletin 22 (4): 219-431.
- Ponce Diaz, G., S. Ortega Garcia, and P. G. Gonzalez Ramirez. 1991. Analysis of sizes and length-weight relation of the striped marlin, *Tetrapterus audax* (Philippi, 1887) in Baja California Sur, Mexico. Ciencias Marinas 17(4): 69-82.
- Purcell, C. M. 2009. Genetic analysis of population structure in striped marlin, *Tetrapturus audax*, in the Pacific Ocean. Biology. Los Angeles, California, USA, University of Southern California. Ph.D.: 273.
- Suda, A., and M. B. Schaefer . 1965. General review of the Japanese tuna long-line fishery in the eastern tropical Pacific Ocean 1956-1962. Bulletin of the Inter-American Tropical Tuna Commission 6(9): 306-462.
- Uchiyama, J. H. and T. K. Kazama. 2003. Updated weight-on-length relationships for pelagic fishes caught in the central North Pacific Ocean and bottomfishes from the northwestern Hawaiian Islands. National Oceanic and Atmospheric Administration, Pacific Islands Fisheries Science Center Administrative Report H-03-01: 34, Appendix.
- Wares, P.G., and G. T. Sakagawa. 1972. Some morphometrics of billfishes from the eastern Pacific Ocean. In: Shomura, R.S., and F. Williams (ed). International Billfish Symposium, Kailua-Kona, Hawaii (USA), National Oceanic and Atmospheric Administration, Technical Report NMFS/SSRF-675: 107-125. c1974.

ADDITIONAL SENSITIVITY ANALYSES IN THE STOCK ASSESSMENT OF BIGEYE TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN, MAY 2010

Alexandre Aires-da-Silva and Mark N. Maunder

INDEX

| | |
|---|-----|
| Appendix 1: Sensitivity to using a SAR10 (latest assessment) base case model configuration..... | 221 |
| Appendix 2: Sensitivity to the weighting of the southern longline CPUE..... | 225 |
| Appendix 3: Sensitivity to using a Richards growth curve | 227 |
| Appendix 4: Sensitivity to new fishery definitions and time blocks of catchability and selectivity for the longline fisheries..... | 230 |
| Appendix 5: Sensitivity to including early historic catch for bigeye..... | 233 |
| Appendix 6: Sensitivity to weighting of the longline size-composition data..... | 235 |

TABLE 1. Summary description of models presented in the sensitivity analyses.

| Appendix | Model | Growth | | | | |
|----------|---|-----------------|----------|-------|-------------|--------------------|
| | | LL-S CPUE CV | Curve | Lsd | LL areas | Time Blocks (2) |
| 1 | SAC1 BC | 0.15 | Richards | est | 4 | N, C, S, I |
| | SARM10-2009 | est | VB | fixed | 2 | no |
| | SARM10-2010 | est | VB | fixed | 2 | no |
| 1 | SAC1 BC | 0.15 | Rich | est | 4 | N, C, S, I |
| | SARM10-2010 | est | VB | fixed | 2 | no |
| | SAR10-2010, LL-CPUEcv=0.15 | 0.15 | VB | fixed | 2 | no |
| 2 | SAC1 BC | 0.15 | Rich | est | 4 | N, C, S, I |
| | SARM10-2010 | est | VB | fixed | 2 | no |
| | SARM10-2010, Rich, Lsd fixed | est | Rich | fixed | 2 | no |
| | SARM10-2010, Rich, Lsd est | est | Rich | est | 2 | no |
| | SARM10-2010, Rich, Lsd est, LL-S CVfix) | 0.15 | Rich | est | 2 | no |
| 4 | SAC1 BC | 0.15 | Rich | est | 4 | N, C, S, I |
| | SARM10-2010 | est | VB | fixed | 2 | no |
| | SAC1-no time blocks | 0.15 | Rich | est | 4 | no |
| | SAC1-time blocks S | 0.15 | Rich | est | 4 | S |
| | SAC1-time blocks S&C | 0.15 | Rich | est | 4 | C, S |
| 5 | SAC1 BC | 0.15 | Rich | est | 4 | N, C, S, I |
| | Early Catch | 0.15 | Rich | est | 4 | N, C, S, I |
| 6 | SAC1 BC | 0.15 | Rich | est | 4 | N, C, S, I |
| | LL-LF_lambda10_L2fix | 0.15 | Rich | est | 4 | N, C, S, I |
| | LL-LF_lambda10_L2fix | 0.15 | Rich | est | 4 | N, C, S, I |

APPENDIX 1: SENSITIVITY TO USING A SAR10 (LATEST ASSESSMENT) BASE CASE MODEL CONFIGURATION

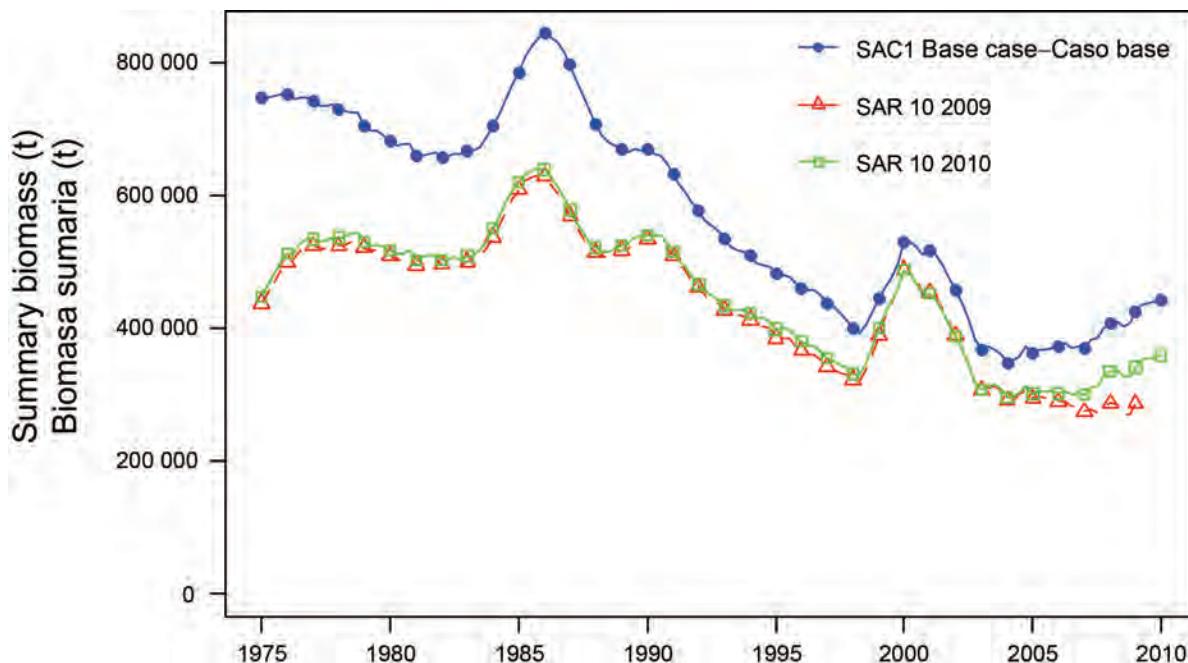


FIGURE 1.1. Comparison of estimates of the biomass of bigeye tuna 3+ quarters old (summary biomass) from the base case model of the current assessment (SAC1), the latest assessment (SAR10–2009; Aires-da-Silva and Maunder 2010), and an updated SAR10 model (SAR10-2010). t = metric tons.

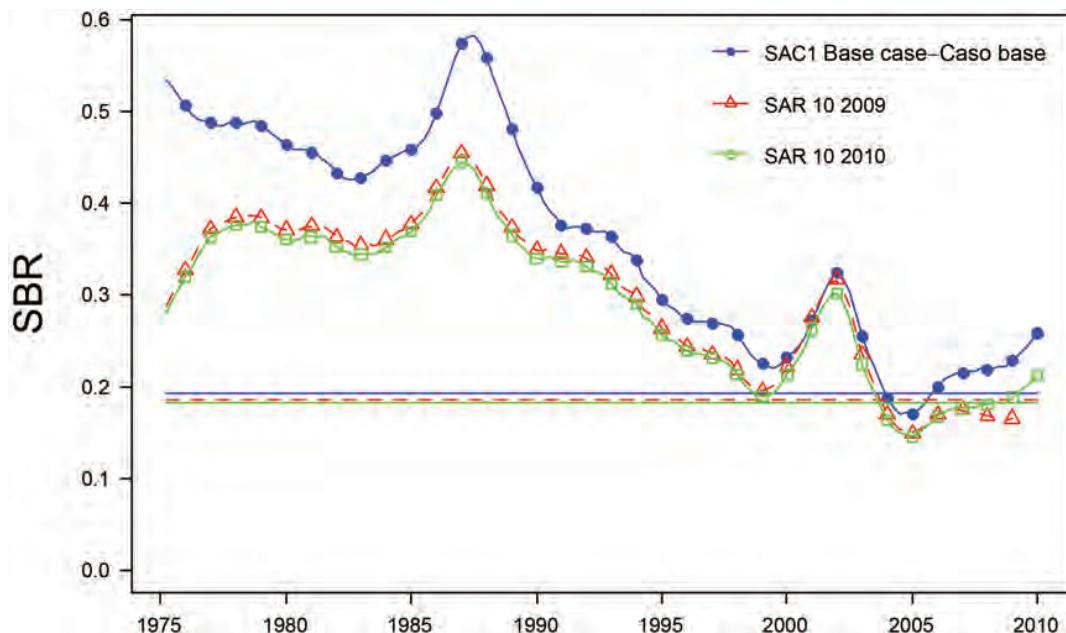


FIGURE 1.2. Comparison of estimated spawning biomass ratios (SBRs) for bigeye tuna in the EPO from the base case model of the current assessment (SAC1), the latest assessment (SAR10–2009; Aires-da-Silva and Maunder 2010), and an updated SAR10 model (SAR10-2010). The horizontal lines indicate the SBR at MSY.

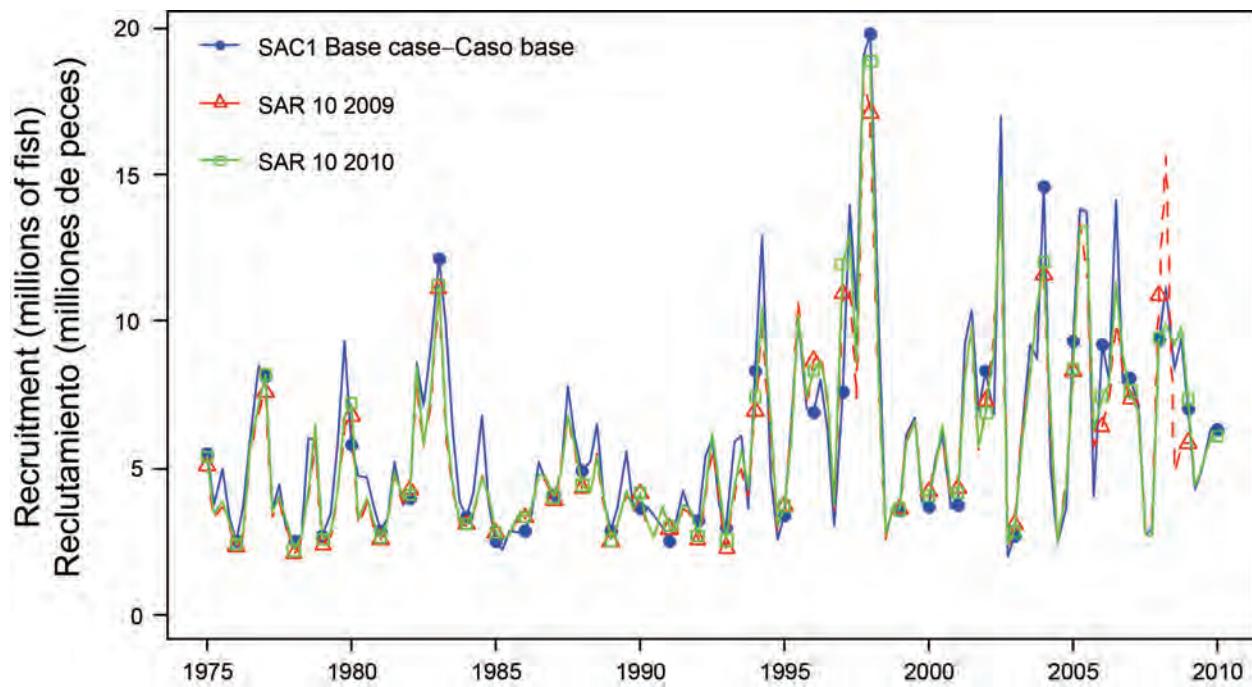


FIGURE 1.3a. Comparison of estimated recruitment of bigeye tuna in the EPO from the base case model of the current assessment (SAC1), the latest assessment (SAR10–2009, Aires-da-Silva and Maunder 2010), and an updated SAR10 model (SAR10-2010).

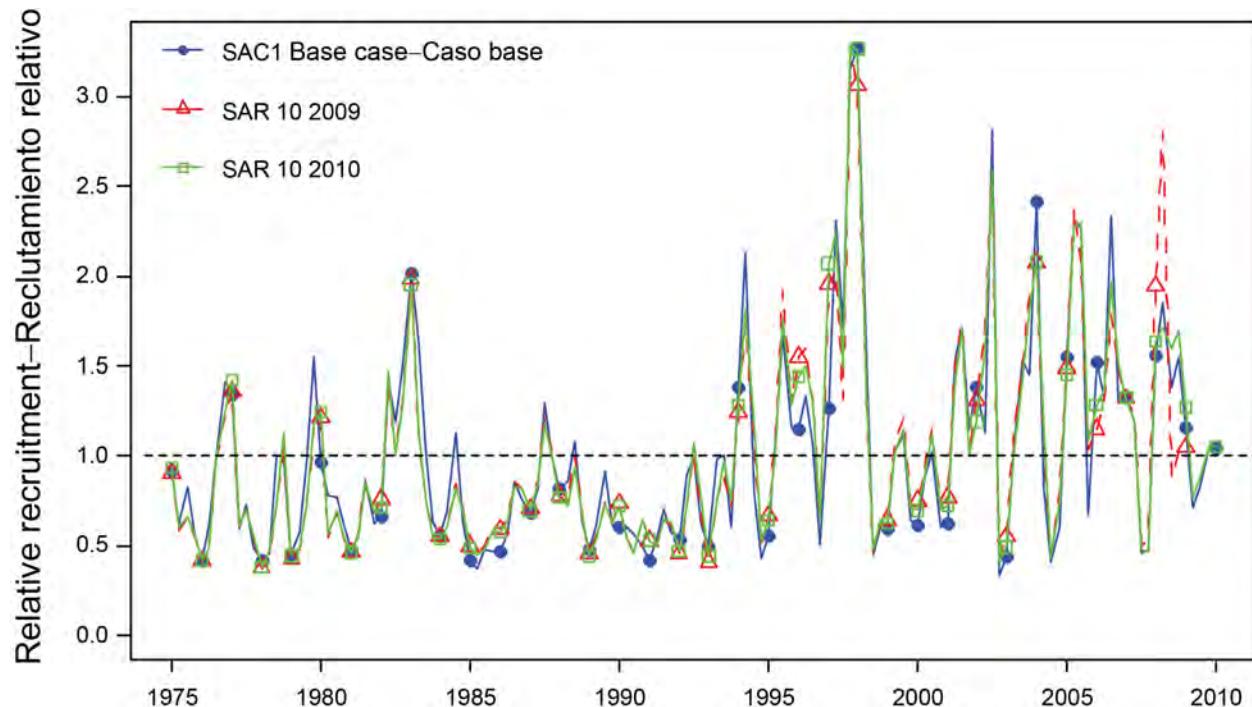


FIGURE 1.3b. Comparison of estimated relative recruitment of bigeye tuna in the EPO from the base case model of the current assessment (SAC1), the latest assessment (SAR10–2009, Aires-da-Silva and Maunder 2010), and an updated SAR10 model (SAR10 - 2010). The horizontal lines indicate the SBR at MSY. The estimates are scaled so that the average recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line).

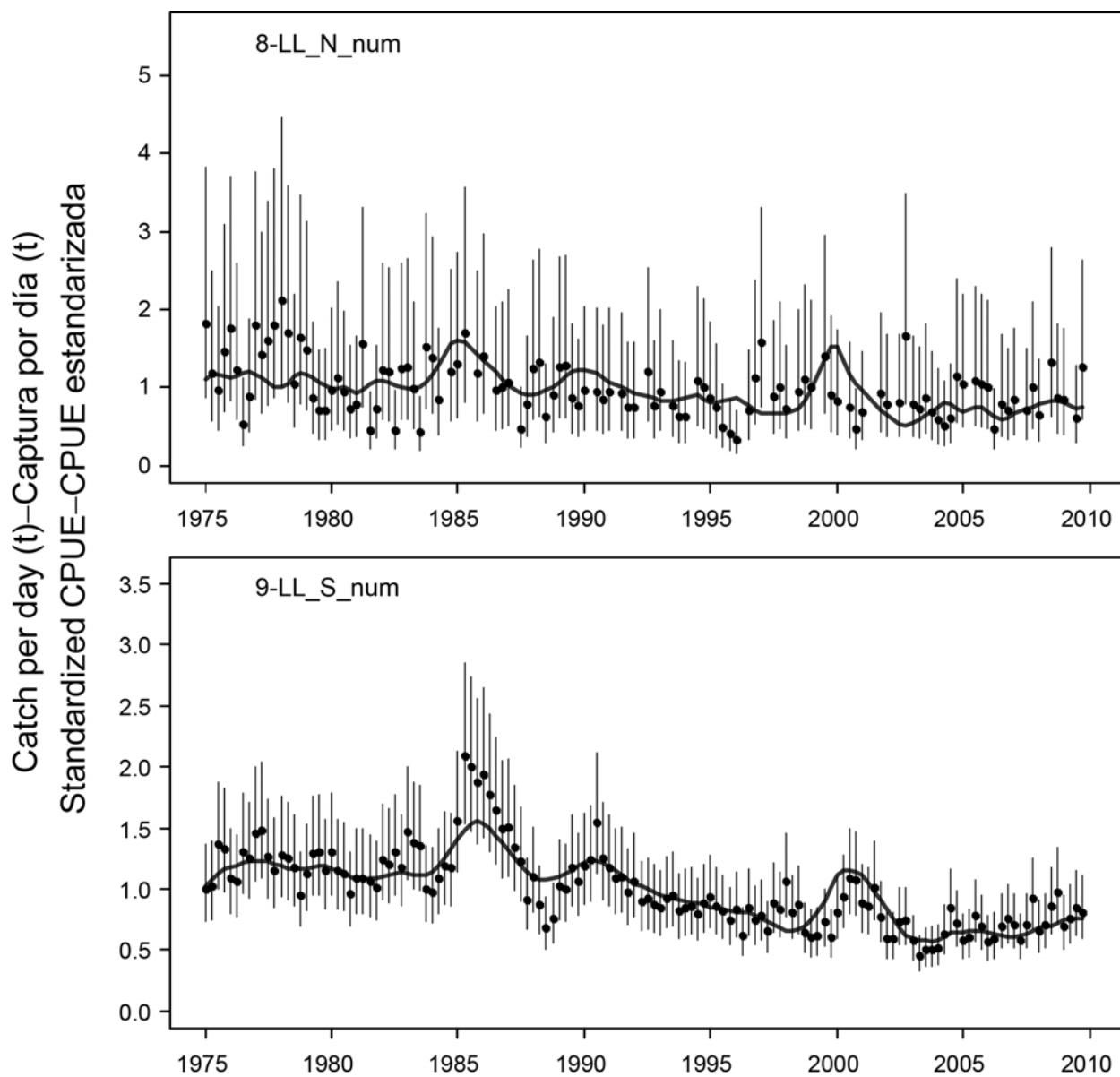


FIGURE 1.4. Model fit to the CPUE data from different longline fisheries derived from an updated SAR10 configuration model (SAR10-2010). The CPUEs for longline Fisheries 8-9 are standardized CPUE. The vertical lines represent the estimated confidence intervals (± 2 standard deviations) around the CPUE values.

TABLE 1.1. Estimates of the MSY and its associated quantities for bigeye tuna for the base case assessment and the sensitivity analyses using an updated SAR10 (Aires-da-Silva and Maunder 2010) configuration model.

| | SAC1 | SAR10-2009 | 3-year <i>F</i> average | | |
|---|---------|------------|-------------------------|-----------|-----------|
| | | | 2007-2009 | 2006-2008 | 2005-2007 |
| MSY-RMS | 90,538 | 83,615 | 87,959 | 89,076 | 87,010 |
| $B_{\text{MSY}} - B_{\text{RMS}}$ | 332,331 | 289,475 | 298,578 | 301,717 | 308,928 |
| $S_{\text{MSY}} - S_{\text{RMS}}$ | 73,690 | 60,631 | 61,947 | 62,381 | 64,986 |
| $B_{\text{MSY}}/B_0 - B_{\text{RMS}}/B_0$ | 0.25 | 0.25 | 0.24 | 0.25 | 0.25 |
| $S_{\text{MSY}}/S_0 - S_{\text{RMS}}/S_0$ | 0.19 | 0.19 | 0.18 | 0.18 | 0.19 |
| $C_{\text{recent}}/\text{MSY} - C_{\text{re-}}\text{cent/RMS}$ | 1.17 | 1.19 | 1.18 | 1.17 | 1.2 |
| $B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} - B_{\text{recent}}/B_{\text{RMS}}$ | 1.33 | 0.99 | 1.2 | 1.19 | 1.16 |
| $S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} - S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$ | 1.33 | 0.89 | 1.16 | 1.15 | 1.11 |
| <i>F</i> multiplier- | | | | | |
| Multiplicador de <i>F</i> | 1.13 | 0.81 | 1.04 | 0.93 | 0.86 |

APPENDIX 2: SENSITIVITY TO THE WEIGHTING OF THE SOUTHERN LONGLINE CPUE

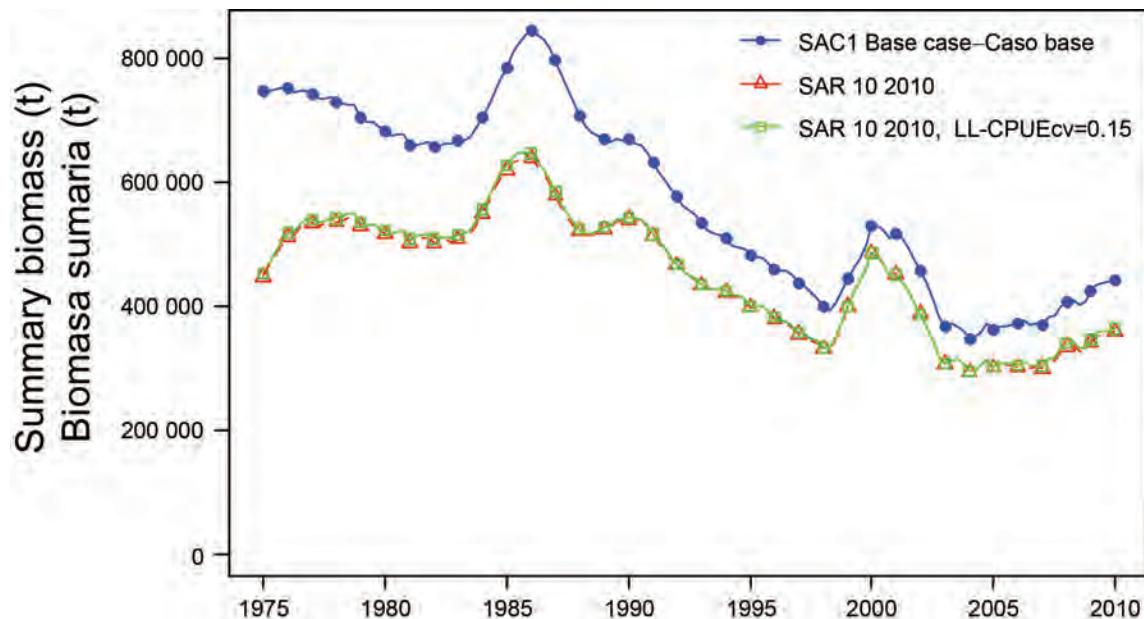


FIGURE 2.1. Comparison of estimates of the biomass of bigeye tuna 3+ quarters old (summary biomass) from the base case model of the current assessment (SAC1), an updated SAR10 (latest assessment by Aires-da-Silva and Maunder 2010) configuration model (SAR10-2010), and an updated SAR10 model with the coefficients of variation (CV) for the southern longline fishery fixed at 0.15 (SAR10–2010, LL-CPUEcv=0.15). t = metric tons.

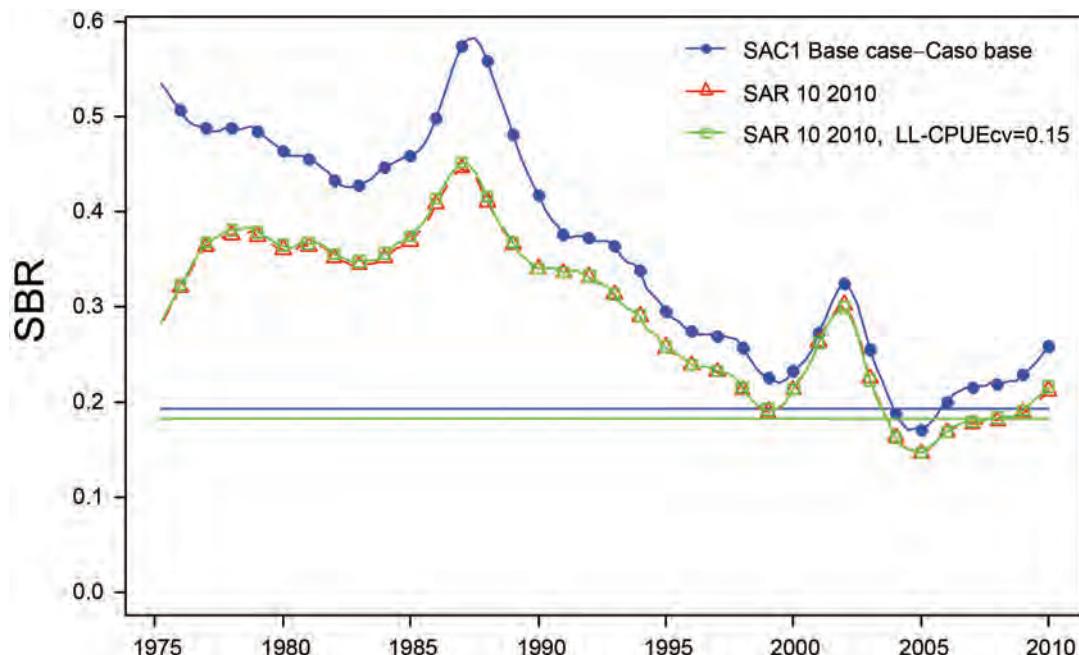


FIGURE 2.2. Comparison of estimated spawning biomass ratios (SBRs) for bigeye tuna in the EPO from the base case model of the current assessment (SAC1), an updated SAR10 (latest assessment by Aires-da-Silva and Maunder 2010) configuration model (SAR10-2010), and an updated SAR10 model with the coefficients of variation (CV) for the southern longline fishery fixed at 0.15 (SAR10–2010, LL-CPUEcv=0.15). t = metric tons. The horizontal lines indicate the SBR at MSY.

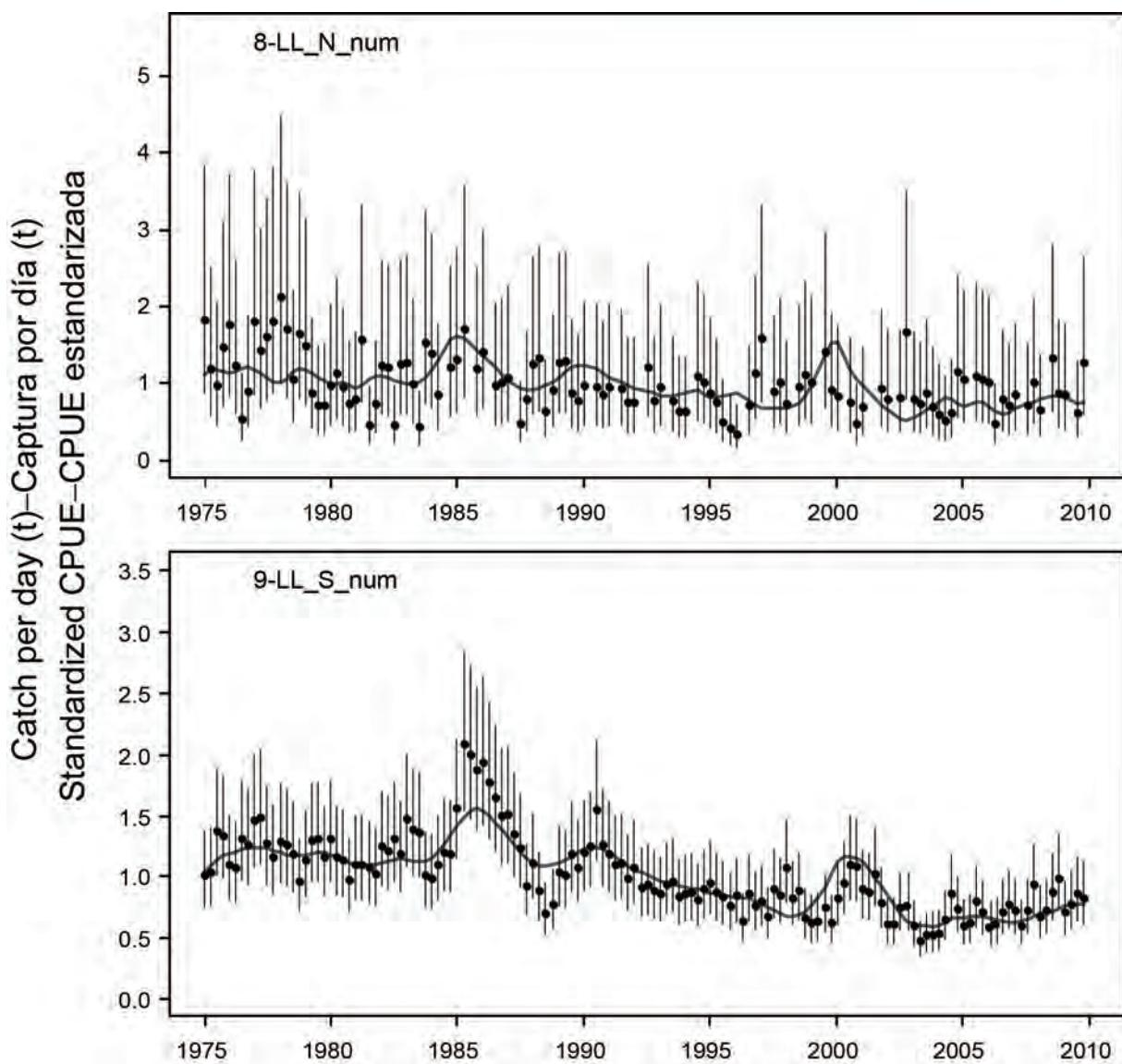


FIGURE 2.3. Model fit to the CPUE data from different longline fisheries derived from an updated SAR10 configuration model with the coefficients of variation (CV) of the southern longline fishery fixed at 0.15 (SAR10–2010, LL-CPUEcv=0.15). The CPUEs for longline Fisheries 8-9 are standardized CPUE. The vertical lines represent the estimated confidence intervals (± 2 standard deviations) around the CPUE values.

Appendix 3: SENSITIVITY TO USING A RICHARDS GROWTH CURVE

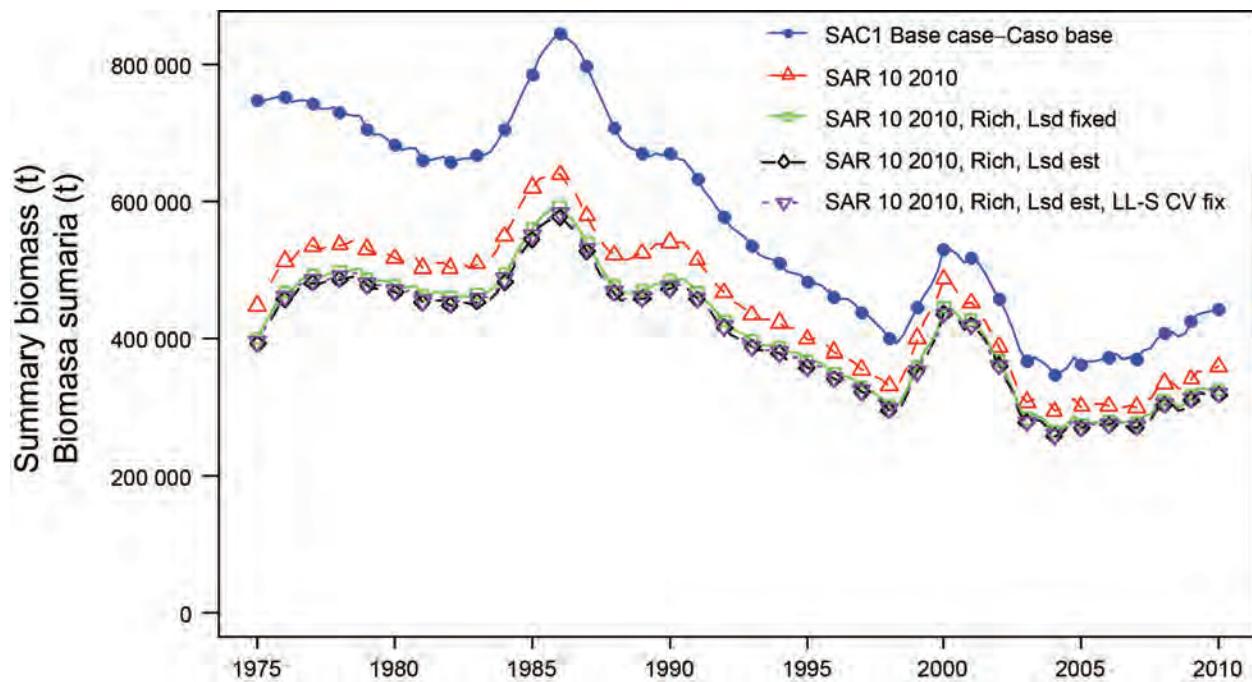


FIGURE 3.1. Comparison of estimates of the biomass of bigeye tuna 3+ quarters old (summary biomass) from the base case model of the current assessment (SAC1), an updated SAR10 (latest assessment by Aires-da-Silva and Maunder 2010) configuration model (SAR10-2010), and an updated SAR10 model with the following growth specifications: Richards growth curve with the parameters that define the variability of the length at age (Lsd) fixed (SARM10-2010, Rich, Lsd fixed); Richards growth curve with Lsd estimated (SARM10-2010, Rich, Lsd est); and Richards growth curve with Lsd estimated, and the coefficients of variation (CV) of the southern longline fishery fixed at 0.15 (SARM10-2010, Rich, Lsd est, LL-S CVfix). t = metric tons.

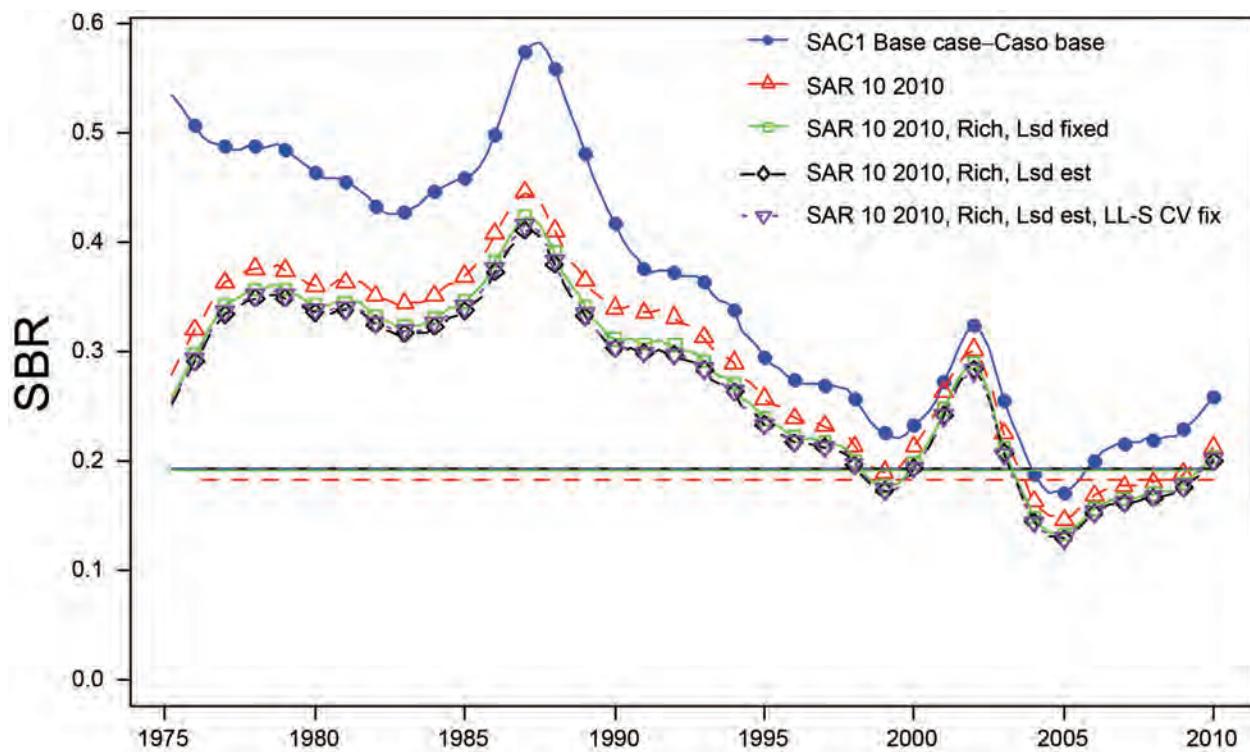


FIGURE 3.2. Comparison of estimated spawning biomass ratios (SBRs) for bigeye tuna in the EPO from the base case model of the current assessment (SAC1), an updated SAR10 (latest assessment by Aires-da-Silva and Maunder 2010) configuration model (SAR10-2010), and an updated SAR10 model with the following growth specifications: Richards growth curve with the parameters that define the variability of the length at age (Lsd) fixed (SARM10-2010, Rich, Lsd fixed); Richards growth curve with Lsd estimated (SARM10-2010, Rich, Lsd est); and Richards growth curve with Lsd estimated, and the coefficients of variation (CV) of the southern longline fishery fixed at 0.15 (SARM10-2010, Rich, Lsd est, LL-S CVfix). The horizontal lines indicate the SBR at MSY.

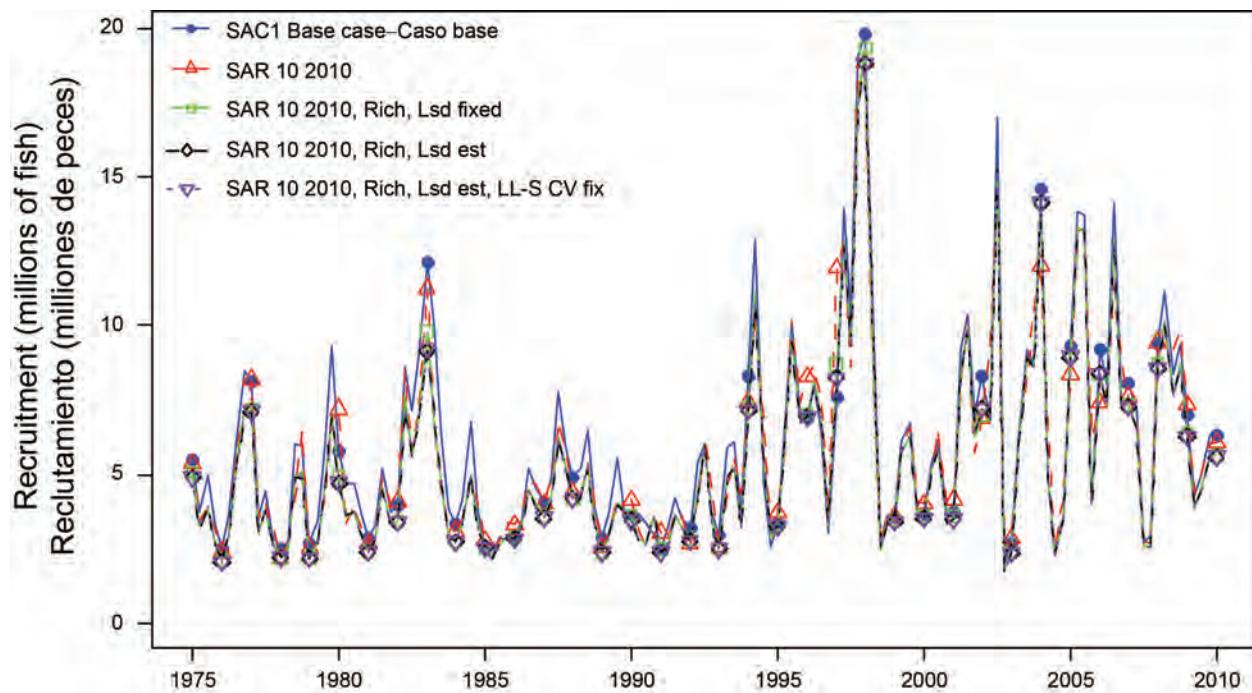


FIGURE 3.3. Comparison of estimated recruitment of bigeye tuna in the EPO from the base case model of the current assessment (SAC1), an updated SAR10 (latest assessment by Aires-da-Silva and Maunder 2010) configuration model (SAR10-2010), and an updated SAR10 model with the following growth specifications: Richards growth curve with the parameters that define the variability of the length at age (Lsd) fixed (SARM10-2010, Rich, Lsd fixed); Richards growth curve with Lsd estimated (SARM10-2010, Rich, Lsd est); and Richards growth curve with Lsd estimated, and the coefficients of variation (CV) of the southern longline fishery fixed at 0.15 (SARM10-2010, Rich, Lsd est, LL-S CVfix).

APPENDIX 4: SENSITIVITY TO NEW FISHERY DEFINITIONS AND TIME BLOCKS OF CATCHABILITY AND SELECTIVITY FOR THE LONGLINE FISHERIES

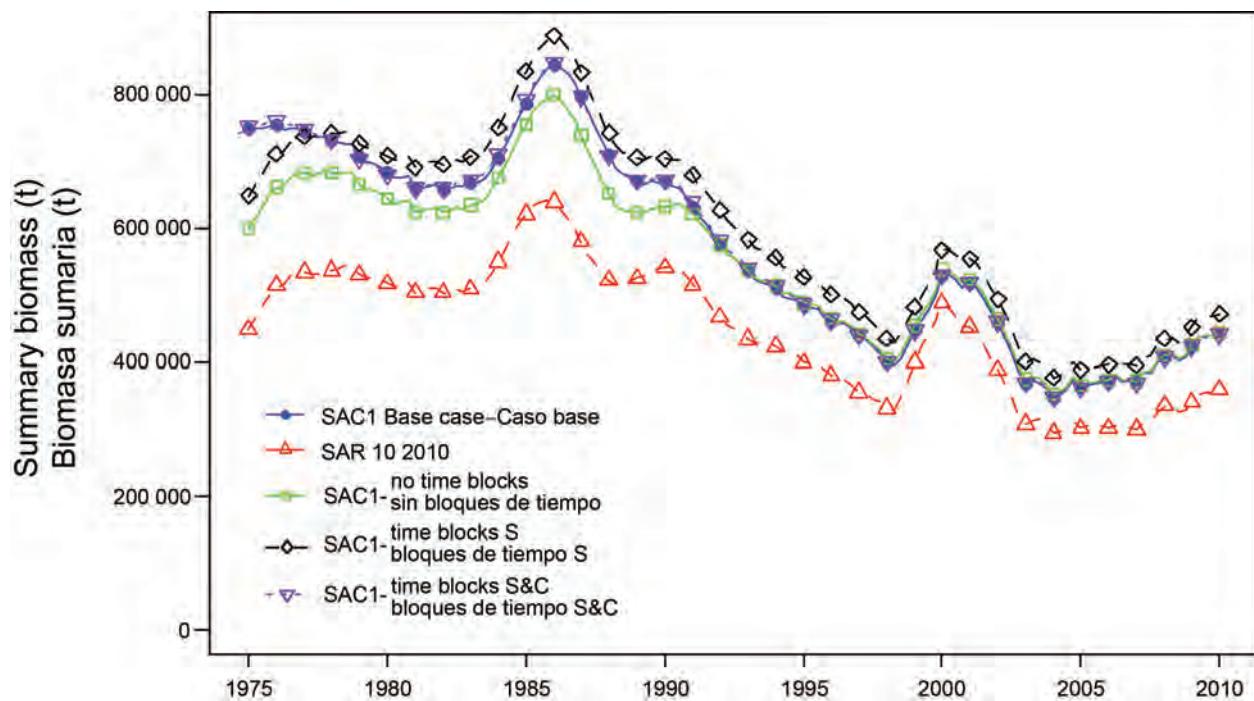


FIGURE 4.1. Comparison of estimates of the biomass of bigeye tuna 3+ quarters old (summary biomass) from the base case model of the current assessment (SAC1) which considers two time blocks for all longline fisheries, an updated SAR10 (latest assessment by Aires-da-Silva and Maunder 2010) configuration model (SAR10-2010), a SAC1 type model with no time blocks for the longline fisheries (SAC1-no time blocks), a SAC1 type model with time blocks for the southern longline fishery only (SAC1-time blocks S), and a SAC1 type model with time blocks for the southern and central longline fisheries only (SAC1-time blocks S&C).

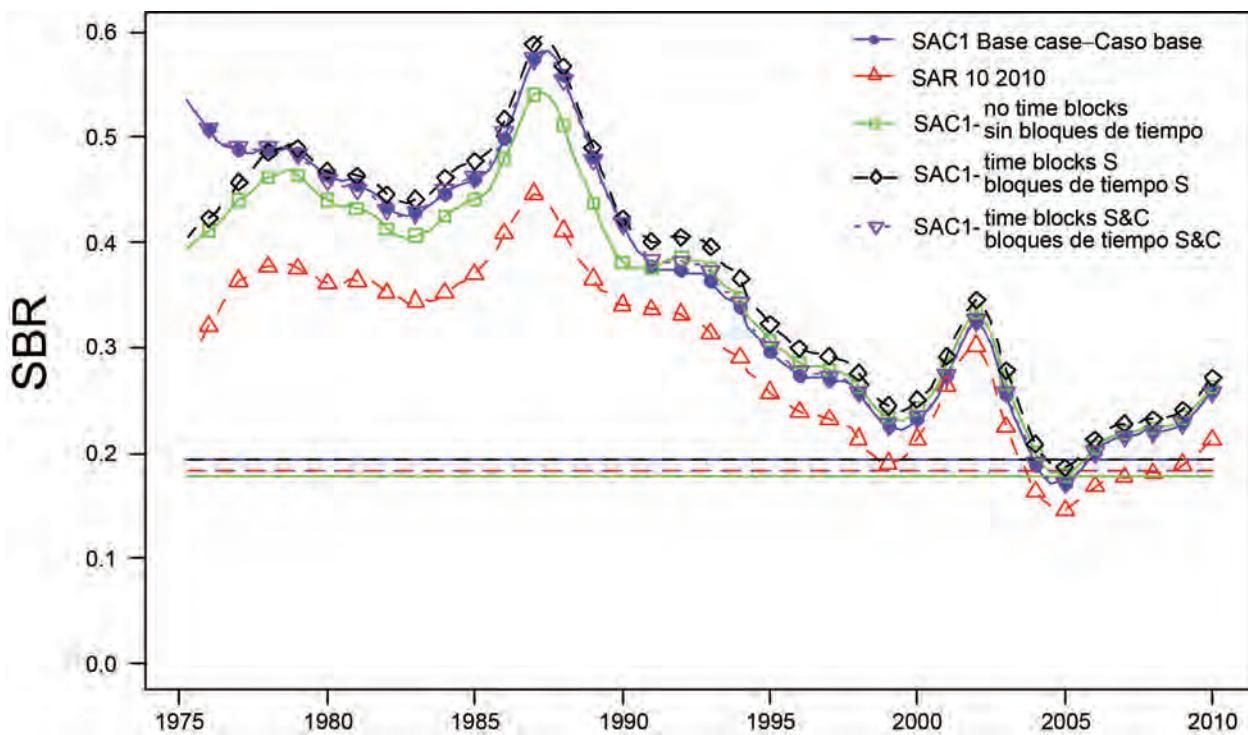


FIGURE 4.2. Comparison of estimated spawning biomass ratios (SBRs) for bigeye tuna in the EPO from the base case model of the current assessment (SAC1) which considers two time blocks for all longline fisheries, an updated SAR10 (latest assessment by Aires-da-Silva and Maunder 2010) configuration model (SAR10-2010), a SAC1 type model with no time blocks for the longline fisheries (SAC1-no time blocks), a SAC1 type model with time blocks for the southern longline fishery only (SAC1-time blocks S), and a SAC1 type model with time blocks for the southern and central longline fisheries only (SAC1-time blocks S&C). The horizontal lines indicate the SBR at MSY.

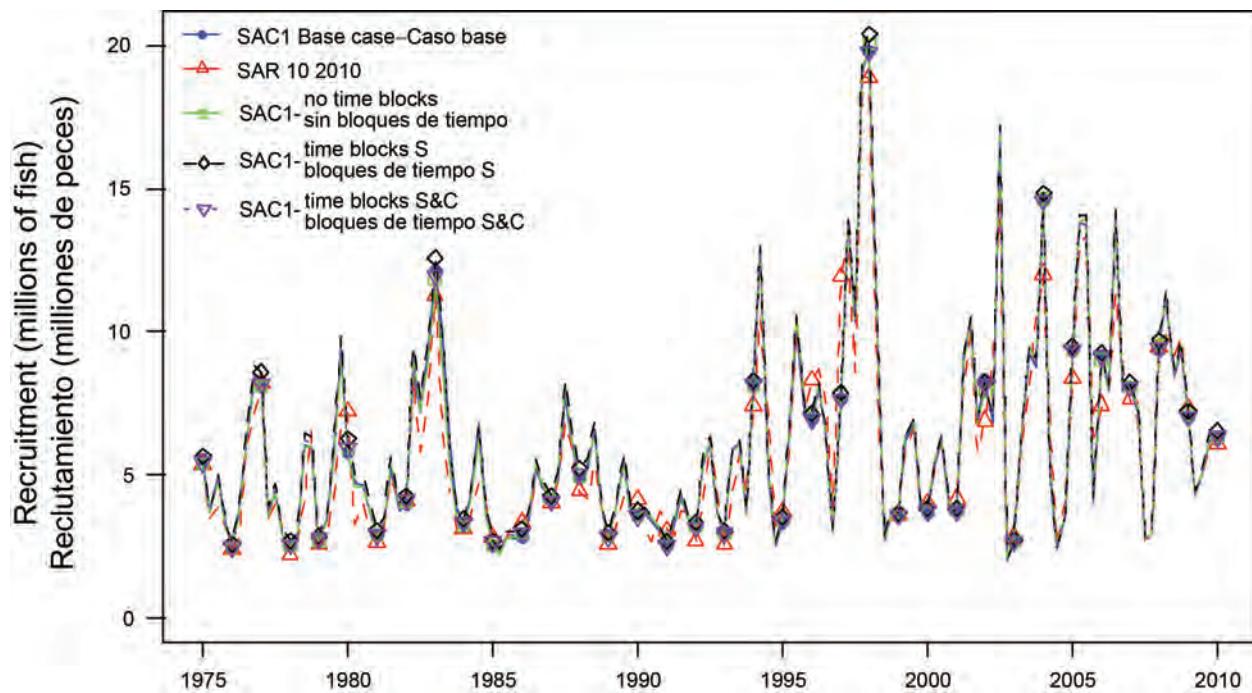


FIGURE 4.3. Comparison of estimated recruitment of bigeye tuna in the EPO from the base case model of the current assessment (SAC1), which considers two time blocks for all longline fisheries, an updated SAR10 (latest assessment by Aires-da-Silva and Maunder 2010) configuration model (SAR10-2010), a SAC1 type model with no time blocks for the longline fisheries (SAC1-no time blocks), a SAC1 type model with time blocks for the southern longline fishery only (SAC1-time blocks S), and a SAC1 type model with time blocks for the southern and central longline fisheries only (SAC1-time blocks S&C).

APPENDIX 5: SENSITIVITY TO INCLUDING EARLY HISTORIC CATCH FOR BIGEYE

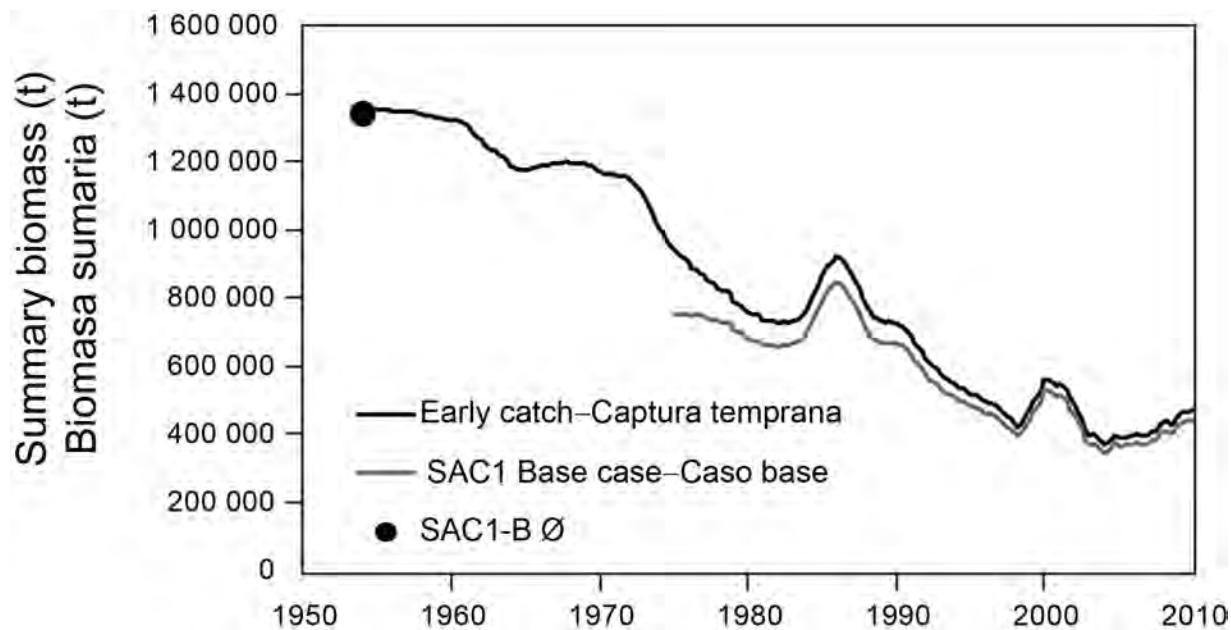


FIGURE 5.1. Comparison of estimates of the biomass of bigeye tuna 3+ quarters old (summary biomass) from the base case model of the current assessment (SAC1), with a model including early catch data for bigeye (1954-1975). The large dot represents the bigeye virgin biomass estimated by the base case model (SAC1)

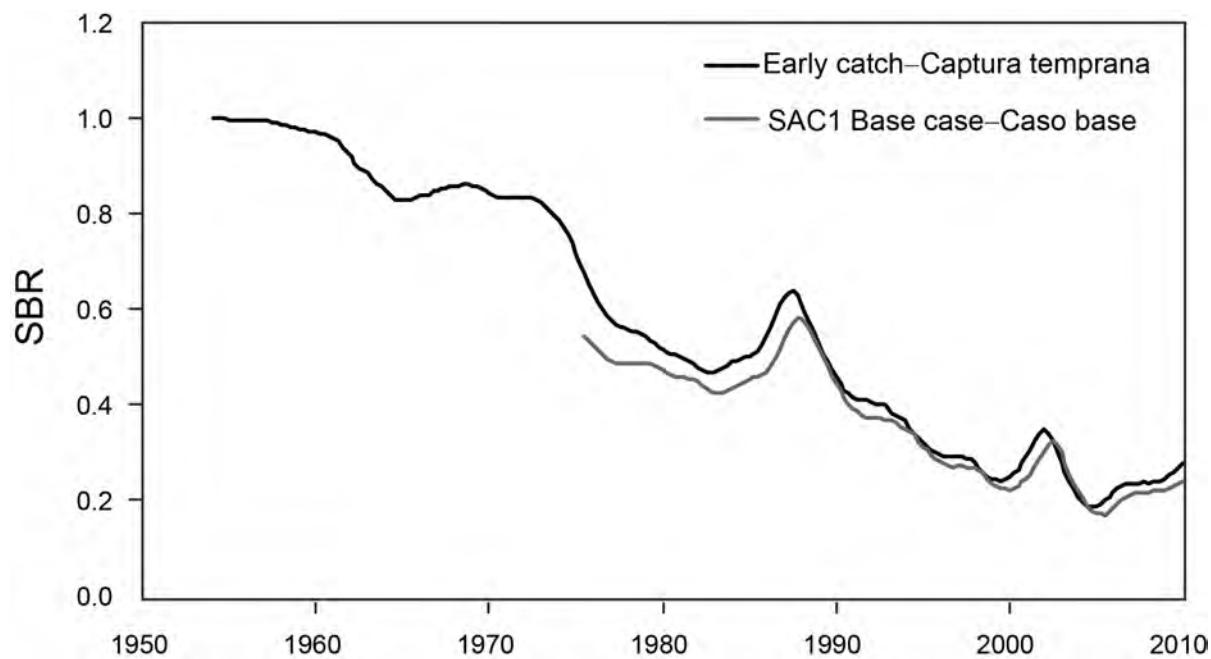


FIGURE 5.2. Comparison of estimated spawning biomass ratios (SBRs) for bigeye tuna in the EPO from the base case model of the current assessment (SAC1), with a model including early catch data for bigeye (1954-1975).

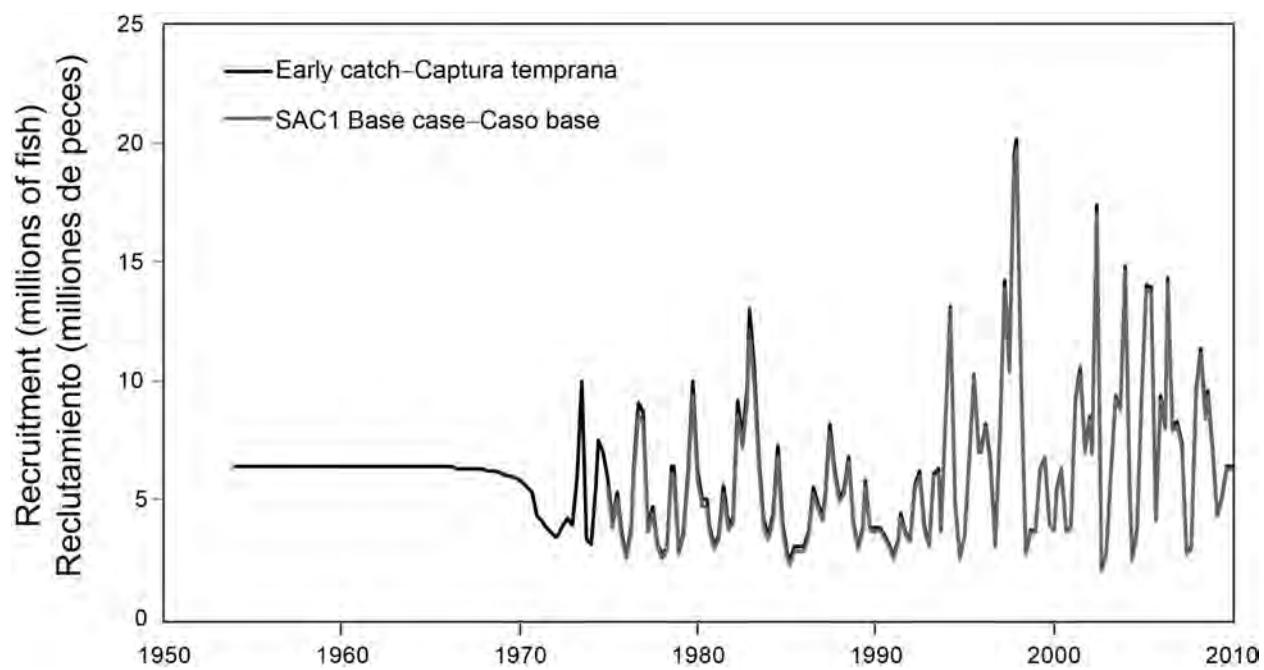


FIGURE 5.3. Comparison of estimated recruitment of bigeye tuna in the EPO from the base case model of the current assessment (SAC1), with a model including early catch data for bigeye (1954-1975).

APPENDIX 6: SENSITIVITY TO WEIGHTING OF THE LONGLINE SIZE-COMPOSITION DATA

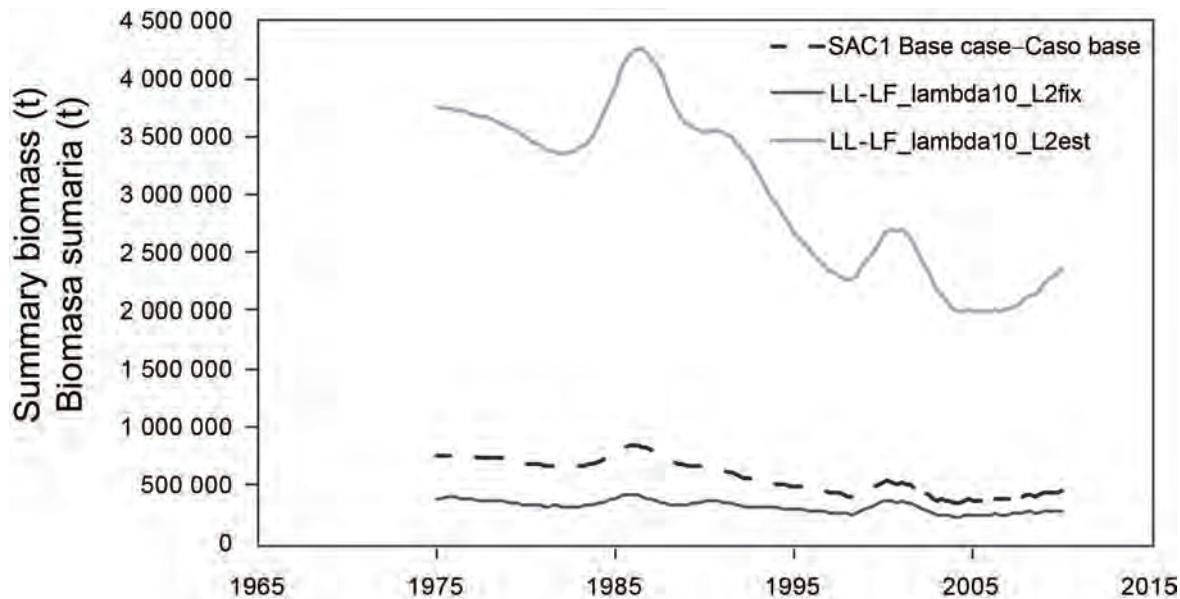


FIGURE 6.1. Comparison of estimates of the biomass of bigeye tuna 3+ quarters old (summary biomass) from the base case model (SAC1) with a model with increased weighting of the southern and central longline fisheries while fixing L_2 as in the base case (LL-LF_lambda10_L2fix), and estimating L_2 (LL-LF_lambda10_L2est).

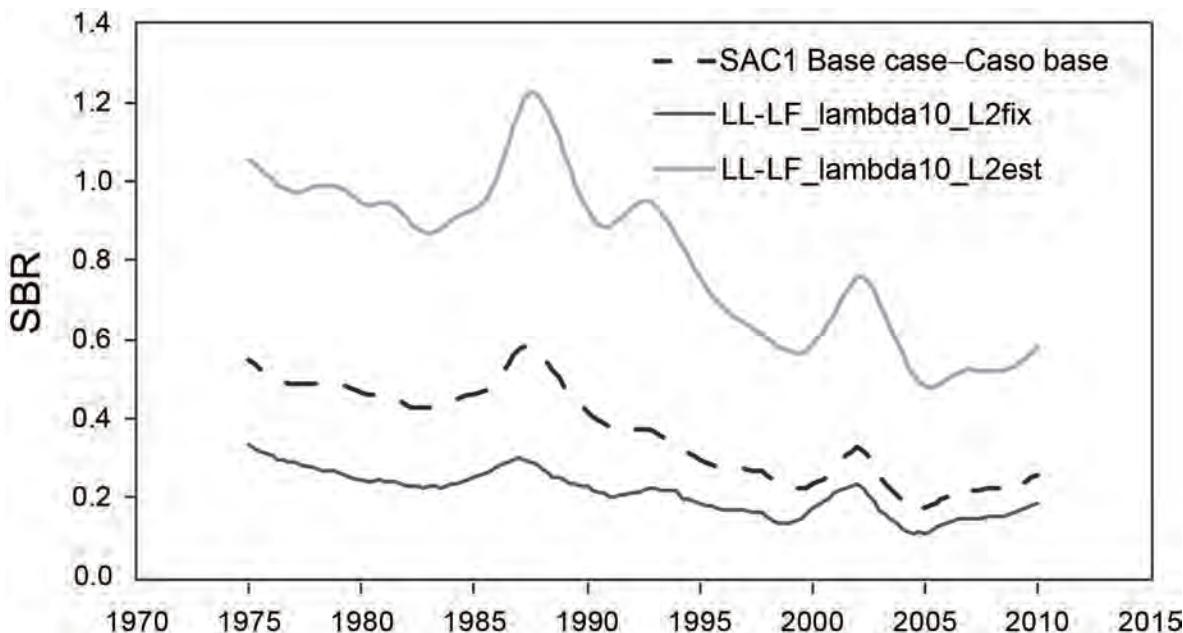


FIGURE 6.2. Comparison of estimated spawning biomass ratios (SBRs) for bigeye tuna in the EPO from the base case model (SAC1) with a model with increased weighting of the southern and central longline fisheries while fixing L_2 as in the base case (LL-LF_lambda10_L2fix), and estimating L_2 (LL-LF_lambda10_L2est).

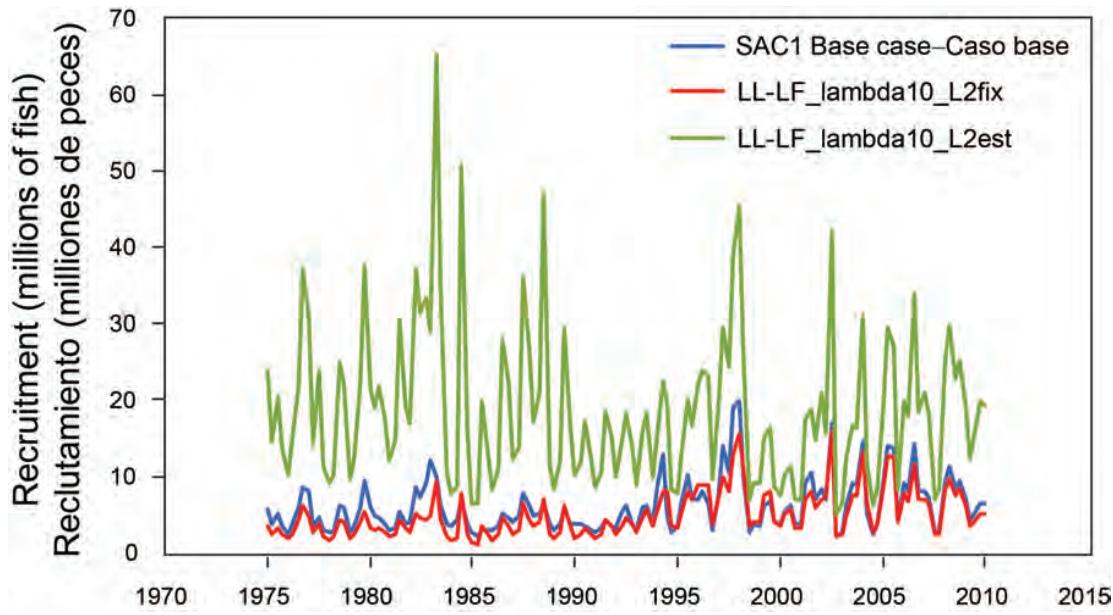


FIGURE 6.3a. Comparison of estimated recruitment of bigeye tuna in the EPO from the base case model of the current assessment (SAC1) with a model with increased weighting of the southern and central longline fisheries while fixing L_2 as in the base case (LL-LF_lambda10_L2fix), and estimating L_2 (LL-LF_lambda10_L2est).

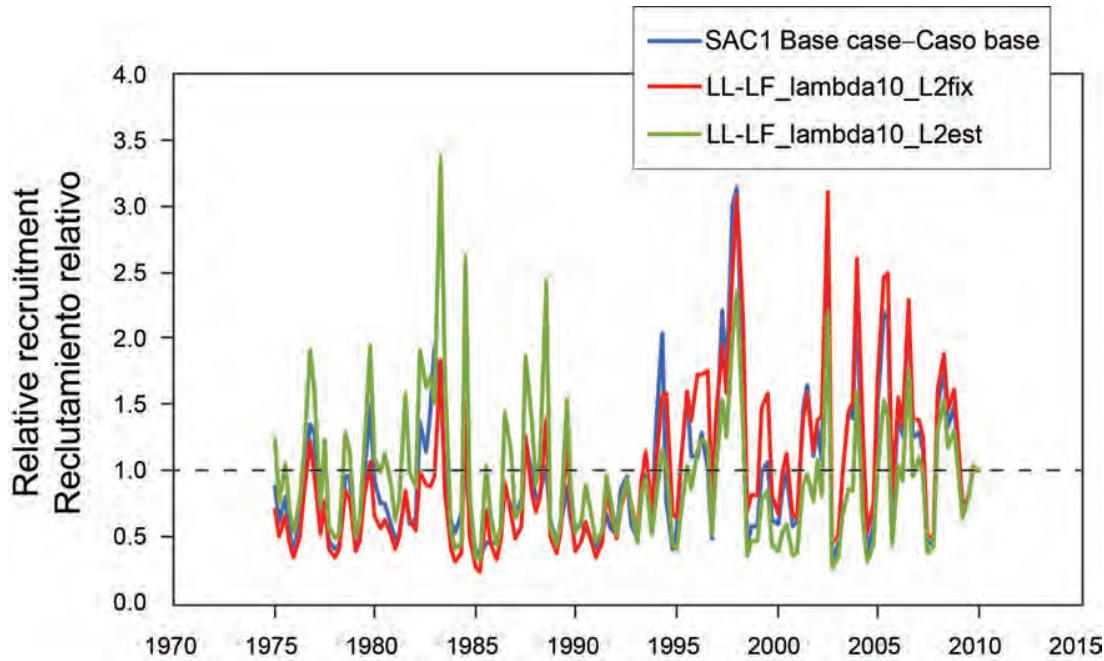


FIGURE 6.3b. Comparison of estimated relative recruitment of bigeye tuna in the EPO from the base case model of the current assessment (SAC1) with a model with increased weighting of the southern and central longline fisheries while fixing L_2 as in the base case (LL-LF_lambda10_L2fix), and estimating L_2 (LL-LF_lambda10_L2est).

ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD ADICIONALES EN LA EVALUACIÓN DE LA POBLACIÓN DE ATÚN PATUDO EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL, MAYO DE 2010

Alexandre Aires-da-Silva y Mark N. Maunder

ÍNDICE

| | |
|--|-----|
| Anexo 1: Sensibilidad al uso de una configuración del modelo de caso base de SAR10 (última evaluación) | 239 |
| Anexo 2: Sensibilidad a la ponderación de la CPUE de palangre del sur..... | 243 |
| Anexo 3: Sensibilidad al uso de una curva de crecimiento de Richards..... | 245 |
| Anexo 4: Sensibilidad a nuevas definiciones de las pesquerías y bloques de tiempo de capturabilidad y selectividad para las pesquerías de palangre | 248 |
| Anexo 5: Sensibilidad a la inclusión de la captura histórica temprana de patudo | 251 |
| Anexo 6: Sensibilidad a la ponderación de los datos de composición por tamaño de palangre..... | 253 |

TABLA 1. Descripción sumaria de los modelos presentados en el análisis de sensibilidad.

| Anexo | Modelo | Crecimiento | | | | |
|-------|---|-----------------|----------|------|-------------|--------------------------|
| | | LL-S CPUE CV | Curva | Lsd | LL áreas | Bloques de tiempo (2) |
| 1 | SAC1 BC | 0.15 | Richards | est | 4 | N, C, S, I |
| | SARM10-2009 | est | VB | fijo | 2 | no |
| | SARM10-2010 | est | VB | fijo | 2 | no |
| 1 | SAC1 BC | 0.15 | Rich | est | 4 | N, C, S, I |
| | SARM10-2010 | est | VB | fijo | 2 | no |
| | SAR10-2010, LL-CPUEcv=0.15 | 0.15 | VB | fijo | 2 | no |
| 2 | SAC1 BC | 0.15 | Rich | est | 4 | N, C, S, I |
| | SARM10-2010 | est | VB | fijo | 2 | no |
| | SARM10-2010, Rich, Lsd fijo | est | Rich | fijo | 2 | no |
| | SARM10-2010, Rich, Lsd est | est | Rich | est | 2 | no |
| | SARM10-2010, Rich, Lsd est, LL-S CVfix) | 0.15 | Rich | est | 2 | no |
| 4 | SAC1 BC | 0.15 | Rich | est | 4 | N, C, S, I |
| | SARM10-2010 | est | VB | fijo | 2 | no |
| | SAC1-no bloques de tiempo | 0.15 | Rich | est | 4 | no |
| | SAC1-bloques de tiempo S | 0.15 | Rich | est | 4 | S |
| | SAC1-bloques de tiempo S&C | 0.15 | Rich | est | 4 | C, S |
| 5 | SAC1 BC | 0.15 | Rich | est | 4 | N, C, S, I |
| | Captura temprana | 0.15 | Rich | est | 4 | N, C, S, I |
| 6 | SAC1 BC | 0.15 | Rich | est | 4 | N, C, S, I |
| | LL-LF_lambda10_L2fix | 0.15 | Rich | est | 4 | N, C, S, I |
| | LL-LF_lambda10_L2fix | 0.15 | Rich | est | 4 | N, C, S, I |

ANEXO 1: SENSIBILIDAD AL USO DE UNA CONFIGURACIÓN DEL MODELO DE CASO BASE DE SAR10 (ÚLTIMA EVALUACIÓN)

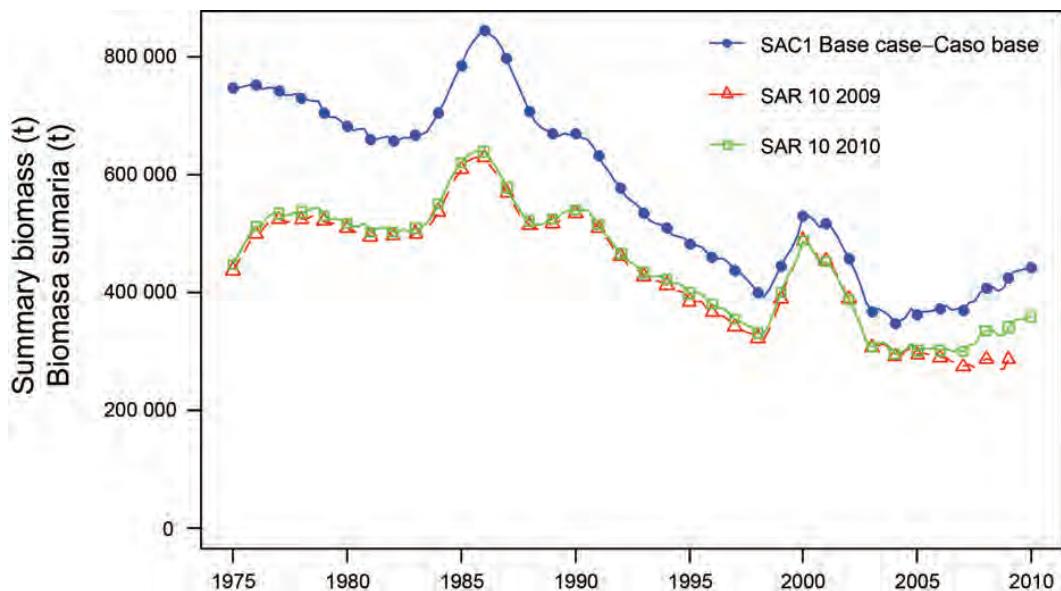


FIGURA 1.1. Comparación de estimaciones de la biomasa de atún patudo de 3+ de trimestres de edad (biomasa sumaria) del modelo de caso base de la evaluación actual (SAC1), la última evaluación (SAR10–2009; Aires-da-Silva y Maunder 2010), y el modelo actualizado SAR10 (SAR10-2010). t = toneladas métricas.

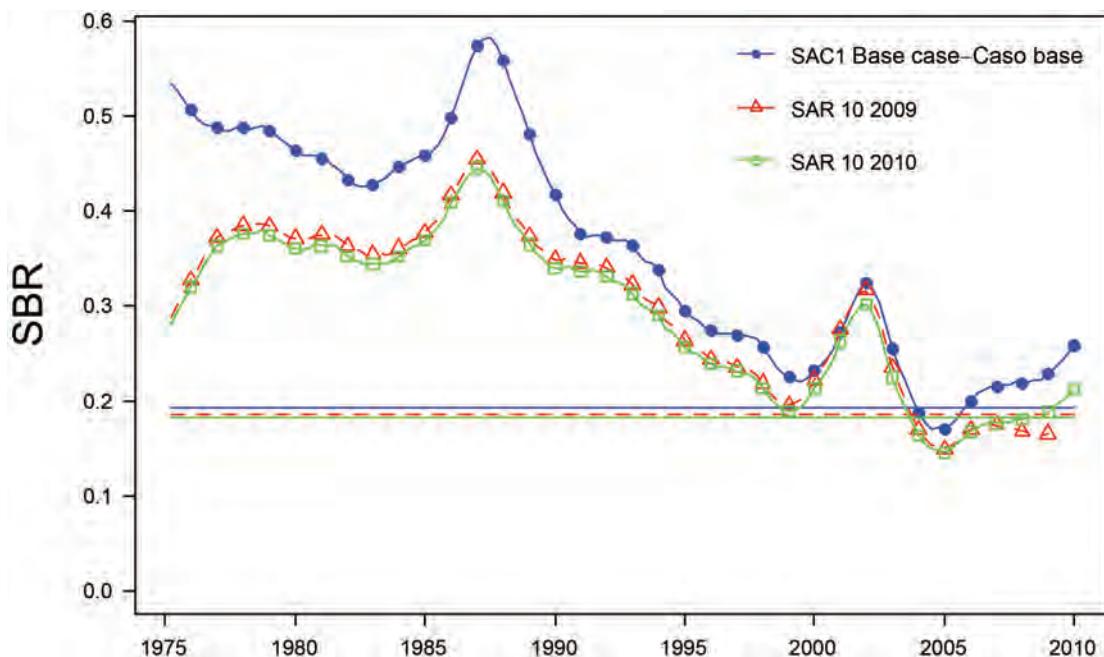


FIGURA 1.2. Comparación de cocientes de biomasa reproductora (SBR) estimados de atún patudo en el OPO del modelo de caso base de la evaluación actual (SAC1), la última evaluación (SAR10–2009; Aires-da-Silva y Maunder 2010), y el modelo actualizado SAR10 (SAR10-2010). Las líneas horizontales indican el SBR en RMS.

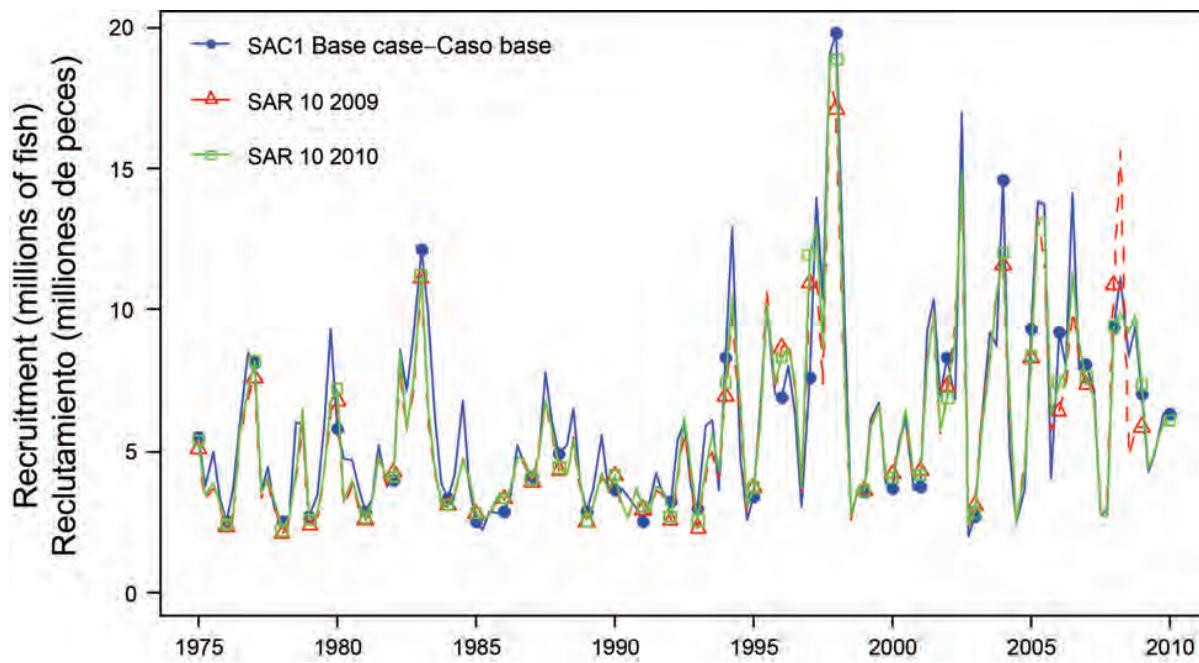


FIGURA 1.3a. Comparación del reclutamiento estimado de atún patudo en el OPO del modelo de caso base de la evaluación actual (SAC1), la última evaluación (SAR10–2009; Aires-da-Silva y Maunder 2010), y el modelo actualizado SAR10 (SAR10-2010).

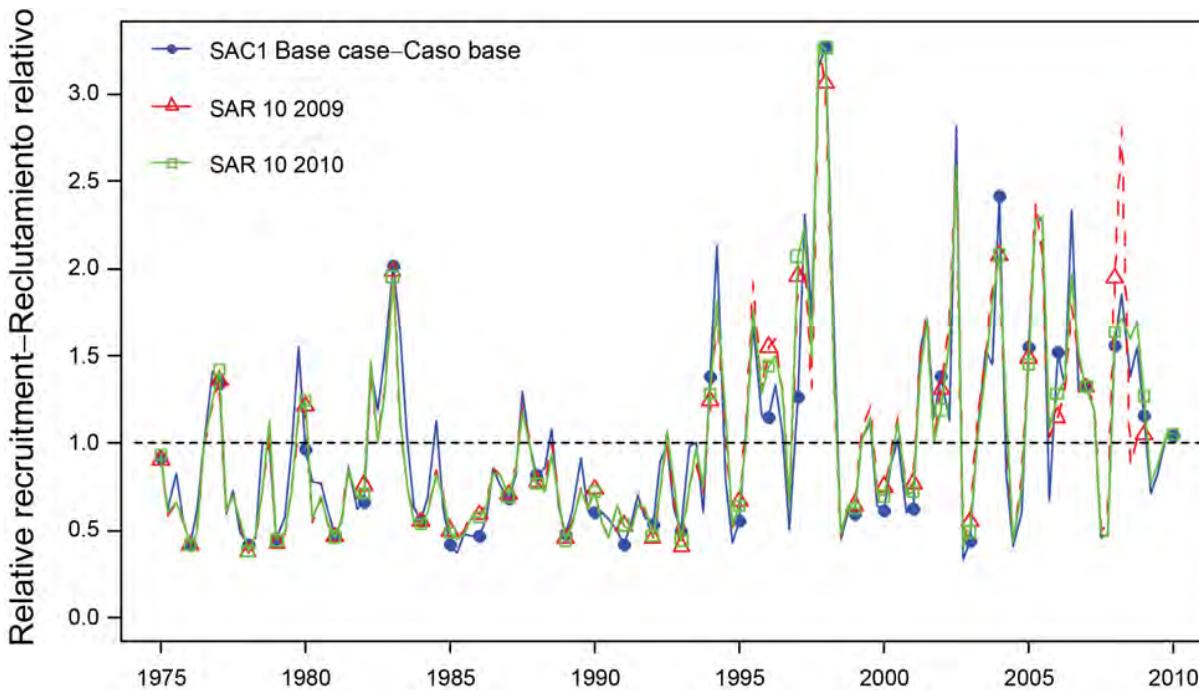


FIGURA 1.3b. Comparación del reclutamiento relativo estimado de atún patudo en el OPO del modelo de caso base de la evaluación actual (SAC1), la última evaluación (SAR10–2009; Aires-da-Silva y Maunder 2010), y el modelo actualizado SAR10 (SAR10-2010). Las líneas horizontales indican el SBR en RMS. Se escalan las estimaciones para que el reclutamiento medio equivalga a 1.0 (línea de trazos horizontales).

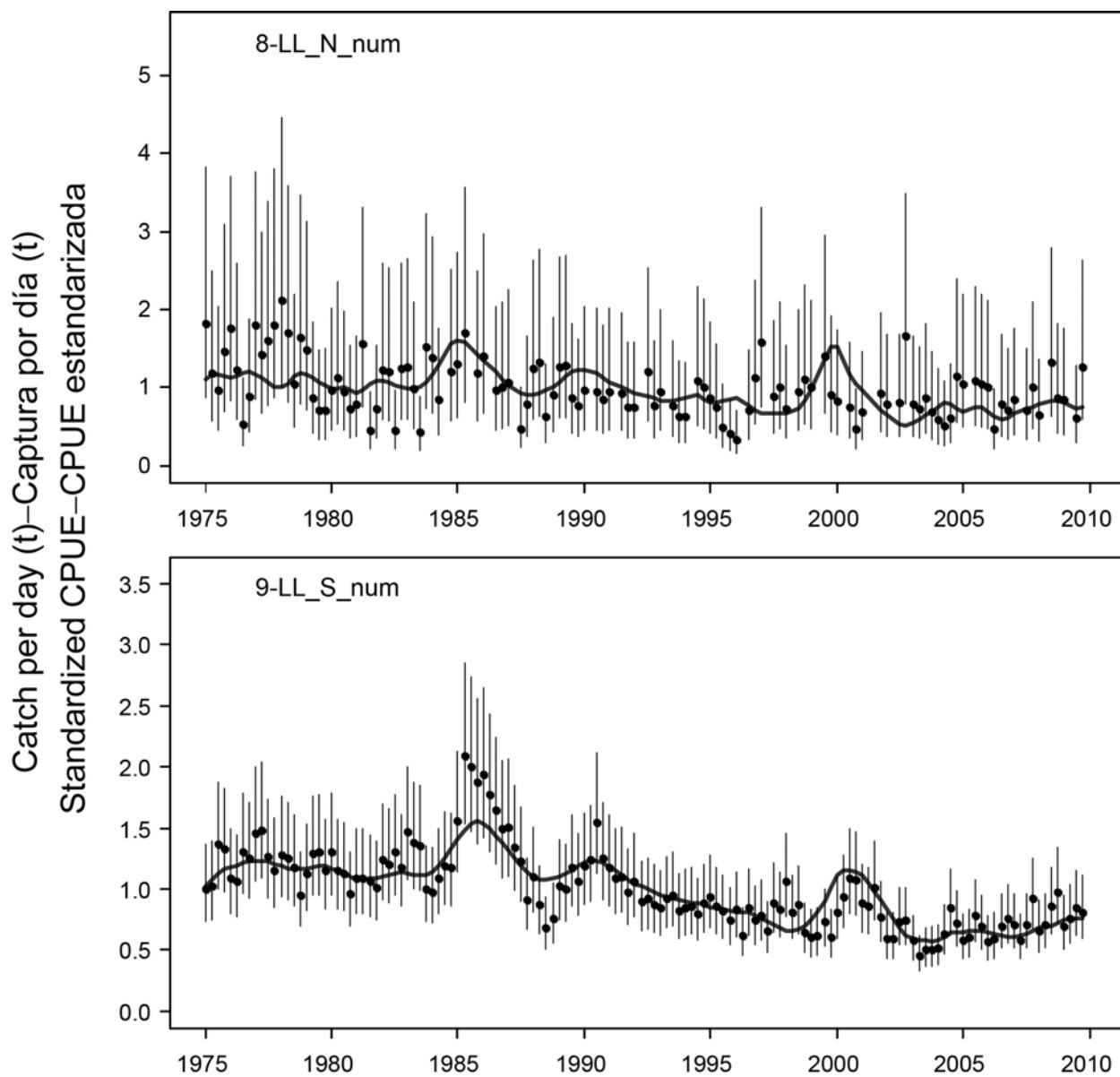


FIGURA 1.4. Ajuste del modelo a los datos de CPUE de distintas pesquerías de palangre derivado de un modelo de configuración SAR10 actualizado (SAR10-2010). Las CPUE de las pesquerías de palangre 8-9 son CPUE estandarizado. Las líneas verticales representan los intervalos de confianza estimados (± 2 desviaciones estándar) alrededor de los valores de CPUE.

TABLA 1.1. Estimaciones del RMS y sus cantidades asociadas de atún patudo de la evaluación de caso base y el análisis de sensibilidad que usa un modelo de configuración SAR10 actualizado (Aires-da-Silva y Maunder 2010).

| | 3-year F average—promedio de F de 3 años | | | | |
|---|--|------------|------------|------------|------------|
| | 2007-2009 | | 2006-2008 | | 2005-2007 |
| | SAC1 | SAR10-2009 | SAR10-2010 | SAR10-2010 | SAR10-2010 |
| RMS-RMS | 90,538 | 83,615 | 87,959 | 89,076 | 87,010 |
| $B_{\text{RMS}} - B_{\text{RMS}}$ | 332,331 | 289,475 | 298,578 | 301,717 | 308,928 |
| $S_{\text{RMS}} - S_{\text{RMS}}$ | 73,690 | 60,631 | 61,947 | 62,381 | 64,986 |
| $B_{\text{RMS}}/B_0 - B_{\text{RMS}}/B_0$ | 0.25 | 0.25 | 0.24 | 0.25 | 0.25 |
| $S_{\text{RMS}}/S_0 - S_{\text{RMS}}/S_0$ | 0.19 | 0.19 | 0.18 | 0.18 | 0.19 |
| $C_{\text{recent}}/\text{RMS} - C_{\text{recent}}/\text{RMS}$ | 1.17 | 1.19 | 1.18 | 1.17 | 1.2 |
| $B_{\text{recent}}/B_{\text{RMS}} - B_{\text{recent}}/B_{\text{RMS}}$ | 1.33 | 0.99 | 1.2 | 1.19 | 1.16 |
| $S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}} - S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$ | 1.33 | 0.89 | 1.16 | 1.15 | 1.11 |
| <i>F</i> multiplier- | | | | | |
| Multiplicador de F | 1.13 | 0.81 | 1.04 | 0.93 | 0.86 |

ANEXO 2: SENSIBILIDAD A LA PONDERACIÓN DE LA CPUE DE PALANGRE DEL SUR

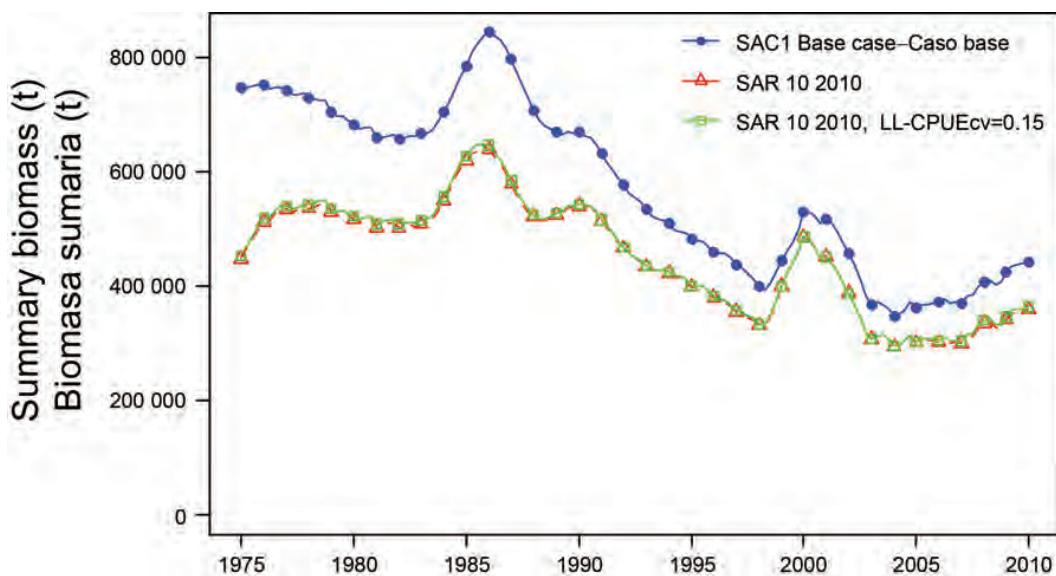


FIGURA 2.1. Comparación de estimaciones de la biomasa de atún patudo de 3+ de trimestres de edad (biomasa sumaria) del modelo de caso base de la evaluación actual (SAC1), un modelo de configuración SAR10 (última evaluación por Aires-da-Silva y Maunder 2010; SAR10-2010) actualizado, y un modelo SAR10 actualizado con los coeficientes de variación (CV) de la pesquería de palangre del sur de fijos en 0.15 (SAR10-2010, LL-CPUEcv=0.15). t = toneladas métricas.

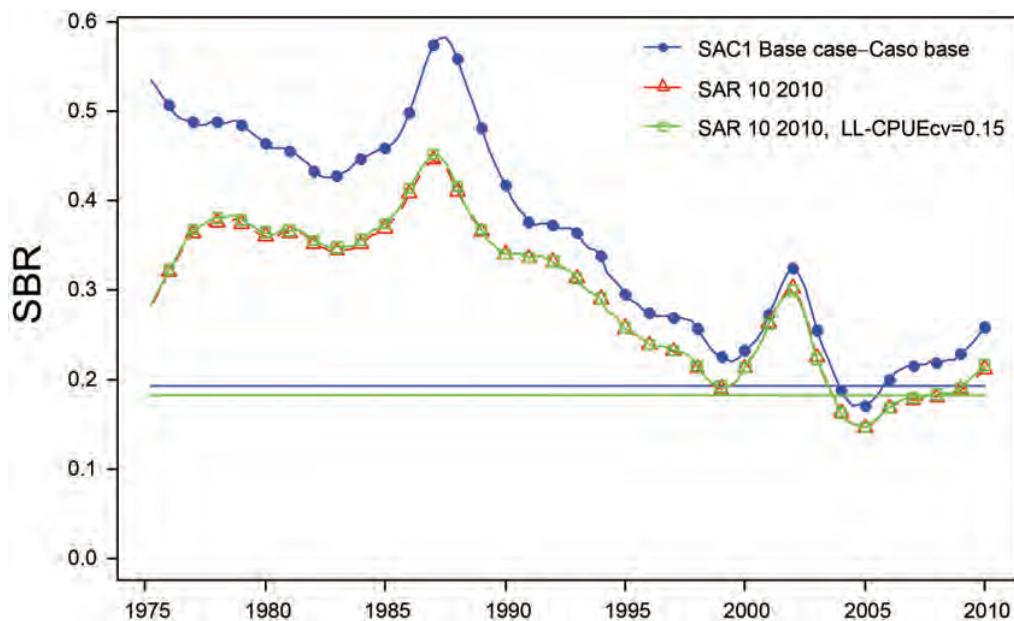


FIGURA 2.2. Comparación de cocientes de biomasa reproductora (SBR) estimados de atún patudo en el OPO del modelo de caso base de la evaluación actual (SAC1), un modelo de configuración SAR10 (última evaluación por Aires-da-Silva y Maunder 2010; SAR10-2010) actualizado, y un modelo SAR10 actualizado con los coeficientes de variación (CV) de la pesquería de palangre del sur fijos en 0.15 (SAR10-2010, LL-CPUEcv=0.15). t = toneladas métricas. Las líneas horizontales indican el SBR en RMS.

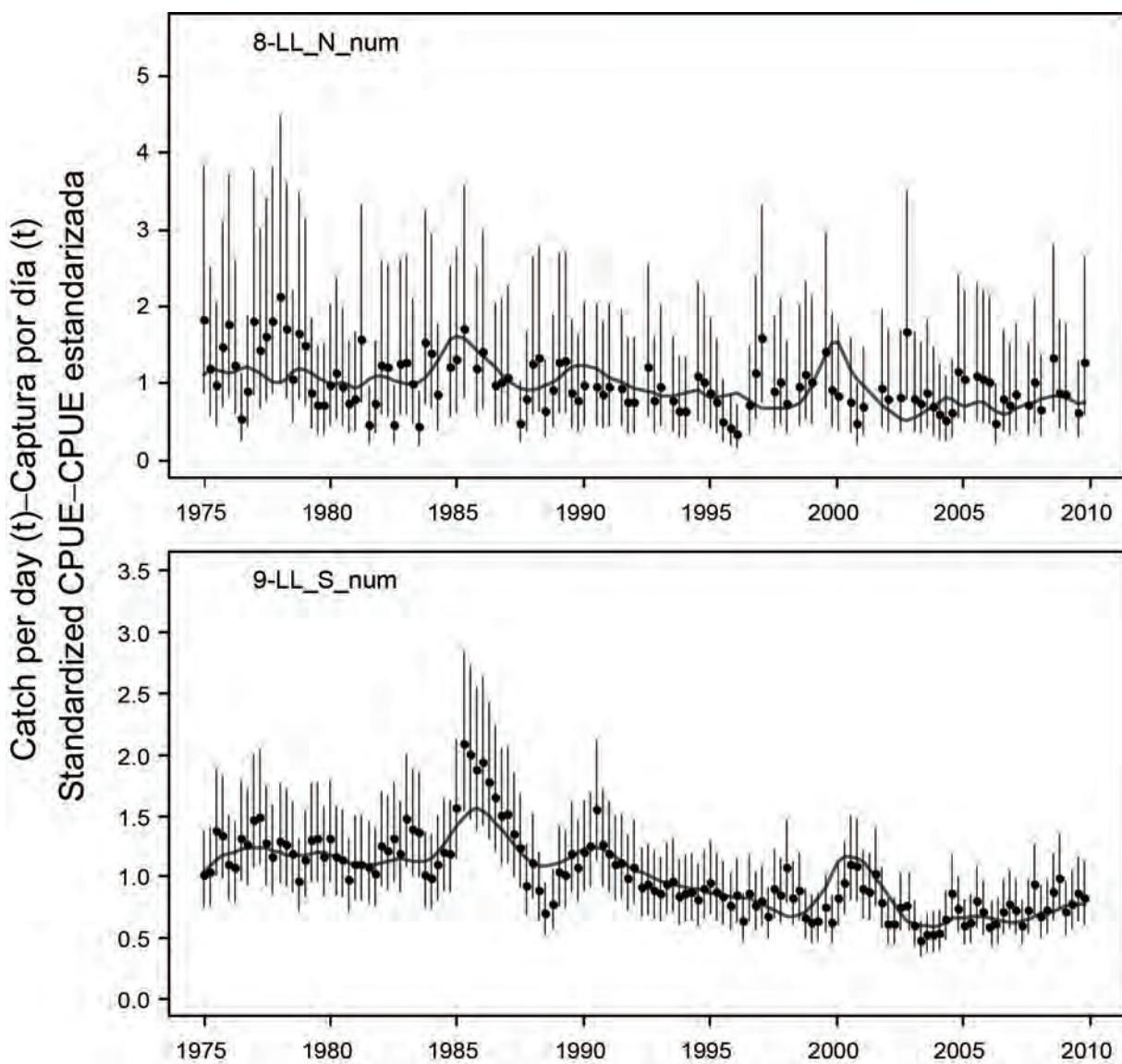


FIGURA 2.3. Ajuste del modelo a los datos de CPUE de distintas pesquerías de palangre derivado de un modelo de configuración SAR10 actualizado con los coeficientes de variación (CV) de la pesquería de palangre del sur fijos en 0.15 (SAR10–2010, LL-CPUEcv=0.15). Las CPUE de las pesquerías de palangre 8-9 son CPUE estandarizada. Las líneas verticales representan los intervalos de confianza estimados (± 2 desviaciones estándar) alrededor de los valores de CPUE.

ANEXO 3: SENSIBILIDAD AL USO DE UNA CURVA DE CRECIMIENTO DE RICHARDS

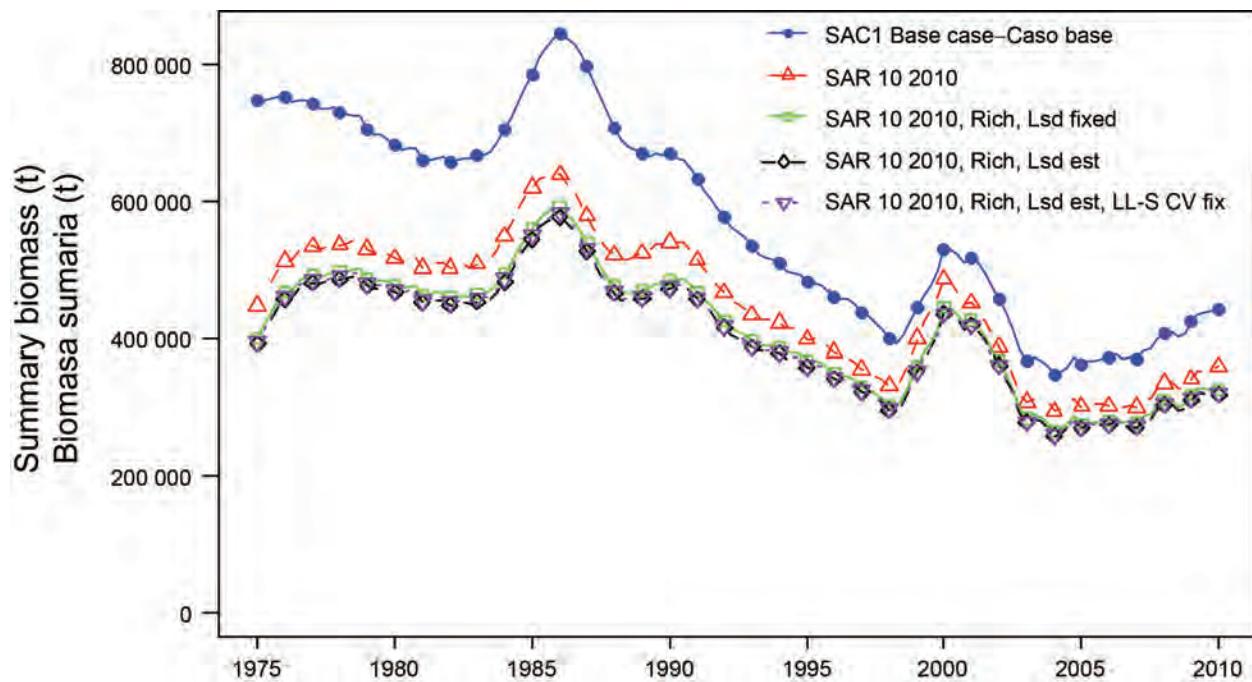


FIGURA 3.1. Comparación de estimaciones de la biomasa de atún patudo de 3+ de trimestres de edad (biomasa sumaria) del modelo de caso base de la evaluación actual (SAC1), un modelo de configuración SAR10 (última evaluación by Aires-da-Silva y Maunder 2010; SAR10-2010) actualizado, y un modelo SAR10 actualizado con las siguientes especificaciones de crecimiento: curva de crecimiento de Richards con los parámetros que definen la variabilidad de la talla por edad (Lsd) fijos (SARM10-2010, Rich, Lsd fijo); curva de crecimiento de Richards con Lsd estimado (SARM10-2010, Rich, Lsd est); y curva de crecimiento de Richards con Lsd estimado, y los coeficientes de variación (CV) de la pesquería de palangre del sur fijos en 0,15 (SARM10-2010, Rich, Lsd est, LL-S CVfix). t = toneladas métricas.

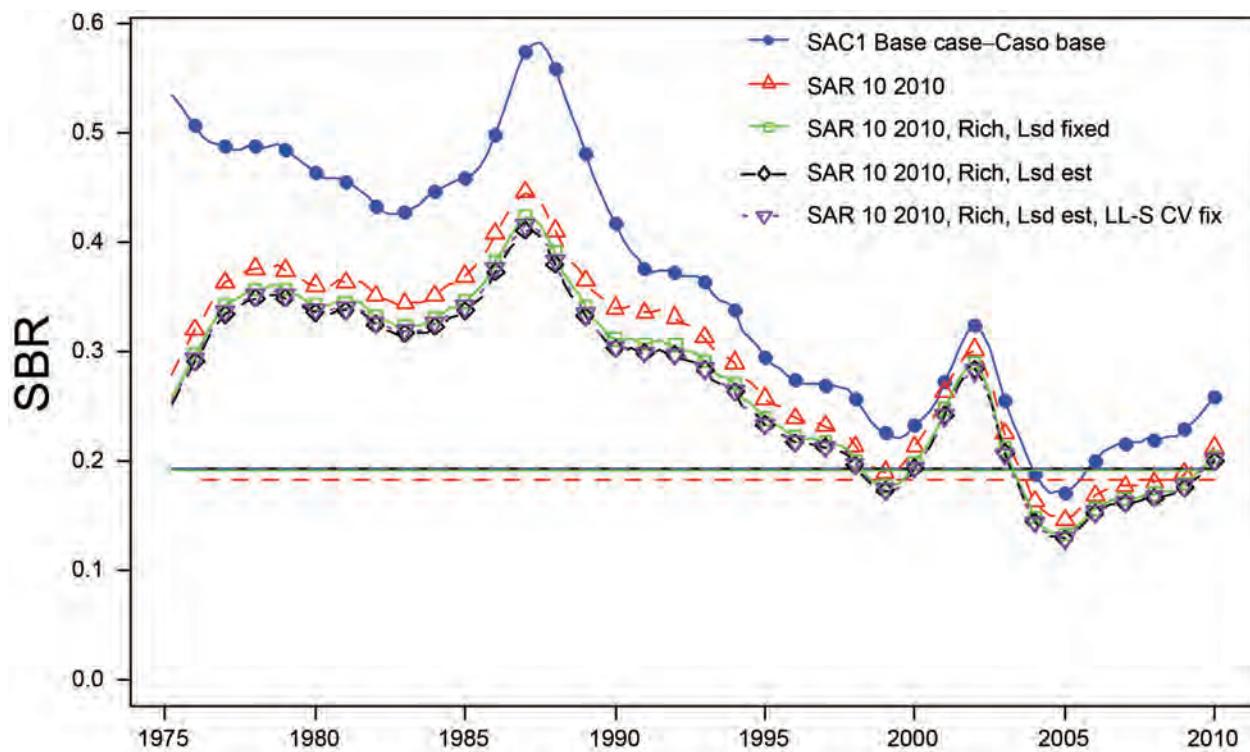


FIGURA 3.2. Comparación de cocientes de biomasa reproductora (SBR) estimados de atún patudo en el OPO del modelo de caso base de la evaluación actual (SAC1), un modelo de configuración SAR10 (última evaluación by Aires-da-Silva y Maunder 2010; SAR10-2010) actualizado, y un modelo SAR10 actualizado con las siguientes especificaciones de crecimiento: curva de crecimiento de Richards con los parámetros que definen la variabilidad de la talla por edad (Lsd) fijos (SARM10-2010, Rich, Lsd fijo); curva de crecimiento de Richards con Lsd estimado (SARM10-2010, Rich, Lsd est); y curva de crecimiento de Richards con Lsd estimado, y los coeficientes de variación (CV) de la pesquería de palangre del sur fijos en 0,15 (SARM10-2010, Rich, Lsd est, LL-S CVfix). Las líneas horizontales indican el SBR en RMS.

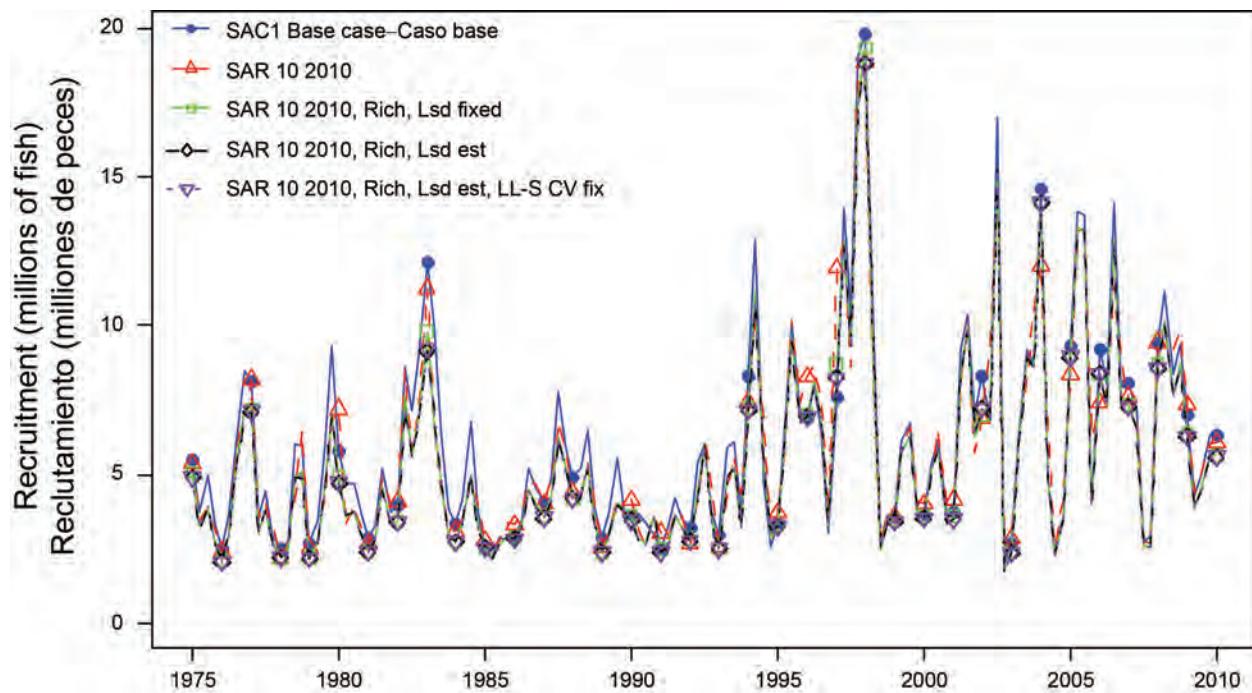


FIGURA 3.3. Comparación del reclutamiento estimado de atún patudo en el OPO del modelo de caso base de la evaluación actual (SAC1), un modelo de configuración SAR10 (última evaluación by Aires-da-Silva y Maunder 2010; SAR10-2010) actualizado, y un modelo actualizado SAR10 con las siguientes especificaciones de crecimiento: curva de crecimiento de Richards con los parámetros que definen la variabilidad de la talla por edad (Lsd) fijos (SARM10-2010, Rich, Lsd fijo); curva de crecimiento de Richards con Lsd estimado (SARM10-2010, Rich, Lsd est); y curva de crecimiento de Richards con Lsd estimado, y los coeficientes de variación (CV) de la pesquería de palangre del sur fijos en 0,15 (SARM10-2010, Rich, Lsd est, LL-S CVfix).

ANEXO 4: SENSIBILIDAD A NUEVAS DEFINICIONES DE LAS PESQUERÍAS Y BLOQUES DE TIEMPO DE CAPTURABILIDAD Y SELECTIVIDAD PARA LAS PESQUERÍAS DE PALANGRE

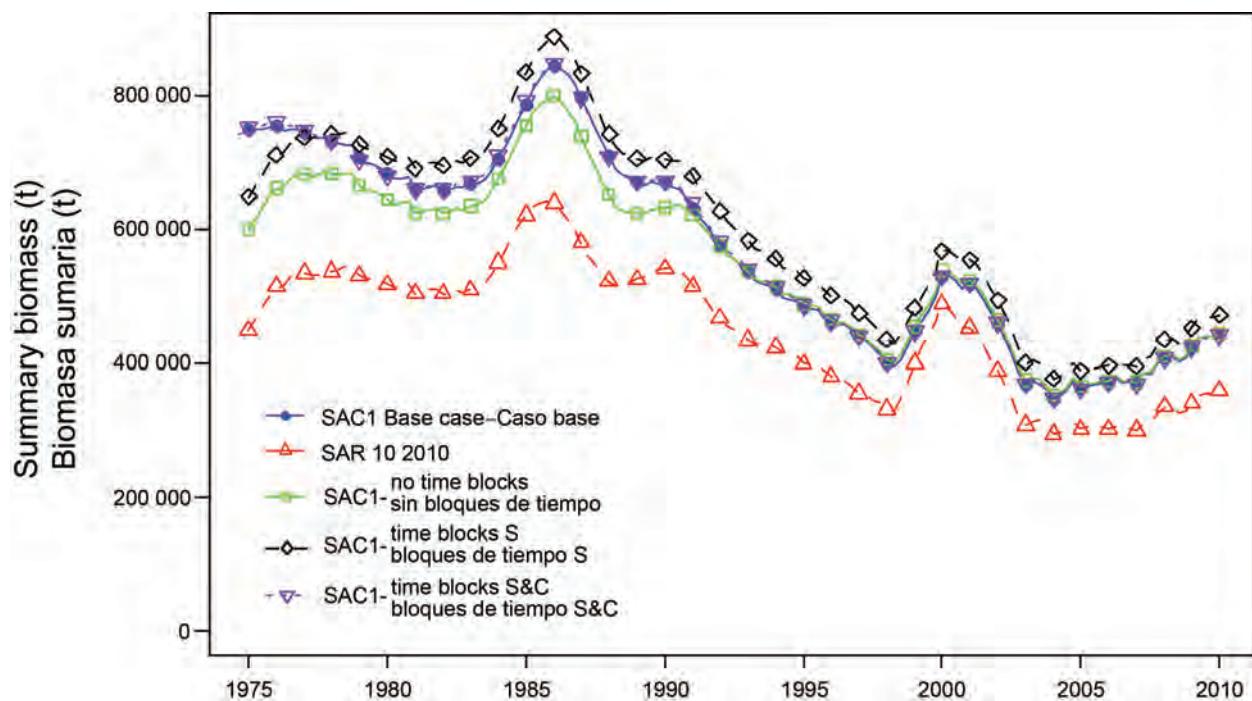


FIGURA 4.1. Comparación de las estimaciones de la biomasa de atún patudo de 3+ de trimestres de edad (biomasa sumaria) del modelo de caso base de la evaluación actual (SAC1) que considera dos bloques de tiempo para todas las pesquerías de palangre, un modelo de configuración SAR10 (última evaluación by Aires-da-Silva y Maunder 2010; SAR10-2010) actualizado, y un modelo, un modelo tipo SAC1 sin bloques de tiempo para las pesquerías de palangre (SAC1-sin bloques de tiempo), un modelo tipo SAC1 con bloques de tiempo para la pesquería de palangre del sur solamente (SAC1-bloques de tiempo S), y un modelo tipo SAC1 con bloques de tiempo para las pesquerías de palangre del sur y central solamente (SAC1-bloques de tiempo S&C).

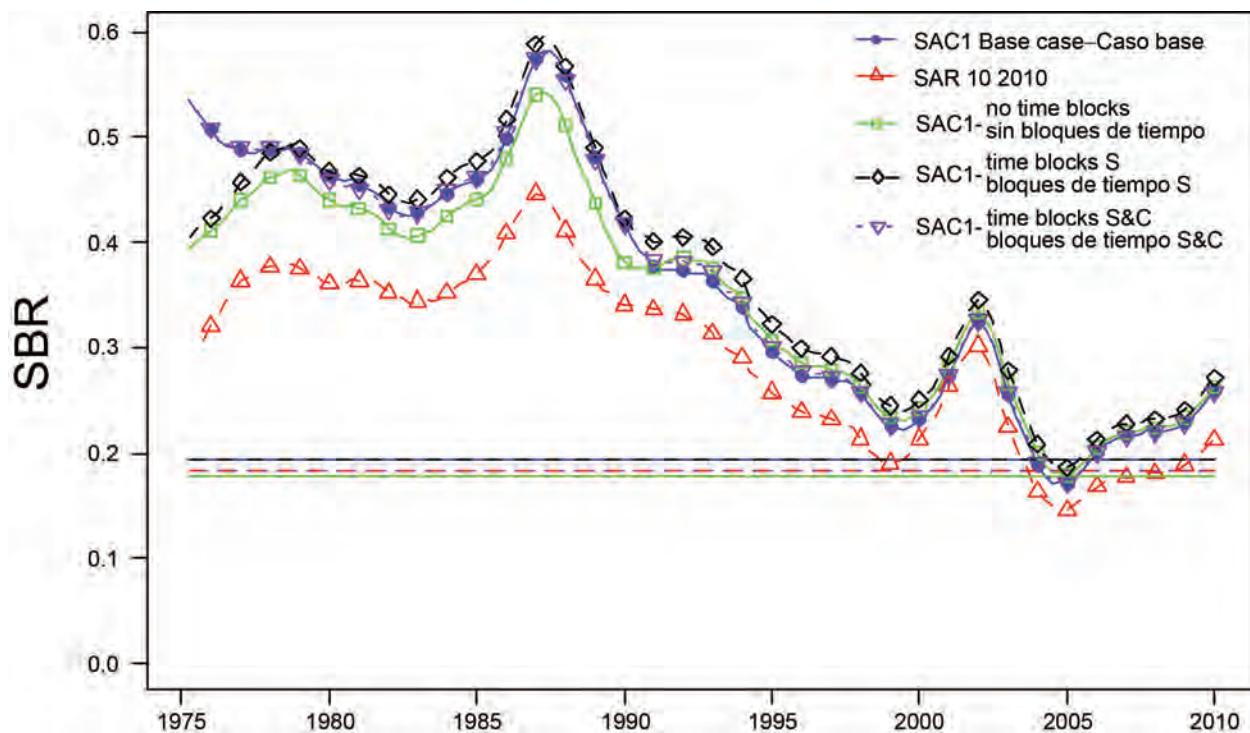


FIGURA 4.2. Comparación de los cocientes de biomasa reproductora (SBR) estimados de atún patudo en el OPO del modelo de caso base de la evaluación actual (SAC1) que considera dos bloques de tiempo para todas las pesquerías de palangre, un modelo de configuración SAR10 (última evaluación by Aires-da-Silva y Maunder 2010; SAR10-2010) actualizado, y un modelo tipo SAC1 sin bloques de tiempo para las pesquerías de palangre (SAC1-sin bloques de tiempo), un modelo tipo SAC1 con bloques de tiempo para la pesquería de palangre del sur solamente (SAC1-bloques de tiempo S), y un modelo tipo SAC1 con bloques de tiempo para las pesquerías de palangre del sur y central solamente (SAC1-bloques de tiempo S&C). Las líneas horizontales indican el SBR en RMS.

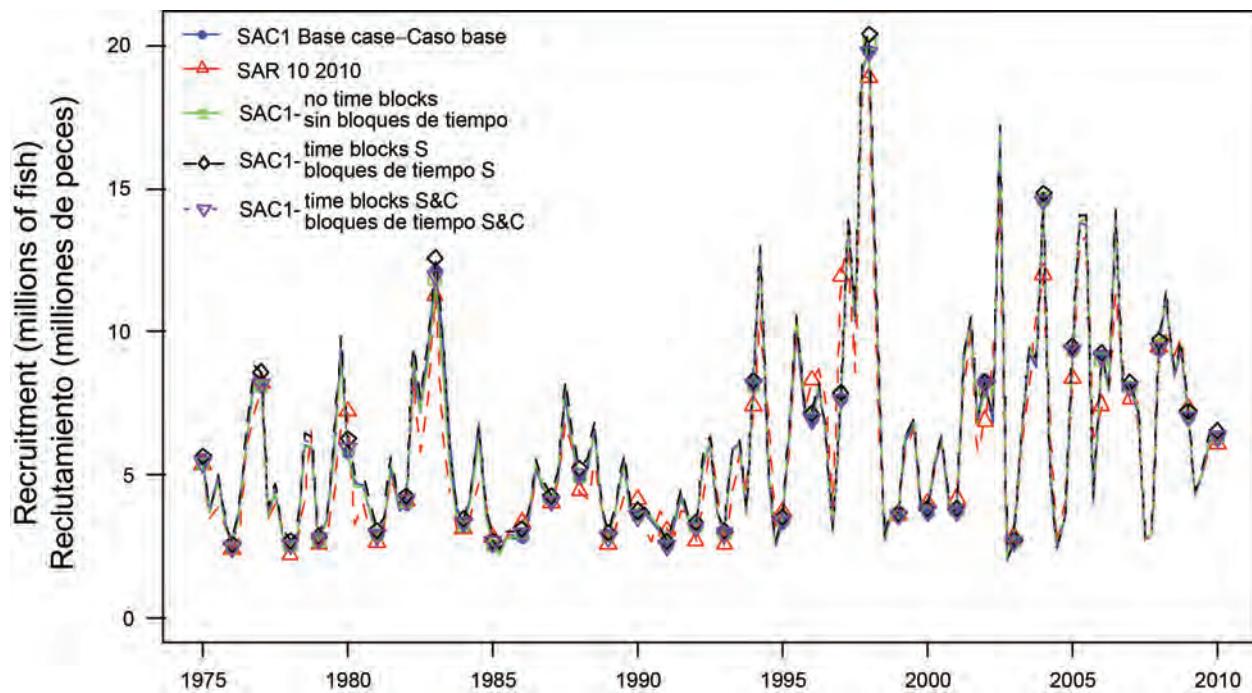


FIGURA 4.3. Comparación del reclutamiento estimado de atún patudo en el OPO del modelo de caso base de la evaluación actual (SAC1) que considera dos bloques de tiempo para todas las pesquerías de palangre, un modelo de configuración SAR10 (última evaluación by Aires-da-Silva y Maunder 2010; SAR10-2010) actualizado, y un modelo tipo SAC1 sin bloques de tiempo para las pesquerías de palangre (SAC1-sin bloques de tiempo), un modelo tipo SAC1 con bloques de tiempo para la pesquería de palangre del sur solamente (SAC1-bloques de tiempo S), y un modelo tipo SAC1 con bloques de tiempo para las pesquerías de palangre del sur y central solamente (SAC1-bloques de tiempo S&C).

ANEXO 5: SENSIBILIDAD A LA INCLUSIÓN DE LA CAPTURA HISTÓRICA TEMPRANA DE PATUDO

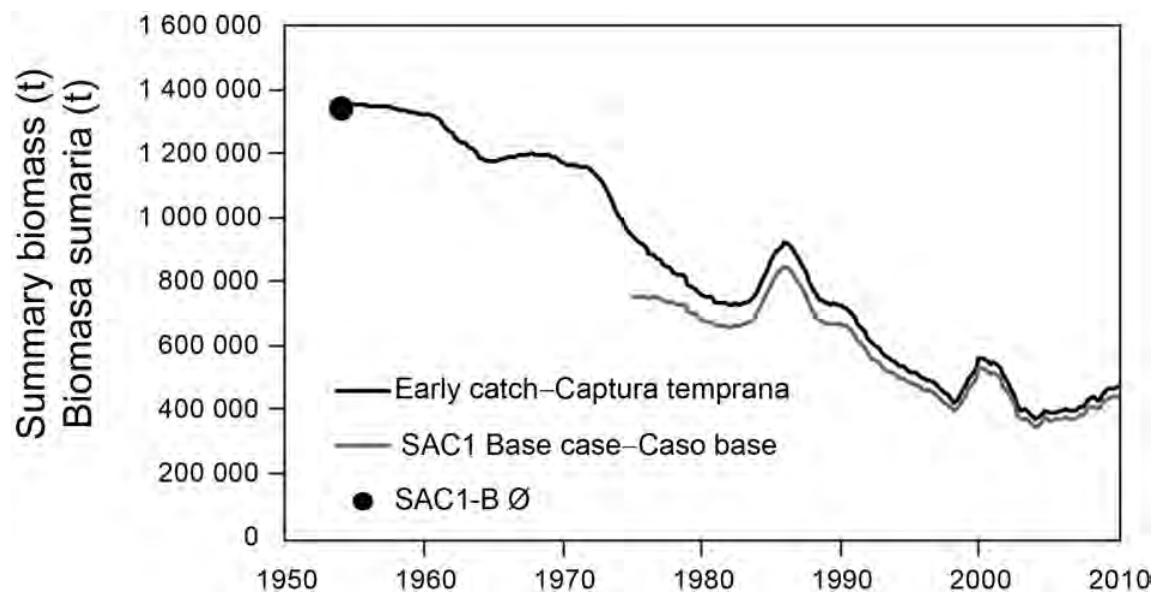


FIGURA 5.1. Comparación de las estimaciones de la biomasa de atún patudo de 3+ de trimestres de edad (biomasa sumaria) del modelo de caso base de la evaluación actual (SAC1) con aquéllas de un modelo que incluye los datos de captura temprana de patudo (1954-1975). El punto grande representa la biomasa virgen de patudo estimada por el modelo de caso base (SAC1)

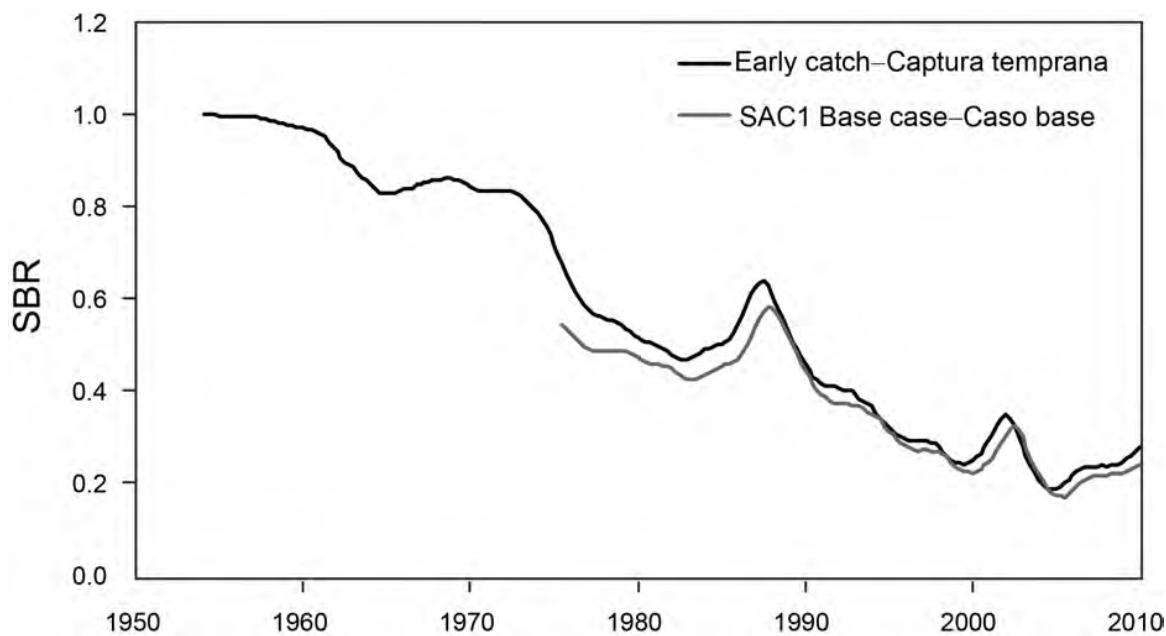


FIGURA 5.2. Comparación de los cocientes de biomasa reproductora (SBR) estimados del modelo de caso base de la evaluación actual (SAC1) con aquéllos de un modelo que incluye los datos de captura temprana de patudo (1954-1975).

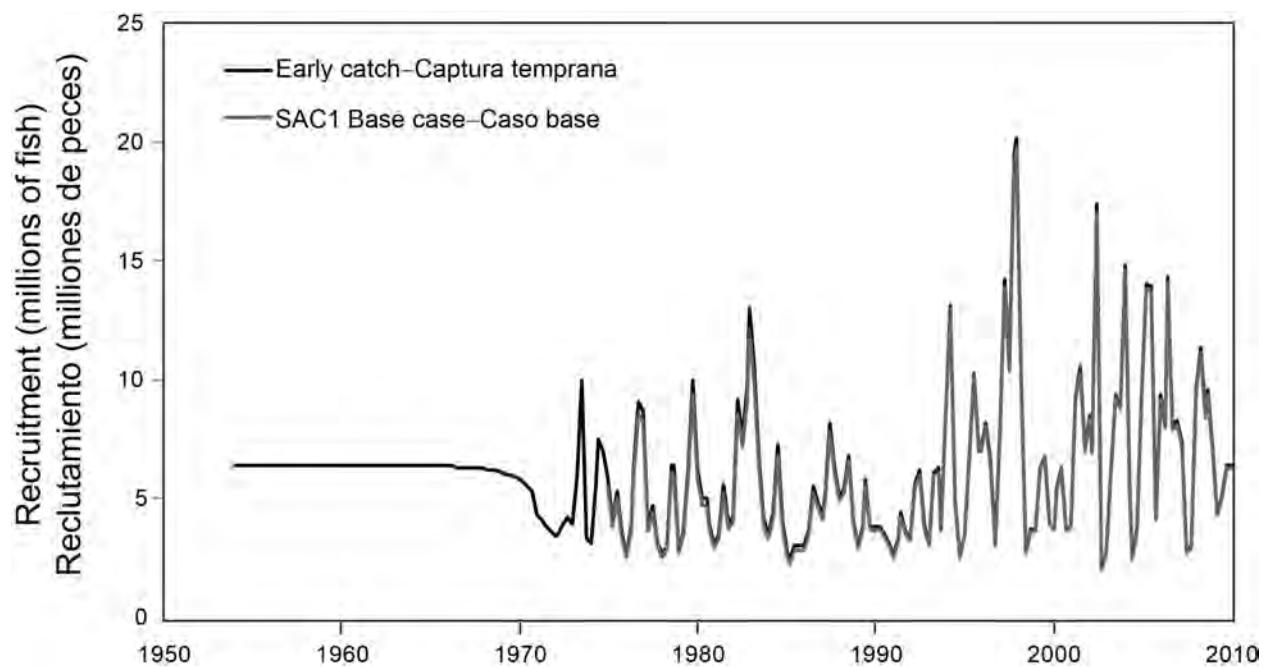


FIGURA 5.3 Comparación del reclutamiento estimado del modelo de caso base de la evaluación actual (SAC1) con aquél de un modelo que incluye los datos de captura temprana de patudo (1954-1975).

ANEXO 6: SENSIBILIDAD A LA PONDERACIÓN DE LOS DATOS DE COMPOSICIÓN POR TAMAÑO DE PALANGRE

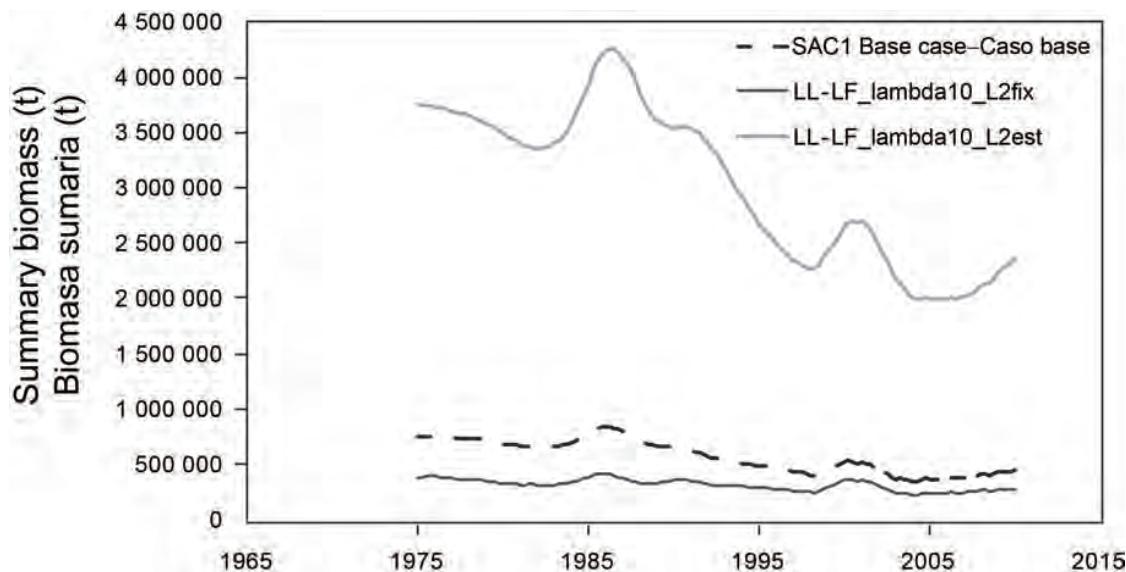


FIGURA 6.1. Comparación de las estimaciones de la biomasa de atún patudo de 3+ de trimestres de edad (biomasa sumaria) del modelo de caso base (SAC1) con aquéllas de un modelo con una ponderación incrementada de las pesquerías de palangre del sur y central con L_2 fijo, al igual que en el caso base (LL-LF_lambda10_L2fix), y L_2 estimado (LL-LF_lambda10_L2est).

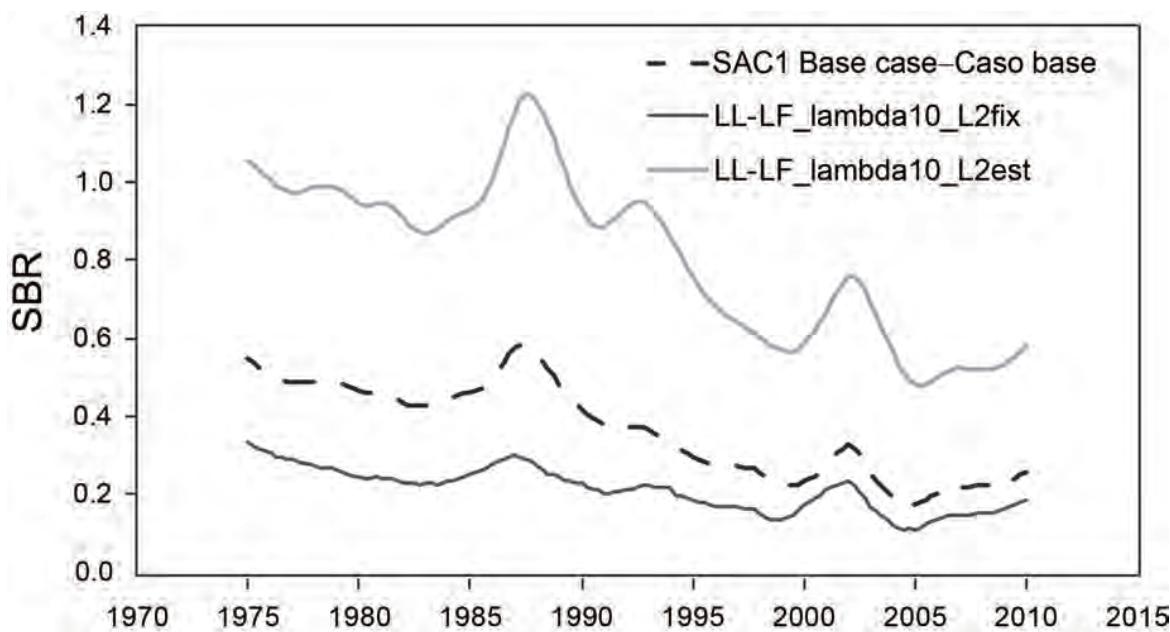


FIGURA 6.2. Comparación de las estimaciones de los cocientes de biomasa reproductora (SBR) biomasa de atún patudo en el OPO del modelo de caso base (SAC1) con aquéllas de un modelo con una ponderación incrementada de las pesquerías de palangre del sur y central con L_2 fijo, al igual que en el caso base (LL-LF_lambda10_L2fix), y L_2 estimado (LL-LF_lambda10_L2est).

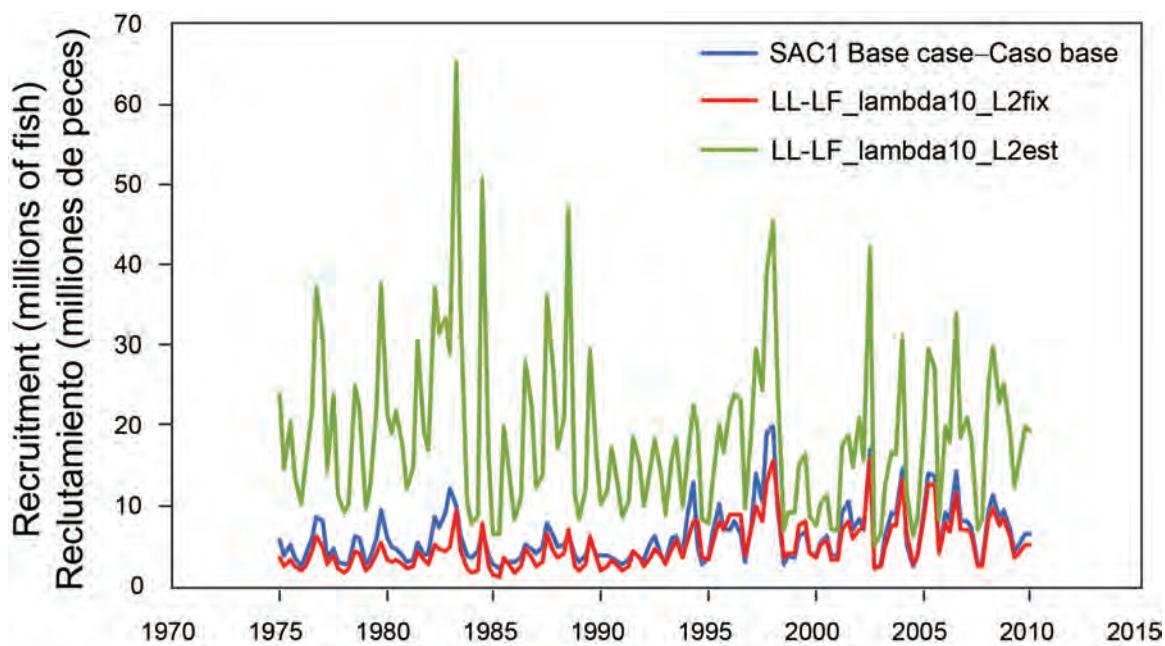


FIGURA 6.3a. Comparación de las estimaciones del reclutamiento de atún patudo en el OPO del modelo de caso base (SAC1) con aquéllas de un modelo con una ponderación incrementada de las pesquerías de palangre del sur y central con L_2 fijo, al igual que en el caso base (LL-LF_lambda10_L2fix), y L_2 estimado (LL-LF_lambda10_L2est).

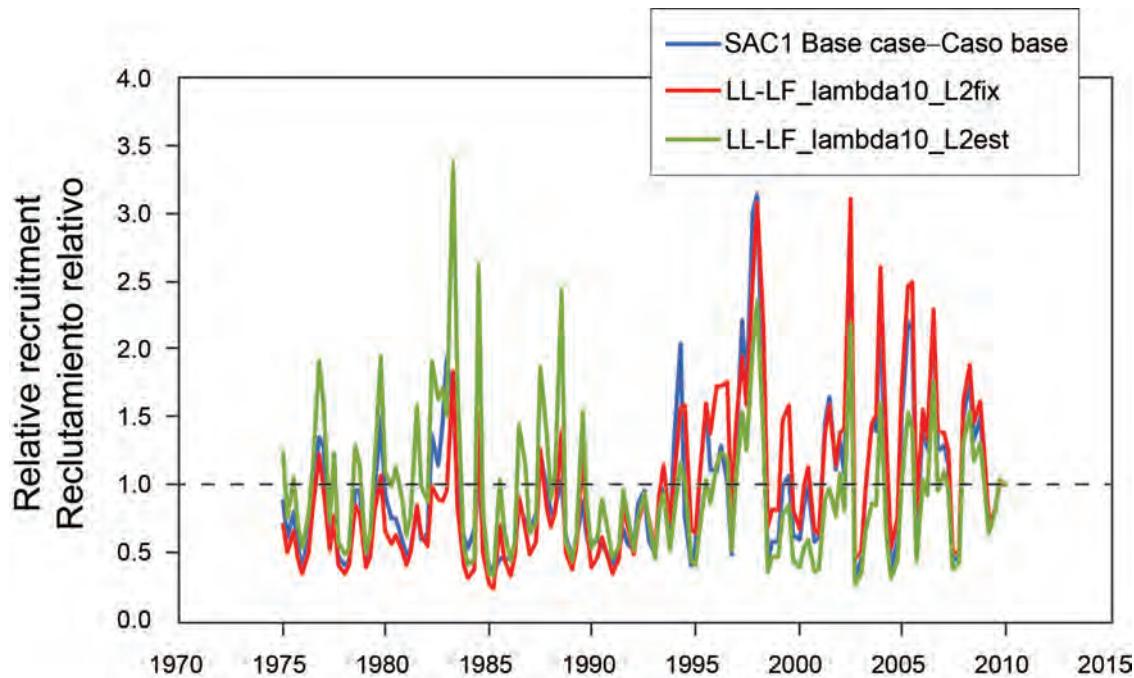


FIGURA 6.3b. Comparación de las estimaciones del reclutamiento de atún patudo en el OPO del modelo de caso base de la evaluación actual (SAC1) con aquéllas de un modelo con una ponderación incrementada de las pesquerías de palangre del sur y central con L_2 fijo, al igual que en el caso base (LL-LF_lambda10_L2fix), y L_2 estimado (LL-LF_lambda10_L2est).

THE IATTC PROGRAM FOR IN-PORT SAMPLING OF TUNA CATCHES

| | |
|--|-----|
| 1. Introduction..... | 255 |
| 2. Details of the sampling program | 255 |
| 3. Sampling statistics for 2009 | 257 |
| Figure..... | 258 |
| References | 257 |

1. INTRODUCTION

This document provides a description of the Inter-American Tropical Tuna Commission's (IATTC) port-sampling procedures that have been in use since 2000 to sample the catches of surface fisheries operating in the eastern Pacific Ocean (EPO). Length-frequency and species composition samples obtained from this sampling program are used to estimate the size and species composition of the landings, which is one of the main inputs to stock assessment models. Material presented in this document has been summarized from several sources (Anonymous 2002; Tomlinson 2004, and references therein; Suter 2008, and references therein; Maunder *et al.* 2010). Descriptions of sampling protocols in use prior to 2000 can be found in Anonymous (2002), Tomlinson *et al.* (1992), Tomlinson (2004), and Suter (2008). Reviews of several aspects of the current and previous port-sampling programs also are available (*e.g.*, Tomlinson *et al.*, 1992, and references therein; Wild, 1994; Tomlinson, 2002; Suter, 2008; Lennert-Cody and Tomlinson, 2010).

2. DETAILS OF THE SAMPLING PROGRAM

2.1. Stratification of the surface fishery

The objective of the IATTC port-sampling program is to sample the catches of the surface fishery for tunas in the EPO, which includes purse-seine and pole-and-line vessels. Samples are collected during the unloading of vessels at ports in Ecuador (Manta and Las Playas), Mexico (Mazatlan and Manzanillo), Panama, and Venezuela (Cumana), where the IATTC has field offices. IATTC staff also sample the catches of recreational vessels in San Diego, USA, to obtain length-frequency data for bluefin tuna. The sampling protocol for recreational vessels is not described in this document.

To insure that samples collected in any given year are representative of the entire fishery, the fishery is divided into categories, or 'strata'. These strata have been defined so that the characteristics of the catches within each stratum will be relatively similar, as compared to characteristics of catches among strata. The strata are defined by area (13 areas, Figure 1), month, and mode of fishing (7 modes), for a total of 1,092 possible strata. Not all strata have fishing activity in any given year.

The fishing modes reflect the type of vessel and the type of set in which the fish were caught, and are defined as follows:

| | Type of vessel | Type of set |
|----|---------------------------------|-----------------|
| 1. | pole-and-line | n/a |
| 2. | small ¹ purse seiner | floating object |
| 3. | " | unassociated |
| 4. | " | dolphin |
| 5. | large ² purse seiner | floating object |
| 6. | " | unassociated |
| 7. | " | dolphin |

¹ <364 t fish-carrying capacity

² ≥ 364 t fish-carrying capacity

The same protocol is used for collecting samples from each stratum. The sampling protocol uses a two-stage approach, where the wells of a vessel are the first stage, and the fish within a well are the second stage.

2.2. Sampling vessel wells

Each vessel has several compartments, called wells, in which the catch is stored while the vessel is at sea. A well is sampled only if all the catch it contains is from the same stratum (*i.e.*, from the same area, month and fishing mode). Because the number of wells in a stratum is not known in advance, and because vessels may unload in ports where logistics make sampling prohibitively difficult, the wells to be sampled are selected opportunistically as time and availability permit. Over the course of a year, unequal numbers of wells will be sampled per stratum. Although logistics dictate that wells be sampled opportunistically, for the purposes of analysis of the data, it is assumed that the sampled wells within each stratum are a random sample of all wells in the stratum. This assumption implies that wells filled with catches from a single stratum are considered representative of all catches within that stratum, regardless of where those catches were stored aboard the vessel.

2.3. Sampling fish within a well

Once a well of a vessel has been selected to be sampled, individual fish are sampled from that well as the catch is unloaded. A number of fish of each species (typically 50) are measured for length (from the tip of the snout to the fork of the tail) to the nearest millimeter. From the same well, and independently of the measured fish, several hundred fish are counted for species composition. The number of fish counted depends on the number of species believed to be in the well, which is determined in advance from observer data or the vessel's logbook. In addition to yellowfin, bigeye and skipjack tuna, field office staff also routinely sample other tuna species such as Pacific bluefin and black skipjack. Samplers are instructed not to measure or count fish from the top 10% or bottom 10% of the well. Ideally, the sampler would select fish at random from the remaining 80% of the well, beginning at a random point in the unloading. However, not only is the number of fish in the well not known, but obtaining a truly random sample of fish is not logically feasible (the unloading process can be lengthy, and may begin at or extend into nighttime). Therefore, the fish sampled from the well are selected one at a time, from an opportunistically established starting point, as circumstances permit.

Specific instructions for the order of sampling events (counting, measuring) depend on the stratum characteristics of the well and can be found in the Appendix of Suter (2008). Generally, the order of events can be summarized as follows. The sampler starts by measuring 25 fish. The sampler then counts and identifies to species anywhere from 50 to 200 fish, depending on the assumed species composition of the catch in the well and the fishing mode associated with the catch in the well. The sampler then continues to alternate between measuring groups of fish and counting fish until at least 50 fish have been measured of each species thought to be in the well and at least 100 fish have been counted and identified to species. This alternating process of measuring and counting extends the sampling of fish over more of the unloading, which has been shown to lead to a more representative sample (Wild 1994). If the species composition appears to change at the time the sample is being collected (*i.e.*, a species not known to be in the well appears in the sample), the sampling (measurements and counts) may be extended. If a species is present in the well, but only in very low numbers, it may not be possible to obtain measurements for 50 fish of the species because the well sampling is not exhaustive. For the purpose of analysis of the data, since it is not possible to guarantee a random selection of fish, it is assumed that the unloading of fish from the well is at random.

Depending on the port of unloading, special circumstances may dictate a slightly different sampling protocol. In some ports, fish may be sorted by weight category and species as they are unloaded before they can be sampled. In this case, the catch in the well is sampled for length but not for species composition. The sampler is instructed to measure 25 fish of each species in every weight category. If the unloading is sorted only by species, the sampler is instructed to measure 50 fish of each species.

3. SAMPLING STATISTICS FOR 2009

The quarterly sampling statistics for 2009 are shown in Table 1. The total of 854 vessel wells sampled in 2009 is generally similar to the level of sampling in previous years; the annual average since 2000 is 893. Sampling statistics by quarter for previous years can be found in the Quarterly Reports of the IATTC (<http://www.iattc.org/QuarterlyReportsENG.htm>).

| 2009 | Number of wells sampled | Number of fish measured | | |
|---------------|-------------------------|-------------------------|--------------|---------------|
| | | Yellowfin | Bigeye | Skipjack |
| Quarter 1 | 290 | 5,902 | 1,386 | 10,333 |
| Quarter 2 | 243 | 6,999 | 3,307 | 6,537 |
| Quarter 3 | 170 | 5,370 | 2,695 | 4,617 |
| Quarter 4 | 151 | 5,348 | 2,294 | 5,322 |
| TOTALS | 854 | 23,619 | 9,682 | 26,809 |

TABLE 1. Sample size (number of wells sampled, number of fish measured by species) by quarter, 2009.

REFERENCES

- Anonymous, 2002. Annual Report of the Inter-American Tropical Tuna Commission, 2000.
- Lennert-Cody, C.E. and Tomlinson, P.K. 2010. Evaluation of aspects of the current IATTC port-sampling design and estimation procedures for catches of tunas by purse-seine and pole-and-line vessels. In: Inter-American Tropical Tuna Commission, Stock Assessment Report 10, pp. 279-299.
- Maunder, M.N., Lennert-Cody, C.E., Aires-da-Silva, A., Bayliff, W.H., Tomlinson, P.K. and Schaefer, K.M. 2010. Summary of data available for bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean and its use in stock assessment. Inter-American Tropical Tuna Commission, External Review of IATTC Bigeye Tuna Assessment, Document BET-01-07, 3-7 May, 2010, La Jolla, California, USA.
- Suter, J.M. 2008. An evaluation of the area stratification used for sampling tunas in the eastern Pacific Ocean and implications for estimating total annual catches. Masters thesis, San Diego State University, San Diego, California, USA.
- Tomlinson, P.K., Tsuji, S., and Calkins, T.P. 1992. Length-frequency estimation for yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) caught by commercial fishing gear in the eastern Pacific Ocean. Inter-American Tropical Tuna Commission, Bulletin 20 (6): 357-398.
- Tomlinson, P.K. 2004. Sampling the tuna catch of the eastern Pacific Ocean for species composition and length-frequency distributions. Inter-American Tropical Tuna Commission, Stock Assessment Report 4.
- Wild, A. 1994. An evaluation of length-frequency sampling procedures and subsequent data analysis for purse-seine caught yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-American Tropical Tuna Commission, Bulletin 21:1-70.

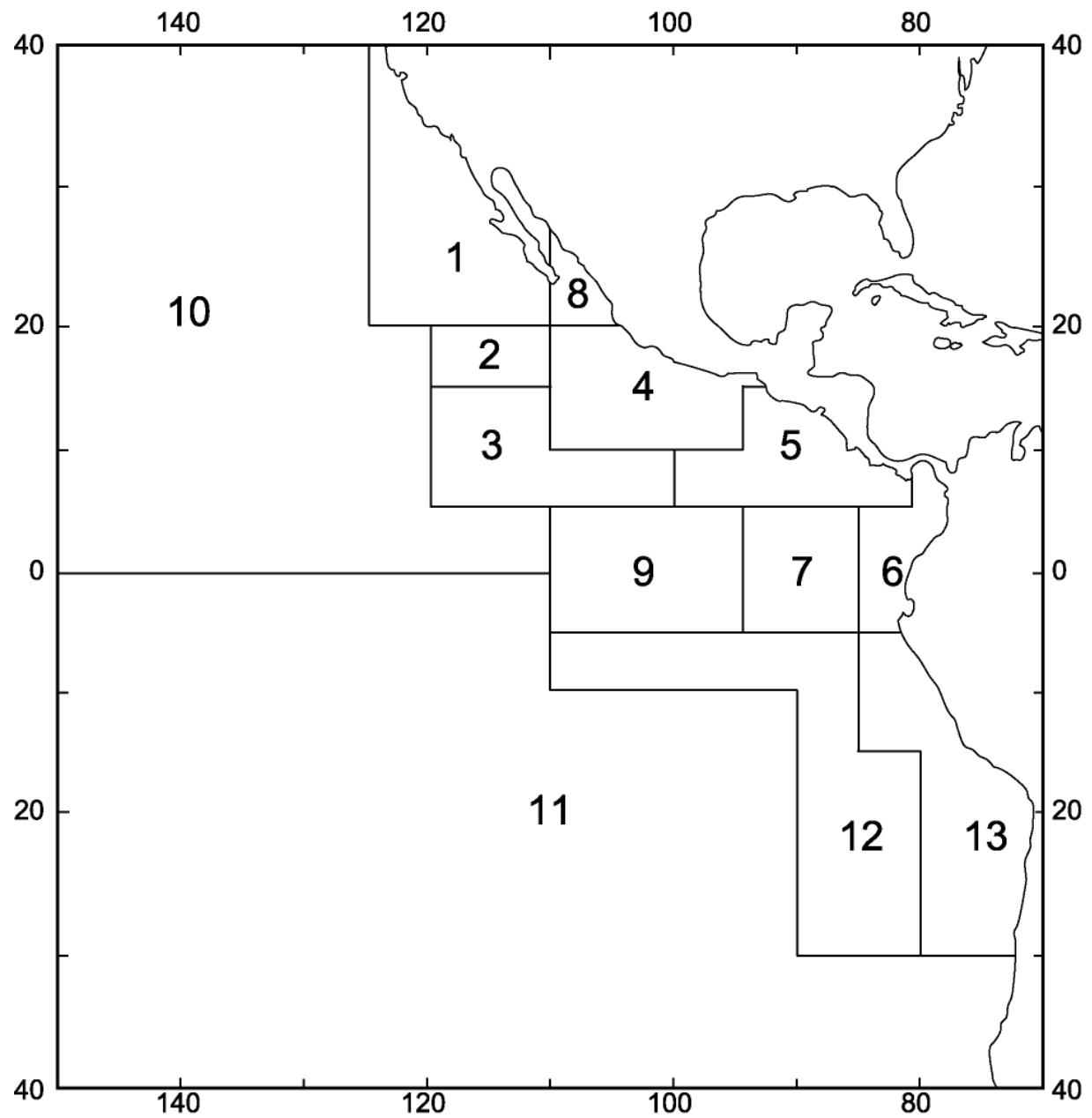


FIGURE 1. The 13 port-sampling areas defined for the EPO.

FIGURA 1. Las 13 áreas de muestreo en puerto definidas para el OPO.

EL PROGRAMA DE LA CIAT DE MUESTREO DE CAPTURAS DE ATUNES EN PUERTO

| | | |
|----|---|-----|
| 1. | Introducción | 259 |
| 2. | Detalles del programa de muestreo | 259 |
| 3. | Estadísticas de muestreo de 2009 | 261 |
| | Figura..... | 258 |
| | Referencias | 261 |

1. INTRODUCCIÓN

En el presente documento se describen los procedimientos de muestreo en puerto de la Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT) que se usan desde 2000 para muestrear las capturas de las pesquerías de superficie que operan en el Océano Pacífico oriental (OPO). Las muestras de frecuencia de talla y composición por especies obtenidas de este programa de muestreo son usadas para estimar la composición de las descargas por tamaño y especie, uno de los insumos principales de los modelos de evaluación de poblaciones. El material presentado en este documento es una síntesis de varias fuentes (Anónimo 2002; Tomlinson 2004, y sus referencias; Suter 2008, y sus referencias; Maunder *et al.* 2010). Se presentan descripciones de los protocolos de muestreo usados antes de 2000 en Anónimo (2002), Tomlinson *et al.* (1992), Tomlinson (2004), y Suter (2008). Han sido publicados análisis de varios aspectos de los programas actual y previo de muestreo en puerto (por ejemplo, Tomlinson *et al.* 1992, y sus referencias; Wild 1994; Tomlinson 2002; Suter 2008; Lennert-Cody y Tomlinson 2010).

2. DETALLES DEL PROGRAMA DE MUESTREO

2.1. Estratificación de la pesquería de superficie

El objetivo del programa de la CIAT de muestreo en puerto es muestrear las capturas de la pesquería atunera de superficie en el OPO, que incluye buques de cerco y cañeros. Las muestras son tomadas durante la descarga de los buques en puertos en Ecuador (Manta y Las Playas), México (Mazatlán y Manzanillo), Panamá, y Venezuela (Cumaná), donde la CIAT cuenta con oficinas regionales. Técnicos de la CIAT muestrean también las capturas de buques de pesca recreacional en San Diego (EE.UU.), para obtener datos de frecuencia de talla de atún aleta azul. No se describe en el presente documento el protocolo de muestreo de los buques recreacionales.

Para asegurar que las muestras tomadas en un cierto año sean representativas de la pesquería entera, se divide la pesquería en categorías, o «estratos». Se definen estos estratos para que las características de las capturas en cada estrato sean relativamente similares, comparadas con las características de las capturas entre estratos. Se definen los estratos por zona (13 áreas, Figura 1), mes, y modalidad de pesca (7 modalidades), para un total de 1.092 posibles estratos. No todos los estratos contienen actividad de pesca en un año dado.

Las modalidades de pesca reflejan el tipo de buque y el tipo de lance en el que fue capturado el pescado, y son definidas de la forma siguiente:

| | Tipo de buque | Tipo de lance |
|----|-------------------------------|----------------------|
| 1. | Cañero | n/a |
| 2. | Cerquero pequeño ¹ | objeto flotante |
| 3. | " | no asociado |
| 4. | " | delfín |
| 5. | Cerquero grande ² | objeto flotante |
| 6. | " | no asociado |

¹ <364 t de capacidad de acarreo de pescado

² ≥ 364 t de capacidad de acarreo de pescado

| | | |
|----|---|--------|
| 7. | " | delfín |
|----|---|--------|

Se usa el mismo protocolo para tomar las muestras de cada estrato. El protocolo de muestreo usa un proceso de dos etapas, en el que la bodega del buque forma la primera etapa, y el pescado en la bodega forma la segunda etapa.

2.2. Muestreo de bodegas en los buques

Cada buque cuenta con una serie de compartimientos, denominados bodegas, en los que se almacena la captura mientras el buque está en el mar. Se muestrea una bodega únicamente si toda la captura que contiene proviene de un solo estrato (o sea, de la misma área, mes y modalidad de pesca). Ya que no se sabe por adelantado el número de bodegas en un estrato, y que los buques a veces descargan en puertos en los que el muestreo es imposiblemente difícil por motivos de logística, se seleccionan las bodegas por muestrear de forma oportunista, según lo permitan el tiempo y la disponibilidad. En el transcurso de un año, el número de bodegas muestreadas varía por estrato. Aunque la logística dicta que las bodegas sean muestreadas de forma oportunista, para los fines del análisis de los datos, se supone que las bodegas muestreadas en cada estrato representan una muestra aleatoria de todas las bodegas en el estrato. Este supuesto implica que una bodega llena de capturas de un solo estrato es considerada representativa de todas las capturas en ese estrato, independientemente de dónde fueron almacenadas esas capturas a bordo del buque.

2.3. Muestreo del pescado en una bodega

Una vez seleccionada una bodega del buque para el muestreo, se muestrean peces individuales de esa bodega durante la descarga de la captura. Se mide la talla (de la punta del hocico a la furca caudal) de un número de peces de cada especie (típicamente 50), al milímetro más cercano. De la misma bodega, e independientemente de los peces medidos, se cuentan varios centenares de peces para su composición por especie. El número de peces contados depende del número de especies que se cree estén presentes en la bodega, lo cual se determina por adelantado a partir de los datos del observador o del cuaderno de bitácora del buque. Además de los atunes aleta amarilla, patudo y barrilete, se muestrean también rutinariamente otras especies de atunes, como el aleta azul del Pacífico y el barrilete negro. Se requiere de los muestreadores no medir ni contar peces del primer 10% o último 10% de la bodega. Idealmente, el muestreador seleccionaría peces al azar del 80% restante de la bodega, comenzando en un punto aleatorio de la descarga, pero no sólo se ignora el número de peces en la bodega, sino que obtener una muestra de peces realmente aleatoria no es logísticamente factible (el proceso de descarga puede tardar mucho, y comenzar o terminar de noche). Por lo tanto, los peces muestreados de la bodega son seleccionados uno por uno, a partir de un punto establecido oportunistamente, según lo permitan las circunstancias.

Las instrucciones específicas con respecto al orden de los eventos de muestreo (contar, medir) dependen de las características de los estratos en la bodega, y son presentadas en el anexo de Suter (2008). En general, el orden de los eventos puede ser resumido de la forma siguiente. El muestreador comienza por medir 25 peces. Luego cuenta e identifica por especie entre 50 y 200 peces, según la supuesta composición por especie de la captura en la bodega y la modalidad de pesca asociada con dicha captura. Sigue alternando entre medir grupos de peces y contar peces hasta haber medido 50 peces de cada especie que se cree estar presente en la bodega y haber contado al menos 100 peces e identificado su especie. Este proceso alterno de medir y contar extiende el muestreo del pescado sobre una mayor porción de la descarga, lo cual se ha demostrado lleva a una muestra más representativa (Wild 1994). Si la composición por especie parece cambiar en el momento de tomar la muestra (es decir, aparece en la muestra una especie cuya presencia en la bodega es insospechada), el muestreo (medidas y conteos) puede ser extendido. Si una especie está presente en la bodega, pero en cantidades muy bajas, podría no ser posible obtener mediciones de 50 peces de la especie porque el muestreo de la bodega no es completo. Para los fines del análisis de los datos, ya que no es posible garantizar una selección aleatoria de los peces, se supone que la descarga de peces de la bodega es al azar.

Según el puerto de descarga, circunstancias especiales podrían dictar un protocolo de muestreo ligeramente diferente. En ciertos puertos, el pescado puede ser clasificado por categoría de peso y especie durante la descarga antes de poder ser muestreados. En tal caso, se muestrea la captura de la bodega por talla, pero no por composición por especie. El muestreador debe medir 25 peces de cada especie en cada categoría de peso. Si la descarga es clasificada por especie solamente, debe medir 50 peces de cada especie.

3. ESTADÍSTICAS DE MUESTREO DE 2009

En la Tabla 1 se presentan las estadísticas trimestrales de muestreo de 2009. El total de 854 bodegas muestreadas es generalmente similar al nivel de muestreo de años previos; el promedio anual desde 2000 es 893. En los Informes Trimestrales de la CIAT se detallan las estadísticas de muestreo por trimestre de años previos (<http://www.iattc.org/QuarterlyReportsSPN.htm>).

| 2009 | Número de bodegas muestreadas | Número de peces medidos | | |
|---------------|----------------------------------|-------------------------|--------------|---------------|
| | | Aleta amarilla | Patudo | Barritete |
| Trimestre 1 | 290 | 5.902 | 1.386 | 10.333 |
| Trimestre 2 | 243 | 6.999 | 3.307 | 6.537 |
| Trimestre 3 | 170 | 5.370 | 2.695 | 4.617 |
| Trimestre 4 | 151 | 5.348 | 2.294 | 5.322 |
| TOTALS | 854 | 23.619 | 9.682 | 26.809 |

TABLA 1. Tamaño de la muestra (número de bodegas muestreadas, número de peces medidos por especie) por trimestre, 2009.

REFERENCIAS

- Anónimo, 2002. Informe Anual de la Comisión Interamericana del Atún Tropical, 2000.
- Lennert-Cody, C.E. y Tomlinson, P.K. 2010. Evaluación de aspectos del diseño actual del muestreo en puerto de la CIAT y los procedimientos de estimación de las capturas de atunes por buques de cerco y de caña. En: Comisión Interamericana del Atún Tropical, Informe de Evaluación de Stocks 10, pp. 300-308.
- Maunder, M.N., Lennert-Cody, C.E., Aires-da-Silva, A., Bayliff, W.H., Tomlinson, P.K. y Schaefer, K.M. 2010. Summary of data available for bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean and its use in stock assessment. Comisión Interamericana del Atún Tropical, Revisión externa de la evaluación de la CIAT del atún patudo, Documento BET-01-07, 3-7 de mayo de 2010, La Jolla, California, EE.UU.
- Suter, J.M. 2008. An evaluation of the area stratification used for sampling tunas in the eastern Pacific Ocean and implications for estimating total annual catches. Tesis de maestría, Universidad Estatal de San Diego, San Diego, California, EE.UU.
- Tomlinson, P.K., Tsuji, S., y Calkins, T.P. 1992. Estimación de las frecuencias de talla de atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) capturado por artes comerciales en el Océano Pacífico oriental. Comisión Interamericana del Atún Tropical, Boletín 20 (6): 385-396.
- Tomlinson, P.K. 2004. Muestreo de la composición por especie y distribución de frecuencia de talla de la captura de atún del Océano Pacífico oriental. Comisión Interamericana del Atún Tropical, Informe de Evaluación de Stocks 4.
- Wild, A. 1994. Una evaluación de los procedimientos de muestreo de frecuencia de talla y del análisis subsecuente de los datos de atún aleta amarilla capturado con red de cerco en el Océano Pacífico oriental. Comisión Interamericana del Atún Tropical, Boletín 21:1-70.

A FISHERY-IMPACT-BASED MANAGEMENT REFERENCE LEVEL FOR PACIFIC BLUEFIN TUNA IN THE EASTERN PACIFIC OCEAN

Mark Maunder, Alexandre Aires-da-Silva, and Rick Deriso

| | | |
|----|-------------------------------|-----|
| 1. | Introduction..... | 262 |
| 2. | Methods | 262 |
| 3. | Application and results | 263 |
| 4. | Discussion | 263 |
| | Table | 264 |
| | Figures | 265 |
| | References | 270 |

1. INTRODUCTION

Developing management reference points for Pacific bluefin tuna is problematic, due to sensitivity to the stock assessment model's assumptions. In particular, absolute levels of biomass and fishing mortality, and reference points based on maximum sustainable yield (MSY), are hypersensitive to the value of natural mortality (Aires-da-Silva *et al.* 2009; Ichinokawa *et al.* 2010; Kai *et al.* 2010). Relative trends in biomass and fishing mortality levels are more robust to model assumptions. Therefore, management reference points based on relative biomass or fishing mortality should be considered for managing Pacific bluefin tuna. It is unlikely that these management measures can be designed to optimize yield, and management should be designed to provide reasonable yields while ensuring sustainability until the uncertainty in the assessment is reduced.

Developing limit reference points based on historic levels of biomass, fishing mortality, or catch is common in data-limited situations. Essentially, the limit reference points are based on the assumption that if the biomass (or fishing mortality or catch) does not decline below (or increase above) the historic levels, the population should be sustainable because it was at those levels in the past. Historic catch limits are problematic because they do not take into consideration the current biomass compared to the biomass levels when the historic catch occurred. Historic biomass is also problematic because biomass can vary independently of fishing and biomass is not a management quantity that can be managed directly like catch and fishing mortality (effort). Fishing mortality is problematic because biomass levels are a function of multiple years of fishing mortality and the ages at which fish are caught, and these can change over time. Therefore, using the highest historical fishing mortality as a limit reference point would be inappropriate.

We develop a management “indicator” that is based on integrating multiple years of fishing mortality and takes the age structure of the fishing mortality into consideration. The indicator is based on calculating the impact of fisheries on the stock of fish . We apply the indicator to Pacific bluefin tuna and evaluate its sensitivity to assumed levels of natural mortality (M).

2. METHODS

Maunder and Watters (2001) developed a simple approach to determine the impact of fishing on a fish population. The population is projected over a historic period with and without fishing, using a standard fisheries stock assessment model. The parameters of the model are fixed at values estimated using the stock assessment model with catch. The biomass level estimated without fishing minus the biomass estimated with fishing is an estimate of the impact of the fishery. Since the annual recruitments are the same in both scenarios, differences in biomass are due only to fishing. The use of estimated age-specific selectivity for the fisheries ensures that the ages of fish caught are taken into consideration. Finally, since the dynamics of the population is modeled over time, the difference in biomass is an accumulation of all

catches before the year of interest. Maunder and Harley (2005) modified the method to allow the impacts to be attributed to different fisheries or groups of fisheries.

The impact of a fishery is calculated as follows (Wang *et al.* 2009):

1. Set the catch for all fisheries and the initial exploitation rate (used to generate the initial age-specific abundance, for 1952 in the case of Pacific bluefin tuna) parameters to zero. Simulate the dynamics from the estimated model parameters to estimate the dynamic (hypothetical) unexploited stock size (dynamic virgin spawning biomass, $S_{0,t}$).
2. Calculate the difference between the estimated spawning biomass (S_t) and $S_{0,t}$ to estimate the impact of all fisheries combined.
3. Set the catch for a given fishery (or group of fisheries) and the initial exploitation rate parameters for that fishery group to zero. Simulate the dynamics from the estimated model parameters to estimate the unexploited stock size in the absence of that fishery group.
4. Repeat Step 3 for each fishery group. The sum of the fishery impacts for the fishery groups will not equal the impact for all fisheries combined that was estimated in Step 2. Assign the impact from all fisheries combined to each fishery group by using the ratios of the impacts estimated in Step 3.

The fishery impact over time is used as an indicator for developing reference points based on historic performance. The assumption is that if the fishery impact is less than that seen in the past, then the population is likely to be sustainable at current levels of fishing mortality.

3. APPLICATION AND RESULTS

The fishery impact indicator is calculated for Pacific bluefin tuna based on spawning biomass. The fisheries are grouped into those in the eastern Pacific Ocean (EPO) and those in the western and central Pacific Ocean (WCPO) because setting management guidelines for the EPO is the goal of this analysis. The base case assessment developed by the International Scientific Committee for Tuna and Tuna-like Species in the North Pacific Ocean (ISC) is used as the stock assessment model (Ichinokawa *et al.* 2010). The sensitivity of the fishery impact and its use as a management indicator to the different natural mortality assumptions (Table 1) are evaluated.

The index of impact proposed for management is calculated as the estimate of actual spawning biomass divided by the hypothetical spawning biomass in the absence of the respective fishery. This assumes that the impact is measured under the assumption that the impact of the other fisheries is not controlled. Alternatively, the impact could be the abundance without that fishery as a ratio of the abundance with no fishing (this alternative is not presented here).

The estimated impact of the fisheries on the Pacific bluefin population for the whole time period modeled (1952-2006) is substantial (Figure 1). The impact is highly sensitive to the assumed values for natural mortality. The WCPO fisheries have had a greater impact than the EPO fisheries, and their rate of increase in recent years is higher. The temporal trend in the impact is robust to the assumed level of natural mortality (Figure 2).

4. DISCUSSION

The temporal trend in the estimated fisheries impact is robust to the assumption about natural mortality. Therefore, using the relative fishery impact as an indicator for management advice based on estimated historical performance may be useful. The impact of the EPO fisheries was substantially lower during 1994-2007 than it was during 1970-1993, when the stocks were depleted to a much lower relative size; however, the impact has been increasing recently (Figure 2). The average catch in the EPO fisheries during 1994-2007, the period of low fishery impact, is 4,221 metric tons (inter-quartile range 2,416-4,704 tons) (Figure 3). The estimated status of the stock is uncertain, and is sensitive to model assumptions. Catch levels should be set based on those years when the impact was low until the uncertainty in the

assessment is reduced. This management measure should ensure that the fishery is sustainable as long as similar measures are taken in the WCPO.

TABLE 1. Values of age-specific natural mortality (M) used in the model. New $M = M$ assumed in the current assessment (Ichinokawa *et al.* 2010); Old $M = M$ assumed in the previous assessment (Anonymous 2008).

TABLA 1. Valores de mortalidad natural (M) por edad usados en el modelo. M nueva = M supuesta en la evaluación actual (Ichinokawa *et al.* 2010); M vieja = M supuesta en la evaluación previa (Anónimo 2008).

| Age Edad | New M M nueva | Old M M vieja |
|-------------|----------------------|----------------------|
| | | |
| 0 | 1.6 | 1.6 |
| 1 | 0.386 | 0.46 |
| 2 | 0.25 | 0.27 |
| 3 | 0.25 | 0.2 |
| 4 | 0.25 | 0.12 |
| 5 | 0.25 | 0.12 |
| 6 | 0.25 | 0.12 |
| 7 | 0.25 | 0.12 |
| 8 | 0.25 | 0.12 |
| 9 | 0.25 | 0.12 |
| 10 | 0.25 | 0.12 |
| 11 | 0.25 | 0.12 |
| 12 | 0.25 | 0.12 |
| 13 | 0.25 | 0.12 |
| 14 | 0.25 | 0.12 |
| 15 | 0.25 | 0.12 |
| 16 | 0.25 | 0.12 |
| 17 | 0.25 | 0.12 |
| 18 | 0.25 | 0.12 |
| 19 | 0.25 | 0.12 |
| 20 | 0.25 | 0.12 |

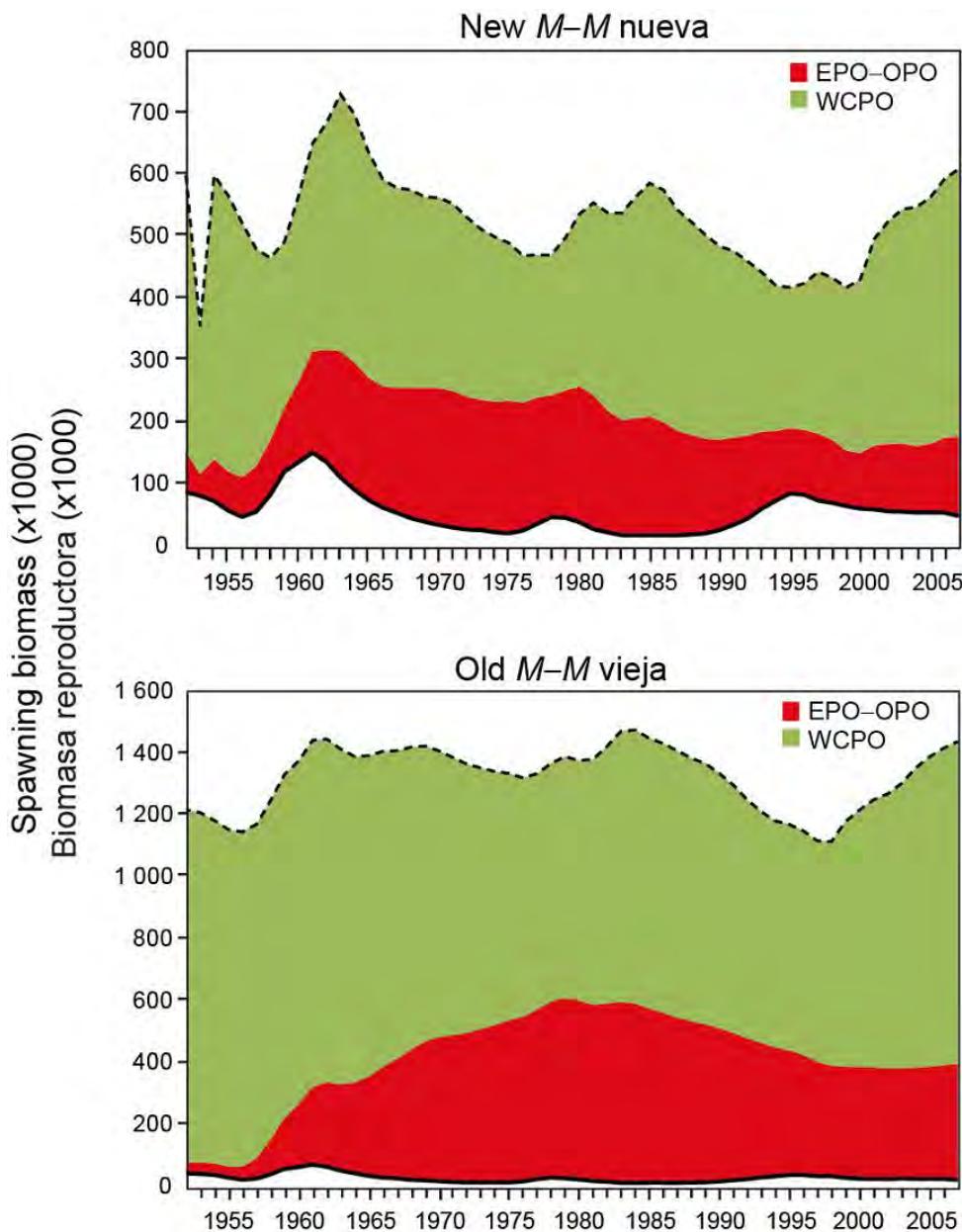


FIGURE 1. Estimates of the impact on the Pacific bluefin tuna population of fisheries in the EPO and in the WCPO for the new (upper panel) and old (lower panel) values of natural mortality (M). The dashed line represents the estimated hypothetical unfished spawning biomass, and the solid line the estimated actual spawning biomass. New $M = M$ assumed in the current assessment (Ichinokawa *et al.* 2010); old $M = M$ assumed in the previous assessment. The shaded areas indicate the impact attributed to each fishery.

FIGURA 1. Estimaciones del impacto sobre la población de atún aleta azul del Pacífico de las pesquerías en el OPO y en el WCPO correspondientes a los valores de mortalidad natural (M) nueva (panel superior) y vieja (panel inferior). La línea de trazos representa la biomasa reproductora no pescada hipotética estimada, y la línea sólida la biomasa reproductora real estimada. M nueva = M supuesta en la evaluación actual (Ichinokawa *et al.* 2010); M vieja = M supuesta en la evaluación previa. Las áreas sombreadas indican el impacto atribuido a cada pesquería.

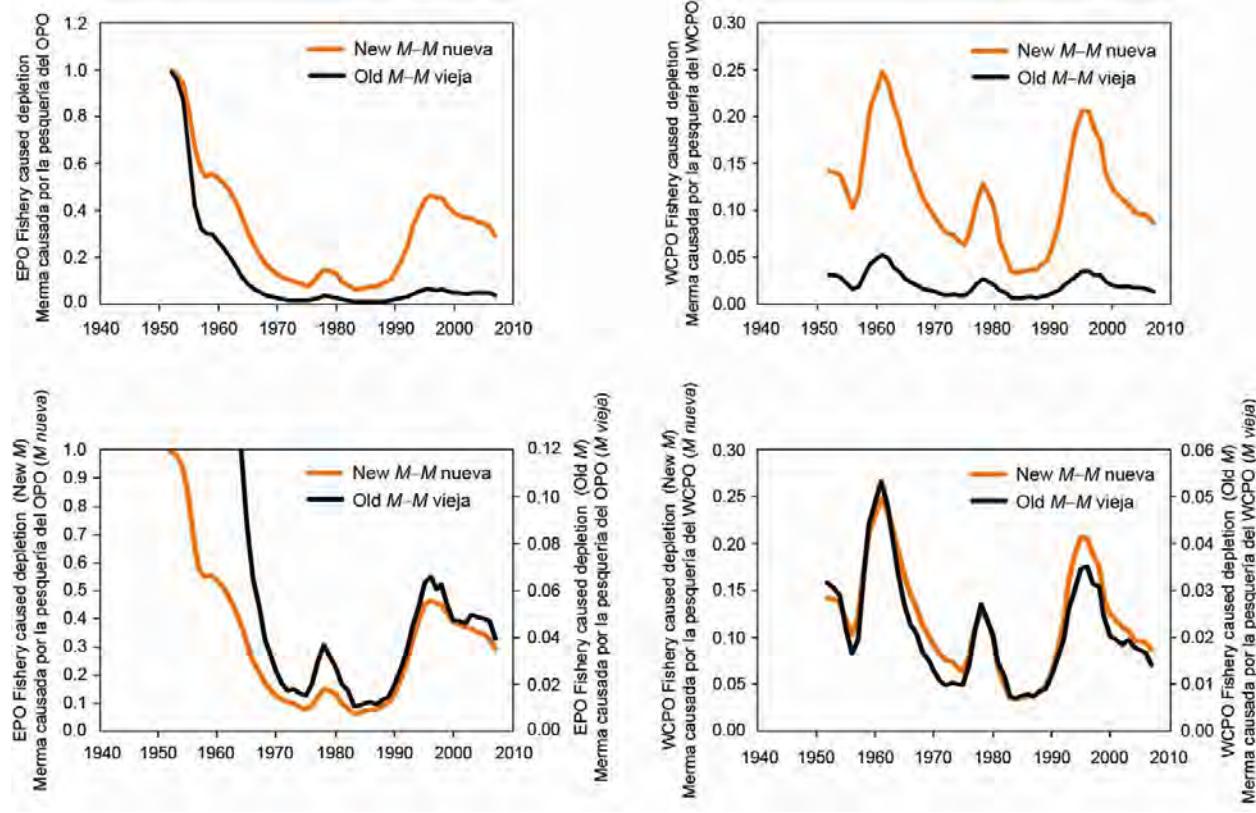


FIGURE 2. Stock depletion (actual abundance as a fraction of the hypothetical abundance if the fishery were not operating) caused by the EPO fisheries (left) and WCPO fisheries (right) for the new and old values of M , on the same scale (top) and on different scales (bottom). Higher values correspond to less depletion; *i.e.* actual abundance is closer to hypothetical abundance without the fishery operating.

FIGURA 2. Merma de la población (abundancia real como fracción de la abundancia hipotética si no operara la pesquería) causada por las pesquerías del OPO (izquierda) y WCPO (derecha) correspondientes a los valores nuevo y viejo de M , en la misma escala (arriba) y en escalas diferentes (abajo). Valores altos corresponden a menos merma; es decir, la abundancia real es más cercana a la abundancia hipotética sin la pesquería.

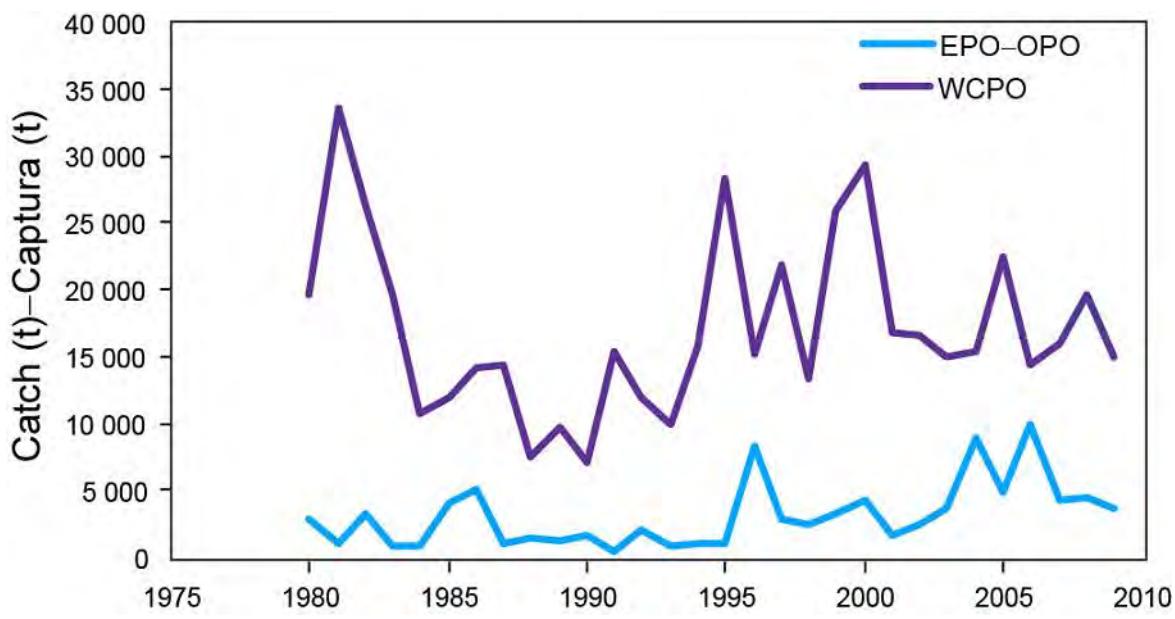


FIGURE 3. Total Pacific bluefin tuna catch in the EPO and WCPO, 1980-2009.

FIGURA 3. Captura total de atún aleta azul del Pacífico en el OPO y el WCPO, 1980-2009.

UN NIVEL DE REFERENCIA PARA LA ORDENACIÓN BASADO EN EL IMPACTO DE LA PESCA PARA EL ATÚN ALETA AZUL DEL PACÍFICO EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL

Mark Maunder, Alexandre Aires-da-Silva, y Rick Deriso

| | | |
|----|-------------------------------|-----|
| 1. | Introducción | 268 |
| 2. | Métodos | 268 |
| 3. | Aplicación y resultados | 269 |
| 4. | Discusión..... | 269 |
| | Tabla..... | 264 |
| | Figuras | 265 |
| | Referencias | 270 |

1. INTRODUCCIÓN

El desarrollo de puntos de referencia para la ordenación del atún aleta azul del Pacífico es problemático, debido a la sensibilidad a los supuestos del modelo de evaluación de la población. En particular, los niveles absolutos de biomasa y de mortalidad por pesca, y los puntos de referencia basados en el rendimiento máximo sostenible (RMS), son hipersensibles al valor de mortalidad natural (Aires-da-Silva *et al.* 2009; Ichinokawa *et al.* 2010; Kai *et al.* 2010). Las tendencias relativas de los niveles de biomasa y de la mortalidad por pesca son más robustas a los supuestos del modelo. Por lo tanto, puntos de referencia para la ordenación basados en biomasa o mortalidad por pesca relativa deberían ser considerados para la ordenación del atún aleta azul del Pacífico. Es poco probable que estas medidas de ordenación puedan ser diseñadas para optimizar el rendimiento, y la ordenación debería ser ideada para producir rendimientos razonables, y al mismo tiempo asegurar la sustentabilidad hasta que se reduzca la incertidumbre en la evaluación.

Desarrollar puntos de referencia límite basados en niveles históricos de biomasa, mortalidad por pesca, o captura es común en situaciones de datos limitados. Esencialmente, los puntos de referencia límite se basan en el supuesto que si la biomasa (o mortalidad por pesca o captura) no disminuye por debajo de (o aumenta por encima de) los niveles históricos, la población debería ser sostenible porque estuvo en esos niveles en el pasado. Los límites de captura histórica son problemáticos porque no toman en consideración la biomasa actual en relación a los niveles de biomasa en el momento de la captura histórica. La biomasa histórica es asimismo problemática, porque la biomasa puede variar independientemente de la pesca, y la biomasa no es una cantidad de ordenación que pueda ser controlada directamente, a diferencia de la captura y la mortalidad por pesca (esfuerzo). La mortalidad por pesca es problemática porque los niveles de biomasa son una función de múltiples años de mortalidad por pesca y la edad a la cual se capturan los peces, y éstos pueden cambiar a lo largo del tiempo. Por lo tanto, usar la mortalidad por pesca máxima histórica como punto de referencia límite no sería apropiado.

Desarrollamos un « indicador » de ordenación que se basa en la integración de múltiples años de mortalidad por pesca y que toma en consideración la estructura por edades de la misma. El indicador se basa en cálculos del impacto de la pesca sobre la población de peces. Aplicamos el indicador al atún aleta azul del Pacífico y evaluamos su sensibilidad a niveles supuestos de mortalidad natural (M).

2. MÉTODOS

Maunder y Watters (2001) desarrollaron un método sencillo para determinar el impacto de la pesca sobre una población de peces. Se proyecta la población durante un período histórico con y sin pesca, usando un modelo estándar de evaluación de poblaciones de peces. Se fijan los parámetros del modelo en valores estimados a partir del modelo de evaluación con pesca. El nivel de biomasa estimado sin pesca menos la biomasa estimada con pesca es una estimación del impacto de la pesca. Ya que los reclutamientos anua-

les son iguales en los dos escenarios, las diferencias en la biomasa se deben a la pesca únicamente. El uso de una selectividad estimada por edad para las pesquerías asegura que la edad de los peces sea tomada en consideración. Finalmente, ya que la dinámica de la población es modelada durante un período de tiempo, la diferencia en la biomasa es una acumulación de todas las capturas antes del año de interés. Maund y Harley (2005) modificaron el método para permitir la atribución de los impactos a distintas pesquerías o grupos de pesquerías.

Se calcula el impacto de la pesca de la forma siguiente (Wang *et al.* 2009):

1. Fijar en cero la captura de todas las pesquerías y los parámetros de la tasa inicial de explotación (usada para generar la abundancia por edad inicial, de 1952 en el caso de del aleta azul del Pacífico). Simular la dinámica a partir de los parámetros estimados del modelo para estimar el tamaño dinámico (hipotético) de la población no explotada (biomasa reproductora virgen dinámica, $S_{0,t}$).
2. Calcular la diferencia entre la biomasa reproductora estimada (S_t) y $S_{0,t}$ para estimar el impacto de todas las pesquerías combinadas.
3. Fijar en cero la captura de una pesquería (o grupo de pesquerías) dada y los parámetros de la tasa inicial de explotación para ese grupo de pesquerías. Simular la dinámica a partir de los parámetros estimados del modelo para estimar el tamaño de la población no explotada en ausencia de ese grupo de pesquerías.
4. Repetir el Paso 3 para cada grupo de pesquerías. La suma de los impactos de pesca de los grupos de pesquerías no será igual al impacto de todas las pesquerías combinadas estimado en el Paso 2. Asignar el impacto de todas las pesquerías combinadas a cada grupo de pesquerías mediante el uso de los cocientes de los impactos estimados en el Paso 3.

Se usa el impacto de la pesca a lo largo del tiempo como indicador para desarrollar puntos de referencia basados en desempeño histórico. El supuesto es que, si el impacto de la pesca es menor que aquél observado en el pasado, es probable que la población sea sostenible con los niveles actuales de mortalidad por pesca.

3. APLICACIÓN Y RESULTADOS

Se calcula el indicador de impacto de pesca para el atún aleta azul de Pacífico a partir de la biomasa reproductora. Se agrupan las pesquerías en aquéllas en el Océano Pacífico oriental (OPO) y aquéllas en el Océano Pacífico central y occidental (WCPO), porque fijar directrices de ordenación para el OPO es la meta de este análisis. Se usa la evaluación de caso base desarrollada por el Comité Científico Internacional (ISC) para los atunes y especies afines en el Océano Pacífico norte como modelo de evaluación de la población (Ichinokawa *et al.* 2010). Se evalúan la sensibilidad del impacto de la pesca y su uso como indicador de ordenación a los distintos supuestos sobre la mortalidad natural (Tabla 1).

Se calcula el índice del impacto propuesto para la ordenación como la estimación de la biomasa reproductora real dividida por la biomasa reproductora hipotética en ausencia de la pesquería respectiva. Esto supone que se mide el impacto bajo el supuesto que no se controla el impacto de las otras pesquerías. Alternativamente, el impacto podría ser la abundancia sin esa pesquería como cociente de la abundancia sin pesca (no se presenta esta alternativa en este documento).

El impacto estimado de la pesca sobre la población de aleta azul del Pacífico durante todo el período modelado (1952-2006) es sustancial (Figura 1). El impacto es altamente sensible al valor de mortalidad natural supuesto. Las pesquerías del WCPO han tenido un impacto mayor que aquéllas del OPO, y su tasa de aumento en los últimos años es asimismo mayor. La tendencia temporal del impacto es robusta al nivel de mortalidad natural supuesto (Figura 2).

4. DISCUSIÓN

La tendencia temporal del impacto estimado de la pesca es robusta al supuesto acerca de la mortalidad

natural. Por lo tanto, podría ser útil usar el impacto relativo de la pesca como indicador para el asesoramiento de ordenación basado en desempeño histórico. El impacto de las pesquerías del OPO fue sustancialmente menor durante 1994-2007 que durante 1970-1993, cuando las poblaciones fueron reducidas a un tamaño relativo mucho menor, pero el impacto ha aumentado recientemente (Figura 2). La captura media en las pesquerías del OPO durante 1994-2007, el período de impacto de pesca bajo, es 4,221 toneladas (rango intercuartil 2,416-4,704 toneladas) (Figura 3). La estimación de la condición de la población es incierta, y es sensible a los supuestos del modelo. Hasta que se reduzca la incertidumbre en la evaluación, se deberían fijar los niveles de captura sobre la base de aquellos años en los que el impacto fue bajo. Esta medida de ordenación debería asegurar que la pesquería sea sostenible, siempre que se tomen medidas similares en el WCPO.

REFERENCES-REFERENCIAS

- Aires-da-Silva, A., Maunder, M., Deriso, R., Piner, K. and Lee, H.H. 2009. A sensitivity analysis of alternative natural mortality assumptions in the PBF stock assessment. ISC/09/PBF-1/1
- Anonymous 2008. Report of the Pacific Bluefin Tuna Working Group Workshop. International Scientific Committee for Tuna and Tuna-Like Species in the North Pacific Ocean. May 28-June 4, 2008, Shimizu, Japan; continued July 17-18, 2008, Takamatsu, Japan.
http://isc.acaffrc.go.jp/isc8/pdf/Annex_7_PBF_May08_ISC8.pdf
- Ichinokawa, M., Kai, M., Takeuchi, Y. 2010. Stock assessment of Pacific bluefin tuna with updated fishery data until 2007. ISC/10-1/PBFWG/01.
- Kai, M., Ichinokawa, M., Takeuchi, Y. 2010. Updated biological reference points (BRPs) for Pacific Bluefin tuna and the effect of uncertainties on the BRPs. ISC/10-1/PBFWG/02.
- Maunder, M.N. and Harley, S.J. 2005. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2003 and outlook for 2004. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report, 5.
- Maunder, M.N. and Watters, G.M. 2001. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report, 1: 5-86.
- Wang, S.-P., Maunder, M.N., Aires-da-Silva, A. And Bayliff, W.H. 2009. Evaluating fishery impacts: application to bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean. Fisheries Research 99: 106-111.