

COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL  
COMITÉ CIENTÍFICO ASESOR

CUARTA REUNIÓN

La Jolla, California (EE.UU.)  
29 de abril – 3 de mayo de 2013

**DOCUMENTO SAC-04-05a**

**CONDICIÓN DEL ATÚN PATUDO EN EL OCÉANO PACÍFICO  
ORIENTAL EN 2012 Y PERSPECTIVAS PARA EL FUTURO**

Alexandre Aires-da-Silva y Mark N. Maunder

**ÍNDICE**

1. Resumen .....	1
2. Datos .....	4
3. Supuestos y parámetros.....	8
4. Evaluación de la población .....	13
5. Condición de la población.....	24
6. Efectos simulados de las resoluciones de conservación de atún y operaciones futuras de pesca.....	27
7. Direcciones futuras .....	30

**1. RESUMEN**

Este documento presenta la evaluación más actual de la población de atún patudo (*Thunnus obesus*) en el Océano Pacífico oriental (OPO). Se usó en la evaluación un modelo de evaluación de poblaciones estadístico integrado con estructura por edad (*Stock Synthesis 3*).

El atún patudo se encuentra distribuido por todo el Océano Pacífico, pero la mayor parte de la captura proviene de las zonas oriental y occidental del mismo. Las capturas cerqueras de aleta amarilla son sustancialmente más bajas cerca del límite occidental del OPO (150°O); las capturas palangreras son más continuas, pero relativamente bajas entre 160°O y 180°. El patudo no es capturado frecuentemente con arte de cerco en el OPO al norte de 10°N, pero una porción sustancial de las capturas palangreras de patudo en el OPO proviene del norte de ese paralelo. Es probable que exista una población continua por todo el Océano Pacífico, con intercambio de individuos a escala local. Se realiza la evaluación como si existiera una sola población en el OPO, y ocurrieran desplazamientos netos mínimos de peces entre el OPO y el Océano Pacífico central y occidental. Sus resultados son consistentes con aquéllos de otros análisis del atún patudo a escala del Pacífico entero. Se está recolectando y analizando los datos de programas de marcado recientes, que ayudarán a obtener estimaciones de los desplazamientos entre el OPO y el Océano Pacífico central y occidental.

Los supuestos de la evaluación han sido mejorados desde la evaluación completa previa realizada en 2010, que ya había sido modificada conforme a las recomendaciones de la [revisión externa](#) de la evaluación del patudo por el personal de la CIAT que tuvo lugar en mayo de 2010. La evaluación actual del patudo incluye varias mejoras. En primer lugar, se introdujo una nueva curva de crecimiento de Richards estimada externamente a partir de un análisis integrado de lecturas de edad en otolitos y observaciones de marcado y recaptura. Esta curva redujo en particular la incertidumbre acerca del tamaño medio de los peces más viejos (parámetro  $L_2$ ). Además, los parámetros que determinan la varianza de la talla por edad fueron asimismo tomados de las nuevas estimaciones de crecimiento derivadas

externamente. Los análisis diagnósticos con la configuración previa del modelo de caso base indicaron una influencia dominante de los datos de composición por talla al determinar la productividad (el parámetro  $R_0$ ) de la población de patudo, y también se descubrieron conflictos entre los conjuntos de datos. Como resultado, se realizaron mejoras en la evaluación actual de la ponderación asignada a los distintos conjuntos de datos. Concretamente, los datos de composición por talla de todas las pesquerías fue reducida. Además, el número de series de datos de captura por unidad de esfuerzo (CPUE) usadas como índices de abundancia fue reducido a fin de minimizar las tendencias conflictivas entre los conjuntos de datos. En lugar de ajustar a un total de diez series de CPUE (dos índices cerqueros y ocho índices palangreros), se seleccionó un conjunto reducido de índices de abundancia para representar las tendencias de la población de patudo (los períodos temprano y tardío de las pesquerías palangreras central y del sur).

La evaluación de la población exige una cantidad sustancial de información. Fueron analizados datos de captura retenida, descartes, CPUE, y composición de tallas de las capturas de varias pesquerías diferentes. Se hicieron también varios supuestos acerca de procesos tales como crecimiento, reclutamiento, desplazamientos, mortalidad natural, y mortalidad por pesca. Los datos de captura y CPUE de las pesquerías de superficie han sido actualizados, e incluyen datos nuevos de 2012. Se dispone de datos de captura palangrera nuevos o actualizados de China (2009 y 2011), Taipei Chino (2009-2011), Japón (2009-2011), Corea (2011), Estados Unidos (2010-2011), y Vanuatu (2005-2011). Se dispone de datos de captura palangrera de China, Taipei Chino, Japón, Corea, y Vanuatu de las estadísticas de los informes mensuales. Se dispone de datos de CPUE nuevos o actualizados de la flota palangrera japonesa (2009-2011). Se dispone de datos de frecuencia de talla nuevos de la pesquería de cerco para 2012 y actualizaciones para 2011. Se dispone de datos de frecuencia de talla nuevos o actualizados de la flota palangrera japonesa (2006-2011). Una característica prominente en la serie de tiempo del reclutamiento estimado del patudo es que los picos más altos del reclutamiento de 1983 y 1998 coinciden con los eventos de El Niño más fuertes durante el periodo histórico de la evaluación. Hubo un periodo de reclutamiento anual superior al promedio durante 1994-1998, seguido por un periodo de reclutamiento inferior al promedio en 1999-2000. Los reclutamientos fueron superiores al promedio entre 2001 y 2006, y fueron particularmente fuertes en 2005. Más recientemente, los reclutamientos fueron inferiores al promedio durante 2007-2009, y han fluctuado alrededor del promedio durante 2010-2012. La estimación más reciente del reclutamiento anual (2012) es ligeramente inferior al promedio. No obstante, esta estimación es altamente incierta, y debería ser tratada con cautela, debido a que los patudos recientemente reclutados son representados en solamente unos pocos conjuntos de datos de frecuencia de talla.

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 también ha aumentado, pero en menor grado. El aumento de la mortalidad por pesca de los peces más jóvenes fue causado por la expansión de las pesquerías de cerco que capturan atún en asociación con objetos flotantes. Queda claro que la pesquería de palangre ejerció el mayor impacto sobre la población antes de 1995, pero con la reducción del esfuerzo de palangre, y la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes, en la actualidad el impacto de la pesquería de cerco sobre la población de patudo es mucho mayor que aquél de la pesquería de palangre. Los descartes de patudo pequeño tienen un impacto pequeño pero detectable sobre la merma de la población.

Dentro de la gama de biomásas 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.

Desde el principio de 2005, el cociente de biomasa reproductora (*spawning biomass ratio*, SBR; la relación entre la biomasa reproductora en ese momento y la población no explotada) aumento gradualmente, a un nivel de 0.31 al principio de 2010. Esto puede ser atribuido al efecto combinado de una serie de reclutamientos superiores al promedio desde 2001, las resoluciones de conservación de atún

de la CIAT durante 2004-2009, y el esfuerzo pesquero palangrero reducido en el OPO. No obstante, aunque las resoluciones han continuado hasta la fecha, la tendencia reconstructiva no fue sostenida, y el SBR disminuyó gradualmente en un nivel histórico bajo de 0.22 al principio de 2013. Esta disminución podría estar relacionada con un periodo dominado por reclutamientos inferiores al promedio que comenzaron a fines de 2007, y coincide con una serie de eventos de La Niña particularmente fuertes.

Al principio de enero de 2013, la biomasa reproductora del atún patudo en el OPO parece haber estado un 8% por encima de  $S_{RMS}$ , y se estima que las capturas recientes han sido un 3% menores que el rendimiento máximo sostenible (RMS). Si la mortalidad por pesca es proporcional al esfuerzo de pesca, y se mantienen los patrones actuales de selectividad por edad,  $F_{RMS}$  es aproximadamente un 5% mayor que el nivel de esfuerzo actual.

Según los resultados del caso base, la estimación más reciente indica que es probable que la población de patudo en el OPO no se encuentra sobrepescada ( $S > S_{RMS}$ ) y que no está ocurriendo sobrepesca ( $F < F_{RMS}$ ). De hecho, la explotación actual es muy cercana a los puntos de referencia objetivo de RMS. Similarmente, los puntos de referencia límite provisionales ( $0,5 S_{RMS}$  y  $1,3 F_{RMS}$ ) no han sido rebasados con el modelo actual de caso base. No obstante, estas interpretaciones están sujetas a incertidumbre, tal como indican los intervalos de confianza aproximados alrededor de la estimación más reciente en las gráficas de fase. Además, dependen mucho de los supuestos que se hagan con respecto al parámetro de inclinación de la relación población-reclutamiento, los niveles supuestos de mortalidad natural de los adultos, y la ponderación asignada a los datos de composición por talla.

Se podría maximizar el RMS del patudo en el OPO si el patrón de selectividad por edad fuese similar a aquel de las pesquerías palangreras, ya que capturan individuos más grandes más cercanos al peso crítico. Antes de la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes que comenzó en 1993, el RMS fue mayor que los RMS actuales y la mortalidad por pesca fue muy inferior a  $F_{RMS}$ .

Con los niveles actuales de mortalidad por pesca, y si continúan los niveles recientes de esfuerzo y capturabilidad y persisten los niveles medios de reclutamiento, se predice que el SBR seguirá disminuyendo, a un mínimo histórico de 0,19 antes de 2015. Se predice que posteriormente el SBR aumentará gradualmente, y se estabilizará en aproximadamente 0,21 alrededor de 2018, ligeramente por encima del nivel correspondiente al RMS (0,20). Si se supone una relación población-reclutamiento, se estima que las capturas serán más bajas en el futuro con los niveles actuales de esfuerzo de pesca, particularmente en el caso de las pesquerías de superficie.

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 aumentos de la capturabilidad de patudo a medida que disminuye la abundancia (por ejemplo, capturabilidad dependiente de la densidad) podrían llevar a 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 (2005-2010), subsiguiente a las resoluciones de la CIAT de conservación de atún iniciadas en 2004. No obstante, al principio de 2011 comenzó una disminución de la biomasa reproductora; persistió durante 2012, reduciendo las biomazas sumaria y reproductora a su nivel histórico más bajo al principio de 2013. Esta disminución reciente podría estar relacionada a una serie de reclutamientos recientes inferiores al promedio que coincidieron con una serie de eventos fuertes de la Niña. Sin embargo, con los niveles actuales de mortalidad por pesca, y si continúan los niveles recientes de esfuerzo y capturabilidad y persisten los niveles promedio de reclutamiento, se predice que el SBR se estabilizará en aproximadamente 0.21, muy cerca del nivel correspondiente al RMS.
2. Existe incertidumbre acerca de los niveles recientes y futuros de reclutamiento y biomasa.
3. Se estima que las tasas recientes de mortalidad por pesca están ligeramente por debajo del nivel

correspondiente al RMS, y que los niveles recientes de la biomasa reproductora están ligeramente por encima de dicho nivel. Estas interpretaciones son inciertas y altamente sensibles a los supuestos hechos acerca del parámetro de inclinación de la relación población-reclutamiento, las tasas supuestas de mortalidad natural del patudo adulto, y la ponderación asignada a los datos de composición por talla, en particular a aquellos de la pesquería palangrera. Los resultados son más pesimistas si se supone una relación población-reclutamiento, si se suponen tasas de mortalidad natural más bajas para el patudo adulto, y si se asigna una mayor ponderación a los datos de composición por talla, en particular de las pesquerías palangreras.

## 2. DATOS

Se usaron datos de captura, esfuerzo, y composición por talla desde enero de 1975 hasta diciembre de 2012 para realizar la evaluación de la población de atún patudo, *Thunnus obesus*, en el Océano Pacífico oriental (OPO). Los datos de 2012, que son preliminares, incluyen registros ingresados a las bases de datos de la CIAT a mediados de marzo de 2013. Todos los datos son resumidos y analizados sobre una base trimestral.

### 2.1. Definiciones de las pesquerías

Para la evaluación del atún patudo se definieron 23 pesquerías (Tabla 2.1); en la Figura 2.1 se ilustran la distribución espacial de cada pesquería y los límites de las áreas de muestreo de frecuencia de talla. Son definidas a partir del tipo de arte (red de cerco, caña, y palangre), tipo de lance cerquero (sobre objetos flotantes, cardúmenes no asociados, y delfines), periodo de tiempo, área de muestreo de frecuencia de talla o latitud, y unidades de captura palangrera. (Se definen 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), periodo de tiempo, área de muestreo de frecuencia de talla de la CIAT o latitud, y unidad de captura palangrera (en número o peso).

En general, se definen las pesquerías para que, a lo largo del tiempo, haya poco cambio en la composición por talla media de la captura. Se estratifican también las definiciones de las pesquerías de los lances cerqueros sobre objetos flotantes para hacer una distinción aproximada entre los lances realizados principalmente sobre objetos flotantes naturales (Pesquería 1), principalmente sobre dispositivos agregadores de peces (plantados) (Pesquerías 2-3, 5, 10-11, y 13), y sobre una mezcla de objetos naturales y plantados (Pesquerías 4 y 12). Se agrupan los datos sobre capturas cañeras y por buques cerqueros que pescan sobre delfines y atunes no asociados (Pesquerías 6 y 7), ya que se capturan relativamente pocos patudos con los dos primeros métodos, y los datos de las Pesquerías 6 y 7 son dominados por información sobre capturas de cardúmenes de patudos no asociados. En vista de este último hecho, en el presente informe se denominan las Pesquerías 6 y 7 pesquerías que capturan patudo en cardúmenes no asociados. La presente evaluación considera cuatro pesquerías palangreras (norte, central, sur, y costera). Las definiciones espaciales de la pesquería del palangreras se basan en los resultados de un análisis de árbol de regresión que usa datos de captura por unidad de esfuerzo (CPUE) y datos de frecuencia de talla para investigar la estructura de la población de patudo en el OPO ([Lennert-Cody, Maunder y Aires-da-Silva 2010](#); [Lennert-Cody, Maunder y Aires-da-Silva et al. 2012](#)).

La evaluación completa previa del patudo identificó un cambio importante en los patrones residuales que ocurrió a fines de los años 1980 en las distribuciones de la composición por talla de la pesquería palangrera ([Aires-da-Silva y Maunder 2010](#); [Aires-da-Silva, Maunder y Lennert-Cody 2010](#)), debido aparentemente a cambios temporales importantes en la capturabilidad y/o selectividad de dicha pesquería. Un análisis espacial de las tendencias en el número de anzuelos por canasta, que determina la profundidad de pesca de los palangreros, indicó una transición, hacia fines de los años 1980, de un periodo temprano de incremento y mayor variabilidad del número de anzuelos por canasta, a un periodo tardío de número más estable de anzuelos por canasta ([Aires-da-Silva, Maunder y Lennert-Cody 2010](#)). A partir de estos cambios importantes en la tecnología pesquera, que ocurrieron alrededor de 1990, todas las cuatro pesquerías palangreras (Pesquerías 12-23) fueron subdivididas en dos periodos de tiempo con distintas

capturabilidades y/o selectividades: temprano (1975-1989) y tardío (1990-2012).

Los datos de captura reportados por las pesquerías palangreras consisten en una mezcla de registros de captura en número y en peso. Ya que el modelo *Stock Synthesis* (ver descripción en la sección 4) tiene la flexibilidad de incluir datos de captura en número o peso, se definen doce pesquerías palangreras: ocho con la captura reportada en número capturado (Pesquerías 12-19), y cuatro adicionales en el portal de sus capturas en peso para el período tardío (Pesquerías 20-23).

## **2.2. Captura**

Para poder realizar la evaluación de la población del atún patudo, se estratifican los datos de captura y esfuerzo en las bases de datos de la CIAT de conformidad con las definiciones de las pesquerías descritas en la Sección 2.1 y detalladas en la Tabla 2.1. Maunder y Watters (2001) describieron las tres definiciones relacionadas con los datos de captura usadas en los informes previos (descargas, descartes, y captura). La terminología en el presente informe es consistente con la terminología estándar usada en otros informes de la CIAT. Las capturas tomadas en un año dado son asignadas a ese año aún si no fueron descargadas hasta el año siguiente. Las capturas son asignadas a dos categorías, capturas retenidas y descartes. En todo el presente documento, el término « captura » es usado para reflejar la captura total (captura retenida más descartes) o captura retenida; la definición apropiada es determinada por el contexto.

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

Se han incorporado en la evaluación actual datos de captura actualizados y nuevos de las pesquerías de superficie (Pesquerías 1-11). Se usó el método de composición por especies (Tomlinson 2002) para estimar las capturas de dichas pesquerías. Se calcularon los factores medios de escala para 2000-2008 dividiendo la captura total de todos los años y trimestres de las estimaciones de composición por especies por la captura total de todos los años y trimestres para las estimaciones estándar, y fueron entonces aplicados a las estimaciones de enlatadora y descarga de 1975-1999. En el caso de las Pesquerías 1, 6, y 7 se usó el promedio de las Pesquerías 2-5; para las Pesquerías 2 y 3 se usó el promedio de las Pesquerías 2 y 3, y para las Pesquerías 4 y 5 se usó el promedio de las Pesquerías 4 y 5. Harley y Maunder (2005) proporcionaron un análisis de sensibilidad que compara los resultados de la evaluación de la población que usa las estimaciones de composición por especies de las descargas de la pesquería de cerco con los resultados de la evaluación que usa las estimaciones de descarga de las enlatadoras.

Se dispone de datos de captura actualizados o nuevos de las pesquerías palangreras (Pesquerías 12-23) de China (2009 y 2011), Taipei Chino (2009-2011), Japón (2009-2011), Corea (2011), Estados Unidos (2010-2011) y Vanuatu (2005-2011). Se dispone de datos de captura de 2012 de China, Taipei Chino, Japón, Corea, y Vanuatu de los informes estadísticos mensuales. En el panel superior de la Figura 2.2 se ilustran las tendencias en las capturas de patudo tomadas por cada pesquería del OPO durante cada año del período de 1975-2012. Se ilustran también (Figura 2.2, panel inferior) las tendencias de la captura anual de la flota de superficie combinada (Pesquerías 1-11) y la flota palangrera (Pesquerías 12-23). Hubo una variación anual sustancial de las capturas de patudo por todas las pesquerías que operan en el OPO (Figura 2.2, panel superior). Antes de 1996, la flota palangrera extrajo más patudo (en peso) del OPO que la flota de superficie (Figura 2.2, panel inferior), pero a partir de ese año, las capturas de la flota de superficie han sido generalmente mayores que aquellas de la flota palangrera. Cabe notar que la evaluación presentada en este informe usa datos a partir del 1 de enero de 1975, y en ese momento ya se estaban extrayendo cantidades sustanciales de patudo del OPO.

### **2.2.1. Descartes**

Para los fines de la evaluación de la población, se supone que el patudo es descartado de las capturas

cerqueras por uno de dos motivos: ineficacias en el proceso de pesca (por ejemplo, cuando la captura de un lance excede la capacidad de almacenamiento restante del buque pesquero) o porque los pescadores seleccionan pescado de más de un cierto tamaño. Ambos casos, la cantidad de patudo descartado es estimada a partir de información recabada por observadores de los programas de la CIAT nacionales, aplicando los métodos descritos por Maunder y Watters (2003). Independientemente del motivo por descartar el pescado, se supone que está todo muerto.

Las estimaciones de los descartes que resultan de ineficacias en el proceso de pesca son añadidas a las capturas cerqueras retenidas (Tabla 2.1). No se dispone de datos de observadores para estimar los descartes de las pesquerías de superficie en que operaban antes de 1993 (Pesquerías 1 y 6), y se supone que no hubo descartes de esas pesquerías. En el caso de las pesquerías de superficie que han operado desde 1993 (Pesquerías 2-5 y 7), existen periodos para los cuales los datos de los observadores son insuficientes para estimar los descartes. Para esos periodos, se supone que la tasa de descarte (descartes/capturas retenidas) es igual a la tasa media de descarte del mismo trimestre de los años adyacentes o, si no está disponible, el año siguiente.

Los descartes que resultan del proceso de clasificar la captura son tratados como pesquerías separadas (Pesquerías 8-11), y se supone que las capturas realizadas por estas pesquerías están compuestas solamente de peces de 2-4 trimestres de edad (Maunder y Hoyle 2007). Watters y Maunder (2001) explican los motivos por tratar estos descartes como pesquerías separadas. Se realizan estimaciones de las cantidades de pescado descartadas solamente para aquellas pesquerías que capturan patudo asociado con objetos flotantes (Pesquerías 2-5), porque se cree que la clasificación de capturas es infrecuente en las otras pesquerías cerqueras.

En la Figura 2.3 se ilustran series de tiempo de descartes anuales como proporciones 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 principales sobre objetos flotantes (Pesquerías 2-5) con pesquerías de descarte correspondientes (Pesquerías 8-11), las proporciones de las capturas descartadas han sido bajas de este fin es de los años 1990 en comparación con aquellas observadas durante la pesca sobre las cohortes fuertes producidas en 1997-1998. Existen indicios fuertes de que esto se debe en parte a clases anuales menos más fuertes que aquellas de 1997-1998. Sin embargo, varios reclutamientos desde 1998 han sido mayores que el promedio a largo plazo desde 1998 (2001-2006; Figura 4.5b). Es posible que el reglamento que prohíbe descartar atunes desde 2001 (Resoluciones C-00-08 y C-05-04) hayan causado una disminución de la proporción de pescado descartado. No obstante, las altas proporciones recientes de descartes observadas en la Pesquería 10 (costera) son una excepción.

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

### **2.3. Índices de abundancia**

Se derivaron los 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 2012. Se dispone de datos de captura y esfuerzo nuevos o actualizados de las pesquerías palangreras japonesas (2009-2011). En la Figura 2.4 se ilustran las tendencias de la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por las pesquerías definidas para la presente evaluación. El esfuerzo de pesca cerquero (en días de pesca) ha mostrado una tendencia creciente general desde la expansión de las pesquerías sobre objetos flotantes a mediados de los años 1990 (Pesquerías 2, 3 y 5). En cuanto los palangreros, el esfuerzo de pesca experimentó una disminución pronunciada a partir de 2002 (Pesquerías palangreras tardías 13, 15, 17, y 19) que coincidió con el aumento brusco del costo del combustible. No obstante, se ha observado una tendencia creciente del esfuerzo de pesca palangrero en el OPO desde fines de los años 2000, particularmente en las áreas central y sur (Pesquerías 15 y 17).

Se dispone de datos de observadores solamente para buques cerqueros de más de 363 t de capacidad de acarreo (clase de capacidad 6 de la CIAT). Se calculó la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de dichos

buques 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 de días totales de pesca como función del número de lances por tipo de lance (Maunder y Watters 2001).

Se obtuvieron estimaciones de la CPUE estandarizada (1975-2011) para las ocho pesquerías palangreras (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 presentan las series de tiempo de la CPUE de las distintas pesquerías. Los índices de abundancia que se consideraron apropiados para ajustar el modelo en la evaluación fueron las series de CPUE de las pesquerías palangreras central y sur tempranas y tardías (Pesquerías 14-15 y 16-17, respectivamente). Las áreas abarcadas por estas pesquerías incluyen los principales caladeros de patudo de las flotas palangreras. Algunas de las pesquerías excluidas fueron consideradas inapropiadas porque las tasas de captura fueron extremadamente bajas (Pesquería 1) o porque combinaron artes (red de cerco y caña; Pesquerías 6 y 7). En la configuración del modelo de caso base de la evaluación previa, se permitió al modelo ajustarse a los índices de abundancia de las Pesquerías 2, 3, y 5 (lances cerqueros sobre objetos flotantes) y también las Pesquerías 12-13 y 18-19 (pesquerías palangreras norte y costera tempranas y tardías). Sin embargo, al hacer esto se estimaron los coeficientes de variación (CV) de estos índices de CPUE, lo cual reduce sustancialmente su influencia sobre el ajuste del modelo. Teniendo en cuenta su mayor variabilidad y menor representatividad de la población de patudo, se excluyeron estos índices del ajuste del modelo en la evaluación actual, a fin de evitar conflictos potenciales con otras fuentes de datos (ver Sección 4.3, Diagnósticos).

#### **2.4. Datos de composición por talla**

Se dispone de datos nuevos de frecuencia de talla nuevos para 2012 de las pesquerías de superficie. Se dispone de datos de frecuencia de talla nuevos o actualizados de la flota palangrera japonesa (2006-2011). No se usan en la presente 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 aquellos de la flota japonesa. No obstante, existe preocupación 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 cual se trató a la flota de Taipei Chino como pesquería separada. Asimismo, Wang *et al.* (2009) realizaron una investigación que trató a la pesquería de Taipei Chino como entidad separada, en lugar de combinar los datos de esa pesquería con aquellos de otras pesquerías palangreras, como en esta evaluación. Los resultados de estos estudios señalaron pocas diferencias con respecto a los resultados del caso base.

Las pesquerías del OPO capturan atún patudo de varios tamaños. Las composiciones por tamaño medias de las capturas de cada pesquería definidas en la Tabla 2.1 han sido descritas en evaluaciones previas. Las pesquerías que capturan patudo asociados 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, en la captura de patudo pequeño fue aproximadamente igual a la de patudo mediano (Figura 2.6a, Pesquería 1); desde 1993, sin embargo, el patudo pequeño de las pesquerías cerqueras que capturan la especie en asociación con objetos flotantes ha dominado las capturas (Figuras 2.6a-b, Pesquerías 2-5). Una excepción es el periodo de 1999-2002, cuando una cohorte fuerte pasó por la pesquería y peces medianos dominaron la captura de las pesquerías sobre objetos flotantes.

Antes de 1990, en los lances no asociados se capturaban principalmente patudos de tamaño mediano (Figura 2.6b, Pesquería 6). Desde 1990, se capturan en dichos lances más patudos pequeños y grandes (>125 cm) (Figura 2.6c, Pesquería 7).

Tal como se comentó en lo anterior, existe una alta variabilidad en los datos de composición por tamaño de las pesquerías de superficie. Esta variabilidad es particularmente fuerte en la pesquería sobre objetos

flotantes central (Pesquería 3) cuando aparecen cohortes fuertes y son aparentemente blanco de la pesca durante los años subsiguientes (Figura 2.6a). Este patrón también ha sido identificado en las pesquerías sobre objetos flotantes de atún aleta amarilla, e indica que la selectividad varía con el tiempo en estas pesquerías (Revisión externa de la evaluación del atún aleta amarilla: Documento [YFT-01-06](#) e [informe](#)). Tal como se describe más adelante, en la evaluación del patudo se supone que las selectividades son constantes a lo largo del tiempo en el caso de las pesquerías de superficie (ver Sección 4, Evaluación de la población). Esta especificación potencialmente errónea del modelo ha sido identificada como causa verosímil del fuerte patrón retrospectivo en las estimaciones del reclutamiento reciente en las evaluaciones previas. Por este motivo, se ha reducido la ponderación de los datos de composición por tamaño de todas las pesquerías de superficie en la configuración del modelo de caso base actual (ver Sección 4, Evaluación de la población).

Las capturas tomadas por las pesquerías palangreras 12-19 exhiben composiciones por tamaño marcadamente diferentes. En el área al norte de 10°N (pesquerías palangreras del norte 12 y 13), los palangreros capturan principalmente peces medianos, y la composición media por tamaño tiene dos picos notorios (Figura 2.6c: bandas en 80 cm y 120 cm). En las áreas palangreras central y sur (Pesquerías 14-15 y 16-17, respectivamente), los palangreros capturan números sustanciales de patudo mediano y grande (Figuras 2.6d y 2.6e). No obstante, parece haber ocurrido una transición de peces medianos a peces de más de 150 cm hacia fines de los años 1980. Parece haber ocurrido también un cambio a peces más grandes capturados por palangreros en el área costera (Pesquerías 18 y 19) durante aproximadamente el mismo periodo, pero estos peces no son tan grandes como aquellos capturados en las áreas central y sur durante el periodo tardío (Pesquerías 15 y 17). A fin de poder modelar mejor estos cambios observados en los datos de composición por talla de patudo capturado por palangreros y tratar el patrón residual asociado (ver Sección 4.3.1), la evaluación considera dos bloques de tiempo con distintas capturabilidades y/o selectividades para todas las pesquerías palangreras (ver Sección 2.1).

Los diagnósticos identificaron los datos de frecuencia de talla palangreros japoneses como el componente de mayor influencia para la determinación de la escala absoluta (el parámetro  $R_0$ ) en la configuración del modelo de caso base previo (ver Sección 4.3, Diagnósticos). Este efecto fue minimizado en la evaluación actual mediante una reducción de la ponderación de estos datos.

### **3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS**

#### **3.1. Información biológica y demográfica**

##### **3.1.1. Crecimiento**

Al igual que con muchas especies de atunes, la especificación del crecimiento en la evaluación de la población de patudo en el OPO presenta retos. Se dispone de datos de edad por talla derivados de lecturas de incrementos diarios en los otolitos peces de hasta cuatro años de edad solamente (Schaefer y Fuller 2006), una gama es derecha para una especie estrecha para una especie que se estima a partir de estudios de marcado de al menos 15 o 16 años (Langley *et al.* 2008). Las lecturas de otolitos de peces más grandes (viejos) son muy difíciles de interpretar. Obtener información de marcado y recaptura de peces más viejos ha sido problemático porque es difícil capturar patudos grandes para marcar, y se dispone de pocas muestras de recapturas de marcas de peces grandes de las pesquerías palangreras.

El estudio más reciente de la edad y crecimiento del patudo en el OPO fue realizado por Schaefer y Fuller (2006), que usaron datos de marcado y recaptura y de incrementos diarios en 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 es mucho mayor que cualquier talla registrada. Esto es razonable siempre que no se asigne ningún significado biológico al parámetro asintótico y se use el modelo de crecimiento solamente como representación de las edades de los peces que fueron muestreados. La edad máxima en su conjunto de datos es aproximadamente cuatro 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



esa edad.

En modelos previos de evaluación del patudo en el OPO se intentó estimar el crecimiento internamente. Se ajusta el modelo de crecimiento a los datos de edad por talla de lecturas de otolitos (Schaefer y Fuller 2006) los datos de composición por talla de patudo muestreado de diferentes pesquerías. Usando el modelo de evaluación de poblaciones A-SCALA (Maunder y Watters 2003), se ajustó una curva de crecimiento de Richards mientras se fijó el parámetro de talla asintótica en aproximadamente el tamaño del patudo más grande en los datos (186.5 cm; Maunder y Hoyle 2006). La curva resultante de sido también tomada como distribución *a priori* para todas las edades en la evaluación del patudo (Maunder y Hoyle 2007).

Estudios previos del crecimiento y evaluaciones previas de las poblaciones de especies de atunes (por ejemplo, Harley y Maunder 2005; Maunder 2002a) indican que el mejor ajuste en el crecimiento rápido y casi lineal de los atunes juveniles es con un modelo de crecimiento de Richards. En las evaluaciones tempranas del patudo (Aires-da-Silva y Maunder 2007, 2009), se usó una curva de crecimiento de von Bertalanffy para predecir la talla por edad media, debido principalmente a que no se dispuso entonces de una función de Richards en *Stock Synthesis* (versión 2; Methot 2005). En una evaluación subsiguiente del patudo ([Aires-da-Silva y Maunder 2010a](#)), se realizó un análisis de sensibilidad usando el modelo de crecimiento de Richards. El ajuste del modelo a los datos mejoró sustancialmente, particularmente a los datos de edad por talla (lecturas de otolitos) y composición por talla.

De conformidad con las [recomendaciones de la revisión externa de la evaluación del patudo](#) por el personal de la CIAT, celebrada en mayo de 2010, se hizo una transición en la evaluación completa previa de un modelo tradicional de von Bertalanffy a un modelo de crecimiento más flexible de Richards ([Aires-da-Silva y Maunder 2011](#)). La selección de  $L_2$  (el tamaño promedio de los peces más viejos) 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 se pre-especifica  $L_2$  en lugar de estimarlo; se fijó en 185.5 cm, el valor aproximado del tamaño promedio de los peces más grandes en los datos. Los análisis de sensibilidad previos han demostrado que los resultados de la evaluación del patudo son altamente sensibles al valor supuesto de  $L_2$  (Hampton y Maunder 2005; Aires-da-Silva y Maunder 2007; [Aires da Silva y Maunder 2010c](#); [Aires-da-Silva y Maunder 2011](#)).

Otro componente importante del crecimiento usando en los modelos estadísticos de captura por talla estructurados por edad es la variación de 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 edad por talla, disponibles para el atún patudo (Schaefer y Fuller 2006). Desgraciadamente, las muestras de otolitos de patudo no fueron obtenidas al azar, sino que para cubrir una gama de tamaños para obtener información sobre la talla media por edad. Por lo tanto, estos datos no brindan 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. Se han usado (fijado) estas estimaciones de variabilidad en las evaluaciones más recientes del patudo que usan *Stock Synthesis*. Siguiendo una recomendación de la [revisión externa](#), en la evaluación completa previa ([Aires-da-Silva y Maunder 2011](#)) los parámetros que determinan la varianza de la talla por edad fueron estimados en lugar de fijados en los valores estimados de A-SCALA. Los datos de edad por talla derivados de las lecturas de otolitos de peces capturados en las pesquerías sobre objetos flotantes (Schaefer y Fuller 2006) fueron integrados en el modelo de evaluación de poblaciones para proporcionar información sobre la variación de la talla por edad.

Se han logrado avances en la reducción de la incertidumbre con respecto al crecimiento de patudo, en particular el tamaño promedio de los peces más viejos ( $L_2$ ). Se desarrolló un modelo de crecimiento de Richards (Schnute 1981) para ajustar simultáneamente a los datos de edad por talla (lecturas de otolitos) y de marcado y recaptura, siguiendo el marco estadístico de Laslett-Eveson-Polacheck (Laslett *et al.* 2002;

Eveson *et al.* 2004). Los datos de edad por talla consistieron en estimaciones de edad basadas en conteos de incrementos diarios en los otolitos, y las tallas de 254 peces capturados en 2002 en las pesquerías sobre objetos flotantes (Schaefer y Fuller 2006). Tal como se señaló anteriormente, estas lecturas de otolitos provienen principalmente de patudos de menos de cuatro años de edad y menos de 150 cm de talla. Los datos de marcado y recaptura disponibles son asimismo dominados por patudos jóvenes de menos de 150 cm. No obstante, se dispone también de algunas observaciones de marcado y recaptura de patudos más grandes (viejos), gracias a las recapturas recientes de patudos de hasta 190 cm al cabo de periodos de casi ocho años en libertad.

El modelo de crecimiento de Richards que integra datos de edad y marcado fue parametrizado conforme a Schnute (1981). Se estimó la variabilidad de la talla por edad suponiendo una relación lineal entre la desviación estándar de la talla por edad y la talla media por edad. En la Figura 3.1a se ilustran la curva de crecimiento de Richards estimada para el patudo, y la variabilidad asociada de la talla por edad y el ajuste del modelo a los datos de edad por talla y marca y recaptura. En la Figura 3.1b se presenta una comparación entre la nueva curva de crecimiento de Richards y aquella usada en la última evaluación completa (Aires-da-Silva y Maunder 2011). El valor supuesto de  $L_2$  aumentó de 185 cm en la última evaluación a 196 cm en la evaluación actual. Además, la variabilidad de la talla por edad aumentó ligeramente en la evaluación actual, particularmente en el caso de los peces más viejos.

Se usó la relación peso-talla siguiente, de Nakamura y Uchiyama (1966), para convertir las tallas en pesos en la evaluación actual 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 por edad de mortalidad natural ( $M$ ) para el patudo. La presente evaluación usa un modelo por sexo, y por lo tanto se presentan calendarios de mortalidad natural para cada sexo (Figura 3.2). Se supone un nivel de mortalidad natural más alto ( $M = 0.25$ ) para los peces de ambos sexos de 0 trimestres de edad, disminuyendo a 0.1 a la edad de 5 trimestres de edad. Al igual que en las evaluaciones previas, se supone que la mortalidad natural de las hembras aumenta después de alcanzar la madurez. Estos vectores de mortalidad natural por edad se basan en un ajuste a las estimaciones de las proporciones de hembras por edad, madurez por edad, y la mortalidad natural de Hampton (2000).

Se retiene la observación previa que distintos niveles de mortalidad natural ejercen una influencia importante sobre el tamaño absoluto de la población y el tamaño de la población relativo a aquel 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 ha evaluado el efecto sobre la evaluación de la población de patudo de suponer escenarios alternativos de tasas de mortalidad natural juvenil (Documento [SARM-9-INF-B](#)). Las cantidades de ordenación mostraron poca sensibilidad a supuestos de mayores niveles de  $M$  para peces de 0 a 5 trimestres de edad. Por contraste, mostraron una mayor sensibilidad al supuesto hecho acerca de la mayor de las edades tempranas (5-12 trimestres) incluida en los altos niveles tempranos de  $M$ , pero los altos niveles de  $M$  supuestos para los patudos de 5-12 trimestres de edad (60-120 cm) parecen poco realistas. Este informe presenta un análisis de sensibilidad a los supuestos de tasas de mortalidad natural adulta de patudo más bajas y más altas (Anexo B).

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

### 3.1.3. Reclutamiento y reproducción

Se supone que el atún patudo puede ser reclutado a la población pescable durante cada trimestre del año. El reclutamiento puede ocurrir continuamente durante todo el año, porque los peces pueden desovar casi cada día si la temperatura del agua se encuentra dentro de la gama apropiada (Kume 1967; Schaefer *et al.* 2005).

El modelo Stock Synthesis permite especificar una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957). Se parametriza la curva de Beverton-Holt de tal forma que la relación entre la biomasa reproductora (biomasa de hembras maduras) y el reclutamiento es determinada mediante la estimación del reclutamiento promedio producido por una población no explotada (reclutamiento virgen), un parámetro denominado inclinación. La inclinación controla la rapidez con la cual disminuye el reclutamiento cuando la biomasa reproductora es reducida. Se define como la fracción del reclutamiento virgen que se produce si la biomasa reproductora es reducida al 20% de su nivel no explotado. Puede variar entre 0.2 (en cual caso el reclutamiento es una función lineal de la biomasa reproductora) y 1.0 (en cual caso el reclutamiento es independiente de la biomasa reproductora). En la práctica, es a menudo difícil de estimar la inclinación debido a la falta de contraste en la biomasa reproductora y porque entonces hay otros factores (por ejemplo, influencias ambientales), que pueden causar que el reclutamiento sea extremadamente variable. Para la evaluación actual, se supone que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población (inclinación = 1). No existen pruebas 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, se estima que será cercano a 1. No obstante, los análisis de simulación han demostrado que la estimación de la inclinación es problemática, con una incertidumbre grande y estimaciones frecuentemente cercanas a 1 aún si la inclinación verdadera es moderadamente menos que 1 (Conn *et al.* 2010). En el Anexo A del presente informe se presentan un análisis de sensibilidad con inclinación = 0.75 y un perfil de verosimilitud sobre este parámetro. Además de los supuestos requeridos para la relación población-reclutamiento, se aplica una limitación a las desviaciones del reclutamiento trimestral con una desviación estándar de 0.6. El reclutamiento es modelado en edad 0 en Stock Synthesis.

Los insumos reproductores se basan en los resultados de Schaefer *et al.* (2005) y en datos proporcionados por el Dr. N. Miyabe, del Instituto Nacional de Investigación de Pesquerías de Ultramar (NRIFSF) de Japón. Se usó información sobre la edad por talla (Schaefer y Fuller 2006) para convertir la proporción madura por talla en un cronograma de edad de madurez (Figura 3.3, Tabla 3.1). Se incorpora en el modelo de evaluación un cronograma de talla de madurez acorde a Schaefer y Fuller (2006). Se dispone del cronograma de edad de madurez correspondiente (Figura 3.3 y Tabla 3.1).

### 3.1.4. Desplazamientos

La evaluación actual no considera los desplazamientos explícitamente, sino que se supone que la población se encuentra 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 obtenidos recientemente de marcas convencionales y archivadoras, y estos estudios indican niveles sustanciales de fidelidad regional del patudo en el OPO. Esto implica que podrían existir patrones de merma locales 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](#)). Un marco con estructura espacial será considerado en evaluaciones futuras. La definición espacial de las pesquerías acomoda algunas formas de desplazamientos mediante selectividades y capturabilidades diferentes.

### 3.1.5. Estructura de la población

Schaefer y Fuller (2009) resumieron la estructura de la población de patudo en el OPO. Los resultados de los estudios de marcado en el OPO ecuatorial, con las liberaciones limitados a la zona alrededor de 95°O, indican desplazamientos limitados y fidelidad regional al OPO ecuatorial, y sugieren un nivel de mezcla

muy bajo entre el Pacífico oriental y occidental (Schaefer y Fuller 2002, 2009). Por lo tanto, y para los fines de la evaluación actual, se supone que existen dos poblaciones, una en el OPO y la otra en el Océano Pacífico central y occidental (WCPO), y que no ocurre un intercambio neto de peces entre estas regiones. El personal de la CIAT realiza periódicamente una evaluación del patudo a escala del Pacífico entero en colaboración con científicos del Programa de Pesquerías Oceánicas de la Secretaría de la Comunidad del Pacífico y del NRIFSF. Este trabajo podría ayudar a indicar cómo el supuesto de una sola población en el OPO podría afectar la interpretación de los resultados obtenidos del modelo *Stock Synthesis*. Análisis recientes (Hampton *et al.* 2003) que estiman las tasas de desplazamiento en el Océano Pacífico produjeron tendencias de la biomasa muy similares a aquellas 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 las dos orillas del Océano Pacífico.

A fin de investigar la sensibilidad de los resultados de la evaluación a los supuestos hechos acerca de la estructura de la población, se realizó un análisis de sensibilidad a una extensión del límite occidental de la distribución de la población de patudo ([Aires-da-Silva y Maunder 2010a](#)). Al extender dicho límite de 150°O a 170°E, e incluir la captura adicional del Pacífico central en el modelo, los reclutamientos y las biomásas fueron mayores que aquellos estimados por el modelo de caso base, pero las tendencias relativas son muy similares. Al ajustar también el modelo a los datos adicionales de CPUE y composición por talla del Pacífico central, las estimaciones de la biomasa correspondientes a la mayoría de los años son inferiores a los del caso base, pero las tendencias relativas fueron asimismo similares. La evaluación de la condición de la población de estos análisis de sensibilidad fue similar a aquel de caso base.

### **3.2. Influencias ambientales**

Las condiciones oceanográficas podrían influir sobre el reclutamiento del atún patudo a las pesquerías en el OPO. En evaluaciones previas (por ejemplo, Watters y Maunder 2001, 2002), se usaron las anomalías de la velocidad zonal (anomalías en la velocidad en dirección este-oeste) a una profundidad de 240 m como candidato de variable ambiental que afecta al reclutamiento. No se ha identificado el mecanismo responsable de esta relación, 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 considerado con escepticismo. No obstante, esta relación suele indicar que el reclutamiento es incrementado por eventos fuertes de El Niño y reducido por eventos fuertes de La Niña. De hecho, los periodos de mayor reclutamiento (1982-1983 y 1997-1998) coinciden con los dos eventos de El Niño más fuertes del siglo XX. Maunder y Hoyle (2007) realizaron un análisis de sensibilidad para investigar la relación entre el reclutamiento y el índice de El Niño; señaló que existe una relación negativa significativa, pero que explicó tan sólo una pequeña proporción de la variabilidad total del reclutamiento.

Se realizaron en evaluaciones previas otros análisis de sensibilidad en los que se incorporaron índices ambientales en el modelo de evaluación de la población. Se supuso que las condiciones oceanográficas podrían afectar la eficacia de las pesquerías que capturan patudo asociados 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 la capturabilidad para la pesquería central sobre objetos flotantes (Pesquería 3) solamente. Se descubrió que la inclusión de este efecto no afectó los resultados de forma importante.

En general, los análisis en los que no se incluyeron índices ambientales produjeron estimaciones del reclutamiento similares a aquellos que usaron la velocidad zonal (Harley y Maunder 2004). Esto sugiere que los datos de frecuencia de talla contienen suficiente información para estimar la fuerza 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 cuales se dispone de pocas muestras de composición por talla. Un análisis de sensibilidad previo del efecto de la inclusión del índice ambiental señaló que el índice no es estadísticamente significativo (Maunder y Hoyle 2006), o explicó solamente una pequeña

proporción de la variación total del reclutamiento (Maunder y Hoyle 2007). No obstante, el patrón de reclutamiento de « dos intervalos » para el patudo en el OPO identificado en evaluaciones previas (Sección 4.1.2), que consiste en un periodo de reclutamientos bajos (1975-1993) seguido por un periodo de reclutamientos relativamente grandes (1994-2009), podría estar previniendo una correlación significativa. Podría ser preferible investigar correlaciones ambientales para el periodo tardío solamente. Se comparan las series de tiempo de reclutamientos trimestrales de patudo estimadas en la evaluación actual (1975-2012) con el Índice de Oscilación del sur (IOS; Philander 1990) (ver Sección 4.1.2.). Una evaluación de la estructura espacial en la evaluación del patudo indica que tendencias similares del reclutamiento en diferentes 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 arriba descritos, no se incorporó un índice ambiental en la presente evaluación.

#### 4. EVALUACIÓN DE LA POBLACIÓN

Se usó el modelo *Stock Synthesis* (SS - Versión 3.23b; Methot 2005, 2009; Methot y Wetzel 2013) para evaluar la condición del atún patudo en el OPO. Consiste en un modelo estadístico integrado (ajustado a muchos tipos de datos distintos) de evaluación de poblaciones con estructura por edad

Se ajusta el modelo a los datos observados (índices de abundancia relativa y composición por tamaño) al encontrar un conjunto de parámetros de dinámica poblacional y de pesca que maximicen una verosimilitud penalizada, dada la cantidad de captura tomada por cada pesquería. En la Sección 3 se describen muchos aspectos de los supuestos subyacentes del modelo. Incluye también los siguientes supuestos importantes:

1. El atún patudo es reclutado a las pesquerías de descarte (Pesquerías 8-11) un trimestre después de la eclosión, y estas pesquerías de descarte capturan solamente peces de las primeras pocas clases de edad (plenamente seleccionadas entre 1 y 3 trimestres de edad).
2. Se supone que las curvas de selectividad basadas en tamaño correspondientes a las pesquerías palangreras tardías en las áreas central y del 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 pre-1993 y Costera (Pesquerías 1 y 4), y las pesquerías cuyas capturas consisten en descartes que resultan de clasificación (Pesquerías 8-11), brindan relativamente poca información acerca de los niveles de biomasa, porque esas pesquerías no dirigen su esfuerzo Al Patudo.
4. Las series de tiempo de CPUE de estas pesquerías no fueron usadas como índices de abundancia. Las series de tiempo de CPUE de las pesquerías sobre objetos flotantes del sur, central y del norte (2-3) son altamente variables. Por este motivo, y a fin de evitar conflictos potenciales en el ajuste del modelo con datos de CPUE más fiables, estas series de tiempo de CPUE no fueron usadas como índices de abundancia. Similarmente, las series de tiempo de CPUE de las pesquerías palangreras del norte y Costeras (12-13 y 18-19) no fueron usadas como índices de abundancia. La primera es estacional, y las capturas de patudo por ambas pesquerías son pequeñas.

Los parámetros siguientes fueron estimados en la evaluación actual de la población de atún patudo del OPO:

1. El reclutamiento en cada trimestre desde el primer trimestre de 1975 hasta el cuarto trimestre de 2012 (incluye estimación del reclutamiento virgen - o promedio - y anomalías penalizadas del reclutamiento temporal);
2. Coeficientes de capturabilidad para las cuatro series de tiempo de CPUE que se usan como índices de abundancia (los períodos tempranos y tardíos de las pesquerías palangreras central y del sur (14-15 y 16-17, respectivamente). De conformidad con una recomendación de la [revisión](#)

[externa](#), se supusieron dos bloques de tiempo (pesquerías temprana y tardía, divididas en 1990, asociadas con un cambio en la talla promedio de la captura) con distintos parámetros de capturabilidad para estas pesquerías palangreras.

3. De conformidad con una recomendación de la [revisión externa](#), los coeficientes de variación (CV) de la CPUE de las pesquerías palangreras del sur temprana y tardía (16 y 17) fueron fijados en 0.15. Se aplica el mismo CV en la presente evaluación a ambos periodos (temprano y tardío) de las pesquerías palangreras centrales (14 y 15) que han mostrado tendencias de la CPUE similares a aquellas observadas en las pesquerías palangreras del sur (16 y 17).
4. Las curvas de selectividad de 15 de las 23 pesquerías (Pesquerías 8-11 tienen una curva de selectividad supuesta, y las selectividades de las Pesquerías 20 a 23 son iguales que aquellas de las Pesquerías 13, 15, 17, y 19, respectivamente). Excepto en el caso de las pesquerías palangreras tardías central y del sur (15 y 17), que capturan patudo más grande, se supone que las curvas de selectividad de todas las pesquerías que retienen sus capturas tienen forma de domo (doble normal).
5. Tamaño y estructura por edad iniciales de la población. Se estiman dos parámetros iniciales de mortalidad por pesca (para las pesquerías de superficie y las pesquerías palangreras combinadas, respectivamente). Además, se estiman el reclutamiento promedio usado para estimar las condiciones iniciales y las desviaciones correspondientes a las 15 clases de edad más jóvenes.

Se supone que los parámetros siguientes son conocidos para la evaluación actual de la población de patudo en el OPO:

1. Talla media por edad y la variabilidad de la talla por edad (Figura 3.1a);
2. Tasas de mortalidad natural por sexo y por edad (Figura 3.2);
3. Curva de madurez por edad (Tabla 3.1 y Figura 3.3);
4. Selectividad curvas de las pesquerías de descarte (Pesquerías 8-11);
5. La inclinación de la relación población-reclutamiento.

Las estimaciones de las cantidades de ordenación y las proyecciones a futuro fueron computadas a partir de tasas de mortalidad por pesca media de tres años, por arte, para 2010-2012. Se probó la sensibilidad de las estimaciones de cantidades de ordenación clave a la inclusión del último año (2012) en la estimación de la tasa de mortalidad por pesca media de tres años. Para este propósito, se usó en los cálculos una tasa de mortalidad por pesca media de dos años (2010-2011).

Existe incertidumbre en los resultados de la evaluación actual de la población. Esta incertidumbre se debe a que los datos de los observadores no representan perfectamente la población de atún patudo en el OPO. Además, el modelo de evaluación podría no representar perfectamente la dinámica de la población de patudo o de las pesquerías que operan en el OPO. Se expresa la incertidumbre en la forma de intervalos de confianza aproximados y CV. Los intervalos de confianza y CV han sido estimados bajo el supuesto que el modelo de evaluación si representa perfectamente la dinámica del sistema. Ya que es poco probable que se satisfaga ese supuesto, estos dos valores podrían subestimar la cantidad de incertidumbre en los resultados de la evaluación actual. Se investiga la incertidumbre en la estructura del modelo en varios análisis de sensibilidad.

En lo siguiente se resumen los aspectos importantes de la evaluación de caso base (1) y los tres análisis de sensibilidad (2-4):

1. **Evaluación de caso base:** inclinación de la relación población-reclutamiento = 1 (ninguna relación entre población y reclutamiento); se fijan la talla media por edad, y los parámetros que definen la variabilidad de la talla por edad; ajustados a series de tiempo de CPUE para los periodos tempranos y tardíos de las pesquerías palangreras centrales y del sur (14-17) (dos

bloques de tiempo de capturabilidad que separan los períodos temprano y tardío de estas pesquerías); dos bloques de tiempo de selectividad para las pesquerías palangreras 12-19; selectividades asintóticas basadas en tamaño para las pesquerías palangreras centrales y del sur (15 y 17), que capturan patudo más grande; y sí datos de composición por tamaño con ponderación reducida para todas las pesquerías (se aplicó un factor de ponderación multiplicativo –  $\lambda$  (lambda) - de 0.05 a todos los datos de composición por tamaño; ver Secciones 2.4, Datos de composición por tamaño, y 4.3, Diagnósticos, para las razones por este supuesto).

2. **Sensibilidad a la inclinación de la relación población-reclutamiento.** La evaluación de caso base incluye el 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. Adicionalmente, se computó un perfil de verosimilitud para la inclinación (inclinación variando de 0.5 o 1, con incrementos de 0.1).
3. **Sensibilidad al supuesto de valores más bajos y más altos de mortalidad natural ( $M$ ) adulta para hembras y machos.** Al definir los calendarios alternativos de  $M$  para el patudo, y a fin de mantener las diferencias absolutas por edad de la mortalidad natural estimada a partir de datos de proporción de sexos (Figura 3.2), se redujeron/incrementaron por el mismo factor multiplicativo los valores de  $M$  para hembras y machos adultos (12+ trimestres de edad) supuestos en el caso base (Figura B.1).
4. **Sensibilidad a la ponderación asignada a los datos de composición por tamaño.** En el modelo de caso base, se aplicó un factor de ponderación multiplicativo (lambda,  $\lambda$ ) de 0.05 a los datos de composición por tamaño de todas las pesquerías de superficie y palangreras. Se realizaron los siguientes análisis de sensibilidad para explorar el efecto sobre los resultados de la evaluación de la asignación de distintas ponderaciones a pesquerías individuales o grupos de pesquerías: 1) reducir la ponderación ( $\lambda = 0.05$ ) de los datos de composición por tamaño la solamente en las pesquerías de superficie o palangreras a la vez, y mantener la ponderación original ( $\lambda = 1$ ) para las pesquerías del otro tipo de arte; 2) reducir la ponderación ( $\lambda = 0.05$ ) de los datos de composición por tamaño de todas las pesquerías excepto las pesquerías palangreras centrales y del sur (14-17) que estaban impulsando escala absoluta ( $R_0$ ) en la configuración previa del modelo de caso base (ver Sección 4.3, Diagnósticos); 3) reducir la ponderación ( $\lambda = 0.05$ ) de los datos de composición por tamaño para todas las pesquerías excepto en la pesquería sobre objetos flotantes del sur(2), que muestra menos variabilidad y potencialmente menos problemas relacionados con selectividad temporalmente variable (ver Figura 2.6a).

#### 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 brindar pruebas contrarias a estos resultados, y (2) los supuestos y limitaciones usados en el modelo de evaluación podrían cambiar. Lo más probable es que los cambios futuros afecten las estimaciones absolutas de biomasa, reclutamiento, y 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 aquella de los peces de más de unos 15 trimestres de edad ha aumentado en un grado mucho menor desde entonces (Figura 4.1). El aumento de la mortalidad por pesca media de los 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 miden generalmente menos de unos 100 cm de talla (Figura 4.2), y han gastado una cantidad relativamente grande de esfuerzo de pesca desde 1993 (Figura 2.4).

En la Figura 4.3 se ilustran las tendencias temporales de las cantidades de mortalidad por pesca anual por

edad de patudo. Estas tendencias reflejan la distribución del esfuerzo de pesca entre las distintas pesquerías que capturan patudo (Figura 2.4) y el y los cambios en la capturabilidad. La tendencia temporal en la tasa de mortalidad por pesca anual señala que la mortalidad por pesca ha aumentado mucho en el caso de los peces jóvenes (1-12 trimestres) desde principios de los años 1990. Esto se debe a la expansión desde 1993 de las pesquerías de cerco que capturan patudo juvenil sobre objetos flotantes. La mortalidad por pesca de los peces más viejos (13+ trimestres) también ha aumentado durante el periodo histórico de la evaluación hasta principios de los años 2000. Desde 2002 hasta 2007-2008, la mortalidad por pesca de los peces más viejos disminuyó un 70%, lo cual podría deberse al efecto combinado de la reducción del esfuerzo de pesca palangrero en el OPO (Figura 2.4) así como a una cohorte fuerte que ingresó a la pesquería en 1998 (ver Sección 4.1.2, Reclutamiento). Posteriormente, las tasas de mortalidad por pesca de los peces más viejos aumentaron de nuevo hasta 2012 (Figura 4.3). Las tasas de mortalidad por pesca de los peces más viejos (20+ trimestres) aumentaron mucho en los primeros años de la década de 1990, lo cual está asociado con el cambio en la selectividad, a medida que proporciones mayores de peces más grandes (>150 cm) se volvieron vulnerables a las pesquerías palangreras, particularmente en las áreas central y del sur (Pesquerías 15 y 17, respectivamente; Figuras 2.6d-e). Los niveles promedio de la mortalidad por pesca adulto han permanecido en casi la mitad de aquellos del patudo juvenil desde mediados de los años 1990. En el Anexo E (Tabla E.1) se presenta un resumen anual de las estimaciones de la mortalidad por pesca total.

#### 4.1.2. Reclutamiento

En la gama de biomasa reproductora estimada ilustrada en la Figura 4.7, la abundancia de los reclutas de patudo no parece estar relacionada con la biomasa reproductora de hembras adultas en el momento de eclosión (Figura 4.4). Las evaluaciones previas del patudo en el OPO (por ejemplo, Watters y Maunder 2001, 2002) tampoco señalaron una relación entre la biomasa adulta y el reclutamiento en la gama estimada de biomasa reproductoras. Se fija la estimación de la inclinación en el caso base 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 de equilibrio perdido y potencial de sobrepesca de reclutamiento, son mucho peores que aquellas de subestimarla (Zhu *et al.* 2012). En el Anexo A se presenta un análisis de sensibilidad que supone que el reclutamiento está relacionada con el tamaño de la población en grados variables (inclinación entre 0.5 y 1).

En la Figura 4.5a se ilustra la serie de tiempo del reclutamiento trimestral estimado (peces de edad 0 trimestres) de patudo producida por la evaluación actual, y en la Figura 4.5b y la Tabla 4.1 el reclutamiento total que se estima ocurriría durante cada año. Hubo un periodo de reclutamiento anual superior al promedio durante 1994-1998, seguido por un periodo de reclutamiento inferior al promedio en 1999-2000. Los reclutamientos fueron superiores al promedio desde 2001 hasta 2006, y fueron particularmente fuertes en 2005. Más recientemente, los reclutamientos fueron inferiores al promedio durante 2007-2009, y han fluctuado alrededor del promedio durante 2010-2012. La estimación más reciente del reclutamiento anual (2012) se encuentra ligeramente por debajo del nivel promedio, pero esta estimación es altamente incierta, y debe ser vista con cautela, ya que el patudo recién reclutado está representado en solamente unos pocos conjuntos de datos de frecuencia de talla.

Existen dos características importantes en las series de tiempo del reclutamiento estimado de patudo que fueron identificadas en evaluaciones previas ([Maunder y Hoyle 2007](#); [Aires-da-Silva y Maunder 2011](#)). En dichas evaluaciones, las estimaciones del reclutamiento antes de 1993 eran muy inciertas, debido a que no estaban en uso las técnicas para capturar patudo pequeño asociado con plantados. Además, fue prominente un patrón de « dos intervalos » en la serie de tiempo de los reclutamientos del patudo en el OPO (Figura 4.5 de [Aires-da-Silva y Maunder 2011](#)). Este patrón fue caracterizado por un periodo temprano de reclutamientos bajos (1975-1993) seguido por un periodo de reclutamientos relativamente grandes (1994-2009) que coincidió con la expansión de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes.



El patrón de reclutamiento de « dos intervalos » ha sido muy minimizado bajo la configuración del modelo actual de caso base (Figura 4.19a en la Sección 4.4, Comparación con la evaluación previa). Tal como se explica en las Secciones 4.3, Diagnósticos, y 5.3, Análisis de sensibilidad, los análisis diagnósticos señalaron que los resultados de la configuración del modelo de la evaluación previa del patudo fueron altamente impulsados por el ajuste del modelo a los datos de composición por talla del patudo. Este efecto dominante no es deseable, ya que hay inconsistencias no explicadas con los datos de composición por tamaño de la pesquería palangrera y una falta potencial del proceso correcto de modelado para tratar la selectividad temporal variable de las pesquerías de superficie (ver Sección 2.4, Datos de composición por tamaño, y Sección 4.3, Diagnósticos). Reducir la ponderación de los datos de composición por tamaño redujo sustancialmente (aproximadamente un 50%) el patrón de reclutamiento; sin embargo, es todavía aparente en la serie de tiempo un cambio hacia niveles más altos de reclutamiento promedio a partir de 1994 (Figura 4.19a). Cualquiera de las hipótesis presentadas previamente para explicar el patrón de reclutamiento es todavía válida (Documento [SARM-9-INF-B](#); [Aires-da-Silva, Maunder y Tomlinson 2010](#)). El impacto sobre los resultados de la evaluación del patudo de reclutamientos bajos potencialmente sesgados antes de 1994 ha sido investigado como análisis de sensibilidad en la evaluación completa previa ([Aires-da-Silva y Maunder 2011](#)). Un ajuste de los cocientes de biomasa reproductora (SBR, ver definición en la Sección 5.1) y las cantidades de ordenación al uso del periodo reciente de la evaluación solamente para calcular el reclutamiento promedio resultaría en una evaluación más pesimista (ver Anexo A de [SARM-9-INF-B](#)). Se realizó un análisis de sensibilidad en la evaluación completa previa usando datos de la pesca que abarcan sólo el periodo más reciente de la pesquería (1995-2009), lo cual refleja óptimamente la mezcla actual de las pesquerías atuneras (de superficie y de palangre) y las selectividades que operan en el OPO (ver Anexo D de [Aires-da-Silva y Maunder 2011](#)).

En el Anexo D, se compara la serie de tiempo de los reclutamientos trimestrales estimados del patudo (1995-2009) con el Índice de Oscilación del Sur (IOS; Philander 1990). Los reclutamientos de patudo más fuertes estimados durante el periodo histórico de la evaluación (1975-2012) coinciden con los eventos más fuertes de El Niño, sentidos en 1983 y 1998. La relación suele indicar que el reclutamiento del patudo es incrementado por eventos fuertes de El Niño y reducido por eventos fuertes de La Niña (Figura D.1), pero la relación a menudo se rompe. Los reclutamientos generalmente inferiores al promedio desde 2007 coinciden con un periodo dominado por eventos de La Niña particularmente fuertes.

#### **4.1.3. Biomasa**

En la Figura 4.6 se ilustran las tendencias de la biomasa del patudo de 3+ trimestres de edad en el OPO, y en la Tabla 4.1 las estimaciones de la biomasa al principio de cada año. La biomasa del patudo de 3+ trimestres de edad aumentó durante 1983-1985, y alcanzó el mayor pico histórica de unas 1.378 mil t en 1986, tras lo cual disminuyó paulatinamente a un mínimo histórico de unas 428 mil t al principio de 2013, con dos picos intermedios en 2000 y 2008. En la Figura 4.7 se ilustra también la tendencia de biomasa reproductora, y en la Tabla 4.1 las estimaciones de la biomasa reproductora al principio de cada año. La biomasa reproductora ha seguido generalmente una tendencia similar a aquella de la biomasa de patuda de 3+ trimestres de edad, pero con un retraso de uno a dos años. Se estima que las biomazas de los peces tanto de 3+ trimestres de edad como reproductores se reconstruyeron durante 2004-2010, tras lo cual disminuyeron paulatinamente a sus niveles históricos más bajos al principio de 2013. Un estudio de simulación indica que el incremento de la población podría ser atribuido al efecto de las resoluciones de conservación de la CIAT que comenzaron en 2004 (Sección 6.2.3). Factores adicionales que probablemente contribuyeron a este incremento son reclutamientos superiores al promedio y esfuerzo palangrero reducido en el OPO en la última década. El periodo más reciente dominado por reclutamientos inferiores al promedio (2007-2012) podría explicar la tendencia decreciente observada desde 2010.

Existe incertidumbre en las biomazas estimadas de los reproductores. El CV medio de las estimaciones de la biomasa reproductora estimaciones es 0,30, lo cual representa una ligera disminución en precisión en comparación con evaluaciones previas (CV en aproximadamente 0,2). Este resultado de la reducción de la

ponderación de los datos de composición por talla en la evaluación actual, que redujo la precisión de las estimaciones del reclutamiento y la información sobre abundancia de los datos de composición por talla, particularmente en el caso de las dos pesquerías palangreras con selectividad asintótica (Pesquerías 15 y 17).

Dada la cantidad de incertidumbre en las estimaciones tanto del reclutamiento como de la biomasa (Secciones 4.1.2 y 4.1.3), es difícil determinar si las tendencias de la biomasa de patudo han sido afectadas más por la variación del reclutamiento o la mortalidad por pesca. No obstante, la evaluación sugiere dos conclusiones. En primer lugar, la biomasa del patudo puede ser incrementada sustancialmente por eventos fuertes de reclutamiento. Ambos picos de la biomasa del patudo de 3+ trimestres de edad (1986 y 2001; Figura 4.6) fueron precedidos por niveles pico de reclutamiento (1982-1983 y 1997-1998, respectivamente; Figura 4.5). Estos reclutamientos fuertes coinciden con los eventos de El Niño más fuertes, sentidos en 1983 y 1998 (Figura D.1)

En segundo lugar, es aparente que la pesca ha reducido la biomasa total de patudo presente en el OPO. Se saca esta conclusión de los resultados de una simulación en la que se proyectó la biomasa de atún patudo que se estima estaría presente en el OPO sin pesca durante el periodo histórico de la evaluación (1975-2013), usando la serie de tiempo de anomalías del reclutamiento estimado en ausencia de pesca. A fin de estimar el impacto de las distintas pesquerías sobre la reducción de la población, se realizaron simulaciones en las que se excluyó cada arte y se ejecutó el modelo a futuro, como en la simulación sin pesca (ver Wang *et al.* 2009 para los detalles de la metodología de simulación). En la Figura 4.8 se ilustran los resultados de este análisis. Queda claro que la pesquería palangrera ejerció el impacto más importante antes de 1995, pero con la disminución del esfuerzo por las pesquerías palangreras, y la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes, actualmente el impacto de la pesquería de cerco sobre la población es mucho mayor que aquel 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 representa un 22% de la que se esperaría sin pesca.

#### **4.1.4. Peso promedio de los peces en la captura**

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

El peso promedio en las pesquerías tanto de superficie como palangreras disminuyó alrededor de 1997-2000, cuando ingresó una cohorte fuerte a la pesquería. El peso promedio aumentó a medida que crecieron los peces en esa cohorte, y luego disminuyó de nuevo a medida que esa cohorte fue extraída de la población.

El peso promedio correspondiente a la pesquería de superficie predicho por el modelo es diferente del peso medio observado, particularmente antes de 1984 (Figura 4.9, panel central). Para estimar el peso medio observado se escalan las muestras de frecuencia de talla a la captura total, a diferencia del método usado en el modelo de evaluación de la población, que usa las curvas de selectividad y las tasas estimadas de mortalidad por pesca de cada pesquería para estimar el peso promedio. Hubo un cambio aparente alrededor de 1985 de proporciones mayores de patudo más pequeño (<75 cm) capturadas a proporciones mayores de patudo de tamaño mediano (75-125 cm) capturadas por la pesquería temprana sobre objetos flotantes (Pesquería 1; Figura 2.6a). Por lo tanto, suponer dos bloques de tiempo de selectividad (antes y después de 1985) en las evaluaciones futuras podría ayudar a minimizar las diferencias entre el peso

promedio observado y predicho para esta pesquería temprana.

En la evaluación completa previa ([Aires-da-Silva y Maunder 2011](#)) se efectuaron mejoras con respecto a las diferencias identificadas en evaluaciones previas entre el peso observado del patudo capturado por palangreros japoneses y las estimaciones predichas por el modelo de evaluación (Figura 4.9, panel inferior). Esta mejor correspondencia entre el peso promedio observado y predicho de patudo resulta del nuevo supuesto de dos bloques de capturabilidad y selectividad para las pesquerías palangreras, divididas en 1990 (recomendación de la [revisión externa](#)). Existen algunas excepciones, particularmente a fines de los años 1990 y principios de los 2000, que coinciden con la expansión de la pesquería de Taipei Chino en el OPO. La correspondencia entre el peso promedio observado y predicho del patudo en la pesquería palangrera durante el periodo tardío (después de 1990) ha deteriorado con la configuración actual del modelo de caso base. Específicamente, el modelo sobreestima el peso promedio de patudo capturado por las pesquerías palangreras. Este resultado puede ser explicado por la reducción de la ponderación de los datos de composición por talla así como el mayor valor supuesto del tamaño medio de los peces más viejos ( $L_2$ ).

## 4.2. Comparaciones con fuentes externas de datos

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

## 4.3. Diagnósticos

En las próximas cuatro secciones se tratan los diagnósticos: datos diagnósticos, perfil de  $R_0$ , análisis de residuales, y análisis retrospectivos.

### 4.3.1. Perfil de $R_0$

Se aplica a la evaluación del patudo un nuevo método para diagnosticar una sobreponderación de los datos de composición por talla y especificación errónea de la selectividad basado en perfiles de verosimilitud del reclutamiento virgen. El reclutamiento virgen ( $R_0$ ; el reclutamiento de equilibrio en ausencia de pesca) es un parámetro común en la evaluación de poblaciones que escala el tamaño de la población. La información sobre el tamaño de la población proviene de dos fuentes principales: 1) cómo la captura cambió los índices de abundancia relativa; y 2) cómo la abundancia relativa cambia en los datos de composición por edad de edades consecutivas (o datos de composición por talla ajustados apropiadamente). Francis (2011) argumenta que la información sobre la abundancia debería provenir principalmente de los índices de abundancia y no de los datos de composición. Esto vale particularmente si la curva de selectividad no es asintótica. El diagnóstico indica una sobreponderación de los datos de composición o una especificación errónea en la selectividad cuando el componente de composición asociado del componente del perfil de verosimilitud de  $R_0$  proporciona demasiada información sobre lo bajo o alto que puede ser  $R_0$ . La curva de selectividad curve de la pesquería o estudio relacionado con esos datos de composición debería ser modificado, o la ponderación de los datos de composición reducida, para que los datos de composición datos contengan poca información sobre  $R_0$ . Estas características son indicativas de una especificación errónea y deberían ser minimizadas (Francis 2011).

Los aspectos siguientes son descubiertos por el diagnóstico del perfil de verosimilitud de  $R_0$  aplicado a los resultados de la configuración del modelo previo de caso base (Figura 4.10a). En primer lugar, la estimación de la verosimilitud máxima de  $R_0$  en aproximadamente 8.6 (en espacio logarítmico) es fuertemente impulsado por pendiente dominante proporcionada por los datos de composición por talla de la Pesquería 17, que consiste en el periodo tardío de la pesquería palangrera del sur, que supone una selectividad logística (Figura 4.10a, panel superior). El cambio en el el valor negativo del logaritmo de la verosimilitud es aproximadamente 30 unidades mayor que aquel de los otros componentes de datos. En segundo lugar, existe una tendencia conflictiva entre los datos de CPUE ajustados en el modelo como índices de abundancia (Figura 4.10a, panel inferior). Mientras que los datos de CPUE de las pesquerías palangreras 14, 16, y 17 están señalando una estimación baja de  $R_0$  para el modelo, la Pesquería 15 es dominante entre los componentes de datos de CPUE hacia un valor más alto de  $R_0$ .

Estos problemas fueron minimizados mediante una reducción de la ponderación de los datos de composición por talla (Figura 4.10b). Un factor multiplicativo de ponderación de 0.05 ( $\sim 1/30=0.03$ ) fue aplicado de forma igual a todos los datos de composición por talla.

#### 4.3.2. Análisis de residuales

En la Figura 4.11a-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 las pesquerías palangreras central y del sur tempranas y tardías (Pesquerías 14-15 y 16-17, respectivamente). El modelo se ajusta particularmente bien a los datos de CPUE de las pesquerías palangreras del sur temprana y tardía (Pesquerías 16 y 17). En comparación con los ajustes del modelo de evaluaciones previas (Figura 4.10 de [Aires-da-Silva y Maunder 2011](#)), el nuevo supuesto de dos bloques de tiempo (temprano y tardío) para la capturabilidad y selectividad palangreras mejoró mucho el ajuste del modelo a los aumentos 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.

En las Figuras 4.12a-f se presentan gráficas de residuales de Pearson de los ajustes del modelo a los datos de composición por talla. Los círculos grises y negros representan observaciones que son, respectivamente, menores y mayores que las predicciones del modelo. El área de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuales. Los residuales presentan varias características importantes. 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 es identificable un patrón prominente de residuales en el ajuste del modelo a los datos de composición por talla recolectados en los dos periodos de las pesquerías palangreras del norte (Pesquerías 12 y 13) y costera (Pesquerías 18 y 19). No obstante, existe todavía un patrón de residuales prominente en el ajuste del modelo a los datos de composición por talla de las pesquerías palangreras central (Pesquerías 14 y 15) y del sur (Pesquerías 16 y 17). El patrón de residuales es particularmente fuerte en el ajuste del modelo a los datos de talla del periodo tardío de las pesquerías palangreras del sur y central (Pesquerías 15 y 17; Figura 4.12d-e). Específicamente, las proporciones de peces medianos son sistemáticamente subestimadas alrededor de dos modas marcadas de tallas centradas en aproximadamente 100 y 150 cm. Las causas posibles del patrón restante son problemas de especificación espacial errónea, selectividad que varía con el tiempo, y una selectividad en forma de domo en lugar de logística, especificada para esta pesquería. En la Figura 4.12g se ilustran los ajustes medios a las composiciones por tamaño observadas de las capturas de las pesquerías de superficie y palangreras definidas en el modelo de evaluación. Se ilustra también el ajuste de los modelos a las composiciones por tamaño de las capturas recientes de patudo en distintas pesquerías seleccionadas (Figuras 4.12h-k). El modelo estima más peces grandes en las dos pesquerías palangreras con selectividad asintótica de lo que fue observado.

El ajuste a los datos, medido por el error medio cuadrático, indica que el modelo se ajusta al índice de CPUE de las pesquerías palangreras del sur temprana y tardía (Pesquerías 16 y 17) mejor ( $CV = 0.11$  y  $0.13$ , respectivamente) que al índice de CPUE de las pesquerías palangreras centrales temprana y tardía ( $CV = 0.19$  y  $0.12$ , respectivamente). Aunque el modelo no se ajusta a las series de CPUE de las otras pesquerías, el error medio cuadrático da una indicación de lo bien que corresponde el modelo a estos datos. Excluyendo las series de CPUE de las pesquerías sobre objetos flotantes 1 y 4 (temprana y costera), que no se consideran fiables, la peor correspondencia a los datos de CPUE son aquéllas de las pesquerías sobre objetos flotantes 3 y 5 (ambas con  $CV = 0.57$ ), seguidas por la pesquería palangrera del norte tardía (Pesquería 13;  $CV = 0.43$ ). Estos resultados son muy similares a aquellos obtenidos en la evaluación completa previa ([Aires-da-Silva y Maunder 2011](#)), en la que las series de CPUE de las pesquerías sobre objetos flotantes fueron ajustadas en el modelo y sus CV estimados. En cuanto a los datos de frecuencia de talla, el modelo se ajusta a los datos mejor (tal como indica el tamaño efectivo estimado de la muestra) que lo que refleja los tamaños supuestos de las muestras en las funciones de verosimilitud. En una

evaluación previa (Aires-da-Silva y Maunder 2007), se realizó un análisis de sensibilidad, usando una reponderación iterativa, a fin de investigar la ponderación de los conjuntos de datos. Específicamente, se determinaron iterativamente las desviaciones estándar y tamaño de muestra apropiados para las funciones de verosimilitud, con base en el ajuste a los datos. Cuando se aplicó la reponderación iterativa, se asignó una ponderación mayor a los datos de frecuencia de talla, y se estimó que las biomásas fueron menores en los segmentos más tempranos y más tardíos del periodo histórico. No obstante, incrementar la ponderación en los datos de composición por talla causa que los datos de composición ejerzan una influencia todavía mayor sobre las estimaciones de abundancia absoluta y las tendencias de la abundancia relativas a los índices de abundancia, lo cual no es deseable.

#### **4.3.3. Análisis retrospectivos**

Los análisis retrospectivos son útiles para determinar la consistencia de un método de evaluación de poblaciones de un año al próximo. Inconsistencias pueden a menudo hacer resaltar deficiencias en el método. Este enfoque es diferente a la comparación con evaluaciones recientes (Sección 4.4), en las que los supuestos del modelo son diferentes entre estas evaluaciones, y se esperarían diferencias. Se realizan generalmente los análisis retrospectivos mediante la eliminación repetitiva del análisis de un año de datos sin cambiar el método y 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 años son a menudo inciertas y sesgadas. Un sesgo retrospectivo no indica necesariamente la magnitud y dirección del sesgo en la evaluación actual, sólo que el modelo podría estar especificado erróneamente.

Se realizaron los análisis retrospectivos mediante la eliminación de un año (2012), dos años (2012 y 2011), tres años (2012, 2011, 2010) y cuatro años (2012, 2011, 2010, 2009) de datos (Figuras 4.13-4.15). Las evaluaciones previas del patudo señalaron patrones retrospectivos fuertes en las estimaciones recientes del reclutamiento, que se propagaron en los niveles recientes de biomasa. Específicamente, las estimaciones del reclutamiento y la biomasa del modelo de caso base fueron más bajas que aquellas estimadas cuando no se incorporaron en el modelo los últimos años de datos. El sesgo retrospectivo en las estimaciones recientes del reclutamiento fue muy minimizado con la configuración actual del modelo de caso base (Figura 4.13) comparado con los análisis retrospectivos presentados en evaluaciones previas. Esta mejora resultó de la reducción de la ponderación los datos de composición por talla, lo cual indica cierta especificación errónea del modelo en las evaluaciones previas (por ejemplo, curvas constantes de selectividad para las pesquerías sobre objetos flotantes). Similarmente, no se descubrió un patrón retrospectivo en las estimaciones recientes de la biomasa sumaria producidas por la evaluación actual (Figura 4.14). La excepción es la ejecución en la que se elimina el periodo más largo de años terminales (cuatro años), lo cual resultó en un ligero cambio de escala absoluta, pero no existe un sesgo retrospectivo en las series de tiempo de los cocientes de biomasa reproductora (SBR, ver definición en la Sección 5.1) aun cuando se eliminan del modelo los cuatro últimos años de datos (Figura 4.15).

#### **4.3.4. Análisis de sensibilidad**

En los anexos se presentan los resultados de los tres análisis de sensibilidad: sensibilidad a (a) la relación población-reclutamiento (Anexo A); (b) suponer tasas de mortalidad natural ( $M$ ) más altas para el patudo (Anexo B); y (c) asignar distintas ponderaciones a los datos de composición por talla (Anexo C). Aquí se describen diferencias en el ajuste del modelo y la predicción del modelo, y se posterga la discusión de diferencias en la condición de la población hasta la Sección 5. En la Tabla 4.3a se presenta una comparación de la verosimilitud del caso base y de los análisis de sensibilidad. Además, en la Tabla 4.3b se presenta una comparación del tamaño efectivo medio de la muestras estimado para el caso base y para los análisis de sensibilidad.

Se fijó la inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957) en 0.75. Las estimaciones de la biomasa sumaria (Figura A.1) son mayores que aquellas estimadas en la evaluación de caso base, pero las tendencias son similares. Las estimaciones del reclutamiento absoluto son ligeramente mayores que aquellas estimadas en el caso base (Figura A.2a), pero la serie de tiempo de reclutamiento

relativo es similar a aquella del 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 (Figura A.3). En la Figura A.4 se ilustra la relación población-reclutamiento estimada. Un perfil de verosimilitud del parámetro de inclinación indica que el modelo se ajusta a los datos mejor con valores de inclinación más altos, y que el caso base (inclinación = 1) produjo el mejor ajuste. Además, todos los diferentes componentes de datos apoyan una inclinación de 1.

Se realizó un análisis de sensibilidad de al supuesto de varios escenarios de mortalidad natural ( $M$ ) adulta del patudo de ambos sexos (Figura B.1). Para ser consistente con las diferencias absolutas de  $M$  entre hembras y machos estimadas a partir de datos de proporciones de sexos, se mantuvo la misma diferencia absoluta de  $M$  entre los sexos en todos los análisis de sensibilidad. Las estimaciones de biomasa y reclutamiento son muy sensibles a la  $M$  adulta (Figuras B.2 y B.3): son mayores con niveles más altos de  $M$  adulta. Tal como se esperaba, las estimaciones de reclutamiento absoluto aumentan a fin de explicar capturas observadas con tasas de mortalidad natural más altas (Figura B.3a). Tal como se describe [Aires-da-Silva, Maunder y Tomlinson \(2010\)](#), suponer tasas de  $M$  adulta más altas contribuye a minimizar el patrón de « dos intervalos » en el reclutamiento del patudo (Sección 4.1.2). Un perfil de verosimilitud de  $M$  adulta indica que el modelo se ajusta mejor con valores más altos de  $M$  que aquellos supuestos en el caso base (Figura B.5), pero estas tasas parecen ser irrazonablemente altas para el patudo.

Se realizó un análisis de sensibilidad para investigar el efecto sobre los resultados de la evaluación de asignar diferentes ponderaciones a los datos de composición por talla. Se descubrió que la escala absoluta de la biomasa sumaria es fuertemente determinada por la ponderación asignada a los datos de composición por talla, en particular los datos de las pesquerías palangreras central y del sur (14-17), que incluyen un periodo tardío que supone selectividad logística (Figura C.1a). La escala absoluta de la biomasa es mucho menos afectada por la ponderación asignada a los datos de composición por talla de las pesquerías sobre objetos flotantes (Figura C.1b). Este resultado del impacto que las diferentes ponderaciones asignadas a los datos de composición por talla ejercen sobre el reclutamiento virgen ( $R_0$ ) que impulsa la escala absoluta de las estimaciones del reclutamiento (Figura C.2a y C.2b), y las biomásas correspondientes. Reducir la ponderación de los datos de composición por talla de las pesquerías palangreras minimiza mucho el patrón de reclutamiento de « dos intervalos » identificado en evaluaciones previas (Figura C.3a). El efecto de reducir la ponderación de los datos de composición por talla de las pesquerías sobre objetos flotantes contribuyó poco a minimizar este patrón (Figura C.3b).

Otros análisis de sensibilidad, incluyendo la investigación de la estimación del crecimiento, efectos ambientales sobre el reclutamiento y la capturabilidad, mortalidad natural, el uso de reponderación iterativa, y el uso de dos bloques de tiempo para la selectividad y capturabilidad de la pesquería palangrera 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).

#### **4.4. Comparación con la evaluación previa**

Existen diferencias sustanciales entre las biomásas sumaria y reproductora (Figuras 4.15 y 4.16, respectivamente) estimadas por los modelos de evaluación actual y previa ([Aires-da-Silva y Maunder 2010](#)). Estas diferencias se deben principalmente a una ponderación reducida de los datos de composición por talla, en particular a una menor ponderación de los datos de composición por talla. Tal como se explicó en la Sección 4.3, Diagnósticos, se descubrió que los datos de composición por talla de las pesquerías palangreras 15 y 17 dominaban otros componentes de datos en la configuración del modelo previo de caso base. Reducir la ponderación de todos los datos de composición por talla minimizó esta dominancia y equilibró la contribución de todos los componentes de datos, en particular los datos de CPUE palangrera que se cree proporcionan la información más fiable sobre escala absoluta (el parámetro de reclutamiento virgen,  $R_0$ ).  $R_0$  aumentó en la evaluación actual, lo cual explica sus mayores niveles de biomasa comparados con aquellos producidos por la evaluación previa (Figuras 4.16 y 4.17). No obstante, la tendencia relativa es muy similar entre las dos evaluaciones, excepto en los primeros y

últimos años de la evaluación. Las diferencias absolutas y relativas en las biomásas en los años tempranos se deben a una mayor incertidumbre en las estimaciones de las condiciones iniciales (Figura 4.7) que resultan de la reducción de la ponderación de las composiciones por tamaño. Es más probable que estas diferencias en los años recientes se deban a los nuevos datos disponibles para esos años, en particular las disminuciones recientes observadas en los datos de CPUE palangrera. Las tendencias relativas del SBR son asimismo muy similares, con los niveles finales del SBR muy similares (en aproximadamente 0.24 al principio de 2012; Figura 4.18). Los reclutamientos estimados por la evaluación actual son generalmente más altos que aquellos estimados por la evaluación previa antes de 1994, cuando se ampliaron las pesquerías sobre objetos flotantes, y más bajas a partir de ese año (Figura 4.19). Esto refleja una reducción de la magnitud del patrón de reclutamiento de « dos intervalos » reportado en evaluaciones previas (ver Sección 4.1.2. Reclutamiento). De hecho, la diferencia en las estimaciones del reclutamiento medio entre los periodos temprano y tardío han sido muy minimizados con la configuración actual del modelo de caso base (Figura 4.19a). Además, los reclutamientos recientes estimados en la evaluación actual son generalmente más bajos que aquellos de la evaluación previa (Figura 4.19b). Este resultado es explicado por las mejoras realizadas en la evaluación actual al patrón retrospectivo de los reclutamientos recientes (ver Sección 4.3.3, Análisis retrospectivo).

#### **4.5. 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 aquella de los peces de más de esa 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 patudo en asociación con objetos flotantes.

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

Las series de tiempo estimadas del reclutamiento de patudo poseen dos características importantes que fueron identificadas con la configuración del modelo de la evaluación previa. En las evaluaciones previas, las estimaciones del reclutamiento antes de 1993 eran muy inciertas, ya que las pesquerías sobre objetos flotantes no capturaban cantidades importantes de patudo pequeño. Además, un patrón de « dos intervalos » fue prominente en las series de tiempo de reclutamientos de patudo del OPO. Este patrón fue caracterizado por un periodo temprano de reclutamientos bajos (1975-1993) seguido por un periodo de reclutamientos relativamente grandes (1994-2009) que coincidieron con la expansión de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes. El patrón de reclutamiento de « dos intervalos » ha sido muy reducido con la configuración actual del modelo de caso base.

Una característica prominente en la serie de tiempo del reclutamiento estimado del patudo que los picos de reclutamiento máximo de 1983 y 1998 coincidieron con los eventos de El Niño más fuertes durante el periodo histórico de la evaluación. Recientemente, los reclutamientos fueron inferiores al promedio durante 2007-2009, y han fluctuado alrededor del promedio durante 2010-2012.

La biomasa de patudo de 3+-trimestres de edad aumentó durante 1983-1985, y alcanzó su pico máximo histórico de aproximadamente 1,378 mil t en 1986, tras lo cual disminuyó paulatinamente a un mínimo histórico de unas 428 mil t al principio de 2013, con dos picos intermedios en 2001 y 2009. La biomasa reproductora ha seguido generalmente una tendencia similar a aquella de la biomasa del patudo de 3+-trimestres de edad, pero con un retraso de 1 a 2 años. Existe incertidumbre en las biomásas estimadas de los patudos tanto de 3+-trimestres de edad como 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 peces de 3+ trimestres de edad y como de reproductores se han reconstruido durante 2004-2010, tras lo cual disminuyeron paulatinamente a sus niveles mínimos históricos al principio de 2013. Un estudio de simulación indica

que el incremento de la población podría ser atribuido al efecto de las resoluciones de conservación de atún de la CIAT que comenzaron en 2004 (ver Sección 6.2.3). Factores adicionales que probablemente contribuyen a este incremento son los reclutamientos superiores al promedio y el esfuerzo palangrero reducido en el OPO en la última década. El periodo más reciente dominado por reclutamientos inferiores al promedio (2007-2012) podría explicar la tendencia decreciente observada desde 2010.

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 aquellas estimadas en la evaluación de caso base, pero las tendencias son similares. La tendencia relativa del reclutamiento es similar al caso base.

La biomasa estimada y la serie de tiempo del reclutamiento son muy sensibles a la tasa de mortalidad natural adulta supuesta para el patudo. Las estimaciones de la biomasa y el reclutamiento aumentan con niveles mayores de  $M$  adulta. Un perfil de verosimilitud sobre la  $M$  adulta indica que el modelo se ajusta mejor a todos los componentes de datos de valores más altos de  $M$  adulta, lo cual indica una productividad mayor de la población de patudo de lo que estima el modelo de caso base. No obstante, las tasas de mortalidad natural más altas parecen poco razonablemente altas para el patudo.

Las series de tiempo estimadas de biomasa y reclutamiento son muy sensibles a la ponderación asignada a los datos de composición por tamaño, en particular los datos de las pesquerías palangreras central y del sur (14-17), que incluyen un periodo tardío que supone una selectividad logística. Se obtienen biomazas y reclutamientos más altos si se reduce la ponderación de estos datos en el modelo.

## **5. CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN**

Se evalúa la condición de la población de atún 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 se pueden tomar de una población o complejo de poblaciones con una mortalidad por pesca constante bajo las condiciones ecológicas y ambientales prevalentes.

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 ningún punto de referencia objetivo o límite para las poblaciones que gestiona, pero en las subsecciones siguientes se describen algunos puntos de referencia posibles.

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

El cociente de biomasa reproductora ratio (el cociente de la biomasa reproductora actual a aquella de la población sin pesca; SBR), descrito por Watters y Maunder (2001), ha sido usado para definir puntos de referencia en muchas pesquerías. Tiene un límite inferior de cero. Si se encuentra cerca de cero, la población ha sido severamente reducida, y se encuentra probablemente sobreexplotada. Si el SBR es uno, o ligeramente menos de eso, la pesquería probablemente no ha reducido la población reproductora. Si el SBR es más de uno, es posible que la población haya entrado en un régimen de producción incrementada.

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



Las estimaciones de SBR para el atún patudo en el OPO han sido computadas a partir de la evaluación de caso base. En la Sección 4.1.3 se presentan las estimaciones de la biomasa reproductora durante el periodo del estudio (1975-2012). Se estima el SBR correspondiente al RMS ( $SBR_{RMS}$ ) en aproximadamente 0,20.

Al principio de enero de 2013, la biomasa reproductora del atún patudo en el OPO estuvo en aproximadamente 115 mil toneladas (Figura 4.7). En ese momento el SBR fue aproximadamente 0,22, 7% por encima del nivel correspondiente al RMS (Figura 5.1). La tendencia del SBR sigue aquella observada en el caso de la biomasa reproductora (ver Sección 4.1.3)

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

Mantener las poblaciones de atunes en niveles que produzcan el RMS es el objetivo de ordenación especificado en la Convención de la CIAT. Watters y Maunder (2001) describen cómo se calculan el RMS y sus cantidades relacionadas, pero estos cálculos han sido modificados para incluir, en casos aplicables, la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957) (ver detalles en Maunder y Watters (2003)). Es importante señalar 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 de caso base, se fijó la inclinación en 1 (un supuesto que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población); no obstante, se realizó un análisis de sensibilidad (inclinación = 0,75) para investigar el efecto de una relación población-reclutamiento.

Se computaron las estimaciones basadas en RMS con las estimaciones de parámetros de la evaluación de caso base y los patrones estimados de mortalidad por pesca promediados sobre 2010 y 2012. Por lo tanto, mientras que se presentan actualmente estos resultados basados en RMS como estimaciones de punto, existen incertidumbres en los resultados.

Al principio de enero de 2013, la biomasa reproductora del atún patudo en el OPO parece haber sido un 8% mayor que  $S_{RMS}$ , y se estima que las capturas recientes son un 3% inferiores al 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),  $F_{RMS}$  es aproximadamente 5% mayor que el nivel actual de esfuerzo.

Se estiman las cantidades basadas en RMS suponiendo que la población se encuentra en equilibrio con las condiciones de pesca y ecológicas. Sin embargo, la captura de patudo por la flota de superficie podría ser determinada principalmente por la fuerza de las cohortes reclutadas a la pesquería. Por ejemplo, las capturas de patudo tomadas por la flota de superficie disminuyeron cuando las cohortes grandes reclutadas durante 1995-1998 dejaron de ser 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 previamente se basaron en un patrón de selectividad medio para todas las pesquerías combinadas (estimado a partir de la asignación actual del esfuerzo entre las pesquerías). Diferentes asignaciones del esfuerzo de pesca entre las pesquerías cambiaría este patrón de selectividad combinado. Para ilustrar cómo el RMS podría cambiar si se reasignara el esfuerzo entre las distintas pesquerías que capturan patudo en el OPO, se repitieron los cálculos previamente descritos, 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 27% menor. Si el patudo fuera capturado por la pesquería palangrera solamente, el RMS sería aproximadamente 139% mayor que aquel estimado para todas las artes combinadas. Para lograr este nivel de RMS, el esfuerzo palangrero necesitaría ser incrementado un 857%.

Las cantidades relacionadas con el RMS varían según la composición por tamaño de la captura. En la Figura 5.2 se ilustra la evolución de cuatro de estas cantidades durante 1975-2012. 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 menos que aquella correspondiente al RMS (Figura 5.2). El RMS aumentó en

aproximadamente 24.000 toneladas con respecto a la estimación de la evaluación previa ([Aires-da-Silva y Maunder 2012](#)). Esto es explicado por un aumento del  $R_0$  tras reducir la ponderación de los datos de composición por talla en el caso base actual.

Cuando se estima el RMS usando las tasas medias de mortalidad por pesca de 2010-2011, es aproximadamente 1.575 t (1%) mayor que aquel del caso base.

En las Figuras 5.3a y 5.3b se ilustran las series de tiempo históricas de las tasas de explotación, biomasa reproductora, y biomasa sumaria relativas a los puntos de referencia potenciales basados en RMS límite y objetivo ( $0.5 S_{RMS}$  y  $1.3 F_{RMS}$ ), respectivamente. En general, los resultados del modelo de caso base actual indican que los puntos de referencia objetivo no fueron rebasados durante el periodo histórico de la evaluación (1975-2012). Según los resultados del caso base, la estimación más reciente indica que la población de patudo en el OPO probablemente no se encuentra sobrepescado ( $S > S_{RMS}$ ) y que no está ocurriendo sobrepesca ( $F < F_{RMS}$ ). En realidad, la explotación actual es muy cercana a los puntos de referencia objetivo de RMS. Similarmente, los puntos de referencia límite no han sido rebasados según el modelo actual de caso base. No obstante, estas interpretaciones quedan sujetas a incertidumbre, tal como indican los intervalos aproximados de confianza alrededor de la estimación más reciente en las gráficas de faso (precisión del modelo). Además, dependen fuertemente de los supuestos hechos con respecto al parámetro de inclinación de la relación población-reclutamiento, los niveles supuestos de  $M$  adulta, y la ponderación asignada a los datos de composición por talla (incertidumbre del modelo) (Figura 5.3c). Se realizó una simulación para evaluar los efectos de las resoluciones de conservación de atún de la CIAT implementadas durante 2004-2012 (ver Sección 6.2.3) sobre los puntos de referencia objetivo potenciales basados en RMS, particularmente en los últimos años. Sin las acciones de ordenación establecidas por las resoluciones desde 2004, el modelo de caso base predice que la población de patudo estaría actualmente sobrepescada ( $S < S_{RMS}$ ) y que estaría ocurriendo sobrepesca ( $F > F_{RMS}$ ) (Figura 5.3d).

### 5.3. Sensibilidad a parametrizaciones y datos alternativos

Los rendimientos y puntos de referencia son altamente sensibles a alternativas de supuestos de modelo, datos de insumo, y 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 necesario para sostener el RMS es 0,30, comparado con 0,20 para la evaluación de caso base (Tabla 5.1). El análisis de sensibilidad correspondiente a una inclinación de 0,75 estimó un multiplicador de  $F$  de 0,82, considerablemente menor que aquel de la evaluación de caso base (1,05). Suponer valores de inclinación más bajos resultó en multiplicadores de  $F$  más bajos (Tabla A.1, Figura A.6). Aunque los resultados del modelo de caso base indican que el nivel reciente de la biomasa reproductora se encuentra por encima de aquel correspondiente al RMS ( $S_{reciente}/S_{RMS} = 1.08$ ), se estima que este cociente es menos de 1 en el caso de valores supuestos de inclinación de menos de 1.

Cuando se suponen tasas de mortalidad natural adulta más bajas para ambos sexos de patudo, la condición de la población es más pesimista que los resultados del caso base (multiplicador de  $F$  más bajo). Suponen tasas de mortalidad natural adulta más altas produce el efecto contrario (multiplicador de  $F$  más alto). No obstante, las tasas más altas consideradas en el presente análisis de sensibilidad parecen biológicamente poco realistas para el patudo. Similarmente, el cociente  $S_{reciente}/S_{RMS}$  es altamente sensible a las tasas supuestas de mortalidad natural adulta: específicamente, disminuye y aumenta con valores supuestos de  $M$  más bajos y más altos, respectivamente.

Finalmente, las cantidades de ordenación estimadas en la evaluación del patudo son altamente sensibles a la ponderación de los datos de composición por talla (Tabla C.1). En particular, los factores de ponderación ( $\lambda$ ) asignados a los datos de composición por talla de las pesquerías palangreras central y del sur (Pesquerías 14 a 17) determinan fuertemente la condición de la población de patudo. Si no se reduce la ponderación de insumo del tamaño original de las muestras en el modelo para estas pesquerías ( $\lambda = 1$ ), las cantidades de ordenación producidas son pesimistas (multiplicador de  $F = 0,51$ ;  $S_{reciente}/S_{RMS} = 0,2$ ).

Este resultado se debe a la dominancia de los datos de composición por talla de las pesquerías palangreras 15 y 17 (con selectividades logísticas supuestas) al determinar la escala absoluta (el parámetro  $R_0$ ) en el modelo. Una vez contrapesada esta dominancia por una reducción de la ponderación de estos datos ( $\lambda = 0,05$ ), se permite también a otros componentes de datos (principalmente la CPUE palangrera) informar al modelo sobre la escala absoluta ( $R_0$ ). Como resultado, las cantidades de ordenación son más pesimistas (ver perfil de  $R_0$  en la Sección 4.3, Diagnósticos). En la Figura C.5 se ilustra el efecto sobre el multiplicador de  $F$  de asignar diferentes factores de ponderación ( $\lambda$ ) aplicados igualmente a los datos de composición por talla de todas las pesquerías.

#### 5.4. Resumen de la condición de la población

Al principio de enero de 2013, el SBR del atún patudo en el OPO estuvo en aproximadamente 0,22, un 8% más que el nivel correspondiente al RMS.

Se estima que las capturas recientes han sido 3% inferiores al 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 5% mayor que el nivel de esfuerzo actual (2010-2012). El RMS del patudo en el OPO podría ser maximizado si el patrón de selectividad por edad fuese similar a aquel de la pesquería palangrera, porque captura individuos más grandes que están cerca del peso 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  $F_{RMS}$  (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  $S_{reciente}/S_{RMS}$  son altamente sensibles a los supuestos hechos con respecto al parámetro de inclinación de la relación población-reclutamiento, las tasas de mortalidad natural adulta supuestas para los dos sexos de patudo, y la ponderación asignada a los datos de composición por tamaño en el modelo.

### 6. EFECTOS SIMULADOS DE LAS RESOLUCIONES DE CONSERVACIÓN DE ATÚN Y OPERACIONES FUTURAS DE PESCA

Se realizó un estudio de simulación para lograr una mejor comprensión de los efectos de las resoluciones de conservación de atún de la CIAT implementadas durante 2004-2012 ([C-04-09](#), [C-06-02](#), [C-09-01](#), [C-10-01](#), y [C-11-01](#)), y de cómo los cambios en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por las pesquerías atuneras en el OPO en el futuro podrían simultáneamente afectar la población de atún patudo en el OPO y las capturas de patudo por las distintas pesquerías.

A fin de evaluar los efectos de las resoluciones, se construyó un modelo en el cual el esfuerzo de pesca (mortalidad por pesca) de las distintas pesquerías fue incrementado para simular un escenario en el cual no hubo resoluciones en vigor durante 2004-2012. Comenzando en 2004, este modelo fue entonces proyectado a futuro, usando las series de tiempo de anomalías históricas del reclutamiento estimadas por el modelo de caso base.

Con respecto a las operaciones futuras de pesca, se construyeron diferentes escenarios 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 subyacentes de estos escenarios. Se ejecuta el método mediante la extensión del modelo de evaluación 10 años (40 trimestres) adicionales, con tasas de explotación iguales a 1) el promedio de 2010-2012 y 2)  $F_{RMS}$ . No se incluyen para estos años futuros de datos de captura o de frecuencia de talla. Se estimaron los reclutamientos correspondientes a los 10 años de la misma forma que el modelo de evaluación, con una penalización logarítmica normal con una desviación estándar desviación de 0,6. Se implementa la incertidumbre en el reclutamiento proyectado como en Maunder *et al.* (2006).

## 6.1. Supuestos acerca de las operaciones de pesca

### 6.1.1. Esfuerzo de pesca

Se realizaron estudios de proyección para investigar la influencia 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 (tasas de mortalidad por pesca) trimestral durante 2004-2012 para simular un escenario en el cual las resoluciones de conservación de atún de la CIAT C-04-09, C-06-02, C-09-01 y C-11-01 no estuvieron en vigor.
  - a. Las Resoluciones C-04-09 y C-06-02 establecen restricciones sobre el esfuerzo cerquero y las capturas palangreras durante 2004-2007: una veda de seis semanas durante el tercer o cuarto trimestre del año en el caso de las pesquerías de cerco, y límite de captura palangrera a los niveles de 2001. Para 2004-2007, se incrementaron un 86% las tasas de mortalidad por pesca de las pesquerías de cerco en el tercer trimestre.
  - b. La Resolución C-09-01, adoptada en 2009, establece medidas más restrictivas que las resoluciones previas: los buques de cerco deben cesar de pescar durante un periodo de 59 días en 2009, 62 días en 2010, y 73 días (12 semanas) en 2011 en el OPO entero, y 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 » produjo un incremento de 212% de la mortalidad por pesca causada por las pesquerías de cerco en el tercer trimestre de 2009.
  - c. La Resolución C-11-01 establece una veda del OPO de 62 días para los buques de cerco durante cada uno de los años de 2010-2013, más la veda de la zona de alta mar, igual que en C-09-01. El escenario « sin resolución » produjo un incremento de 248% de la mortalidad por pesca causada por las pesquerías de cerco en el tercer trimestre de 2009.
  - d. Se fija la mortalidad por pesca de la pesquería de palangre en 2004 y años posteriores en la mayor de la mortalidad por pesca actual o la mortalidad por pesca, por trimestre, promediada sobre 2001-2003.
2. Se fijaron las tasas trimestrales de mortalidad por pesca para cada año en el futuro iguales a las tasas medias durante 2010-2012, para simular que se mantengan las tasas de mortalidad por pesca en los niveles actuales ( $F_{cur}$ ) – una estrategia de explotación de *estatu quo*. 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 predecir los niveles futuros de la biomasa reproductora, el SBR, la captura anual total tomada por las pesquerías de superficie primarias que presuntamente continuarían operando en el OPO (Pesquerías 2-5 y 7), y la captura anual total tomada por la flota palangrera (Pesquerías 12-23). Existe probablemente más incertidumbre en los niveles futuros de estas variables que lo que sugieren los resultados presentados en las Figuras 6.1-6.6. La cantidad de incertidumbre es probablemente subestimada, porque las simulaciones fueron realizadas bajo el supuesto que el modelo de evaluación de la población describe con exactitud la dinámica del sistema, sin tomar en cuenta la variación de la capturabilidad.

### 6.2.1. Tasas actuales de mortalidad por pesca ( $F_{cur}$ ) – *estatu quo*

Se realizaron proyecciones, suponiendo que las tasas de mortalidad por pesca permanecerían en los niveles promedio de 2010-2012.

Se estima que el SBR aumentó gradualmente desde 2005 y alcanzó un nivel de 0.31 al principio de 2010

(Figura 5.1). Este incremento puede ser atribuido al efecto combinado de tres años consecutivos de reclutamientos anuales superiores al promedio (2004-2006; Figura 4.5b), las resoluciones de conservación de atún de la CIAT durante 2004-2009, y un esfuerzo de pesca palangrero reducido en el OPO (Sección 6.2.3). Independientemente de la continuación de las resoluciones de conservación de la CIAT durante 2010-2012, la tendencia de reconstrucción no fue mantenida a partir de 2010, y el SBR disminuyó gradualmente a su nivel histórico mínimo de 0,22 al principio de 2013. Esta disminución puede ser explicada por una serie de reclutamientos predominantemente inferiores al promedio en los últimos años (2007-2012; Figura 4.5b). De hecho, una simulación realizada bajo el supuesto de reclutamientos medios desde 2004, cuando comenzaron las resoluciones de la CIAT, señala que la disminución del SBR a partir de su pico en 2010 hubiera sido mucho menor, y que el SBR se hubiera estabilizado por encima del nivel correspondiente al RMS (Figura 6.5).

Con los niveles actuales de mortalidad por pesca, y si continúan los niveles recientes de esfuerzo y capturabilidad y persisten niveles medios de reclutamiento, se predice que el SBR seguirá disminuyendo y alcanzará un nivel mínimo histórico de 0,19 para 2015 (Figura 6.1a). Posteriormente, se predice que el SBR aumentará gradualmente y se estabilizará alrededor de 2018 en aproximadamente 0,21, muy cerca del nivel correspondiente al RMS. Bajo el escenario de *estatu quo* y el supuesto de ninguna relación población-reclutamiento, se predice que las capturas cerqueras aumentarán a partir de 2013-2015 y luego se estabilizarán alrededor de 71.000 t en 2016 (Figura 6.3a, panel superior). Se predice que, con el esfuerzo actual, las capturas palangreras disminuirán ligeramente a alrededor de 32.000 t en 2015 y luego aumentarán y se estabilizarán en aproximadamente 35.000 t en 2020 (Figura 6.3a, panel inferior). Si se incluye una relación población-reclutamiento, las capturas de las pesquerías de superficie y palangreras se estabilizarían en niveles más bajos, en aproximadamente 66.000 y 33.000 t, respectivamente (Figura 6.3a). 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 disminuye la abundancia. Si la capturabilidad del patudo aumenta con abundancia baja, las capturas serán, a corto plazo, mayores que aquellas aquí predichas.

### **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 el objetivo de ordenación especificado por la Convención de la CIAT. A fin de evaluar el impacto sobre la población de patudo de una estrategia de explotación que apunta al RMS, se proyectó la población 10 años al futuro, suponiendo tasas de mortalidad por pesca (esfuerzo de pesca) correspondientes al RMS ( $F_{RMS}$ ). Las capturas proyectadas para las pesquerías tanto de superficie como palangreras en  $F_{RMS}$  se estabilizan en aproximadamente los mismos niveles obtenidos en  $F_{cur}$  (menos de 1.000 t de diferencia; Figura 6.3a). Los niveles de SBR a largo plazo que se obtendrían si persistieran las mortalidades por pesca actuales en el futuro (0,22) son tan sólo ligeramente mayores que aquellos correspondientes al RMS (0,20) (Figura 6.4).

### **6.2.3. Efecto de las resoluciones de conservación del atún de la CIAT**

Una comparación de la biomasa reproductora predicha con y sin las restricciones de las resoluciones señala diferencias sustanciales (Figuras 6.4 y 6.6). Sin el efecto de las resoluciones desde 2004 hasta 2012, el SBR hubiera disminuido a mucho por debajo del nivel correspondiente al RMS (0,2). Las proyecciones a futuro que suponen condiciones de escenario « sin resoluciones » y reclutamiento medio indican que el SBR disminuiría y se estabilizaría en aproximadamente 0,08, nivel que no produciría el RMS. Las simulaciones que usan un reclutamiento medio desde 2004 señalan que el reclutamiento contribuyó al incremento de la biomasa reproductora a fines de la década de 2000, pero fue menor comparado con las acciones de ordenación (Figura 6.5). Las simulaciones señalaron además que la disminución reciente de la biomasa reproductora se debe parcialmente a un reclutamiento más bajo.

### **6.2.4. Análisis de sensibilidad**

El análisis que incluye una relación población-reclutamiento indica que la población se encuentra

sustancialmente por debajo de  $SBR_{RMS}$  y que permanecerá en este nivel con los niveles actuales de esfuerzo (Figura 6.1b).

### **6.3. Resumen de los resultados de la simulación**

Es probable que, con los niveles actuales de esfuerzo, 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, capturabilidad dependiente de la densidad) podría resultar en diferencias de los resultados aquí predichos.

## **7. DIRECCIONES FUTURAS**

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

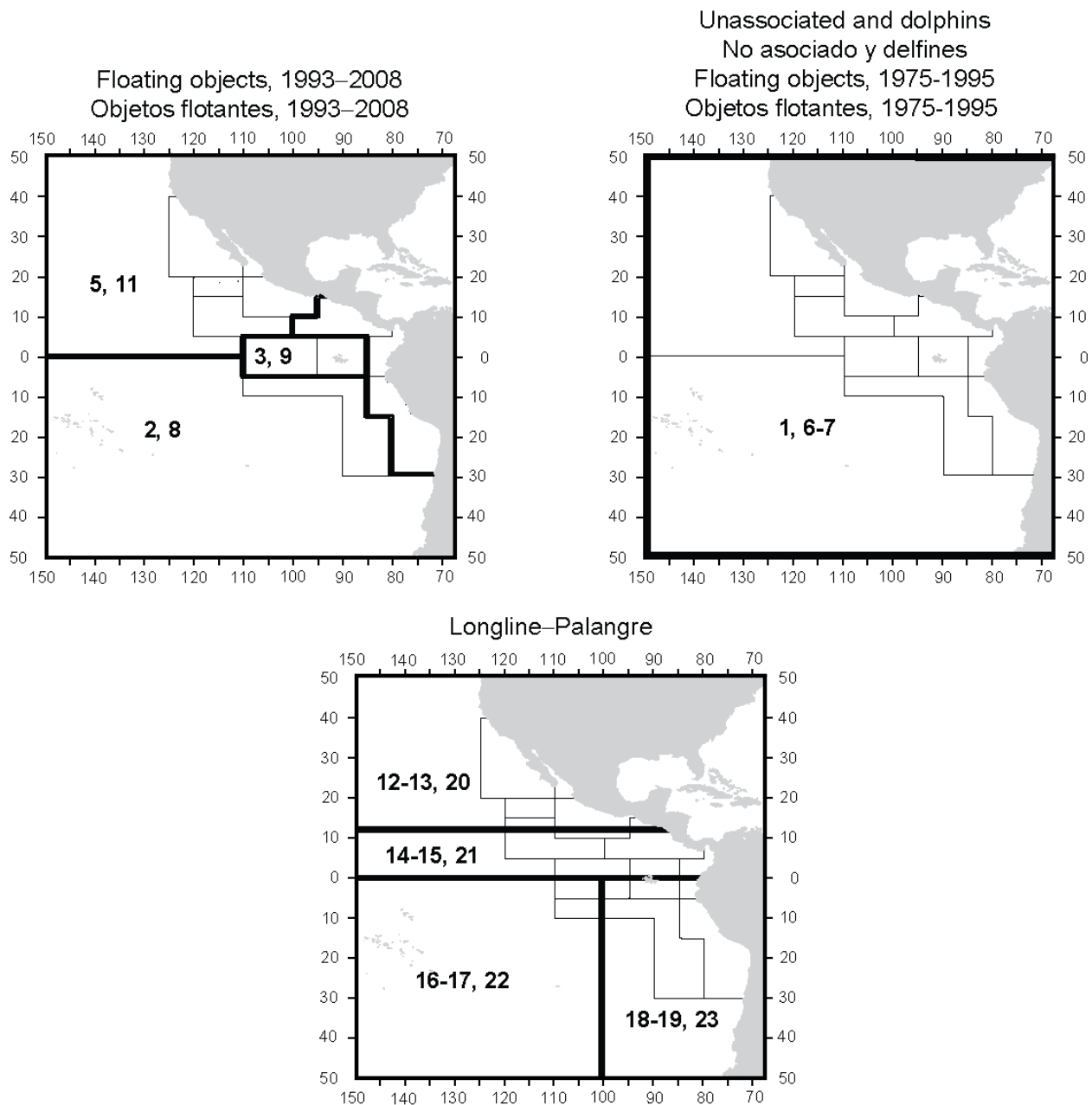
El personal de la CIAT tiene la intención de continuar consiguiendo datos de captura, esfuerzo, y composición por talla de las pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. Se incorporarán datos actualizados y nuevos en la próxima evaluación de la población.

El personal de la CIAT continuará compilando datos de captura, esfuerzo y composición por talla de las pesquerías palangreras que operan en el OPO. En particular, procurará obtener datos de pesquerías recién desarrolladas y crecientes.

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

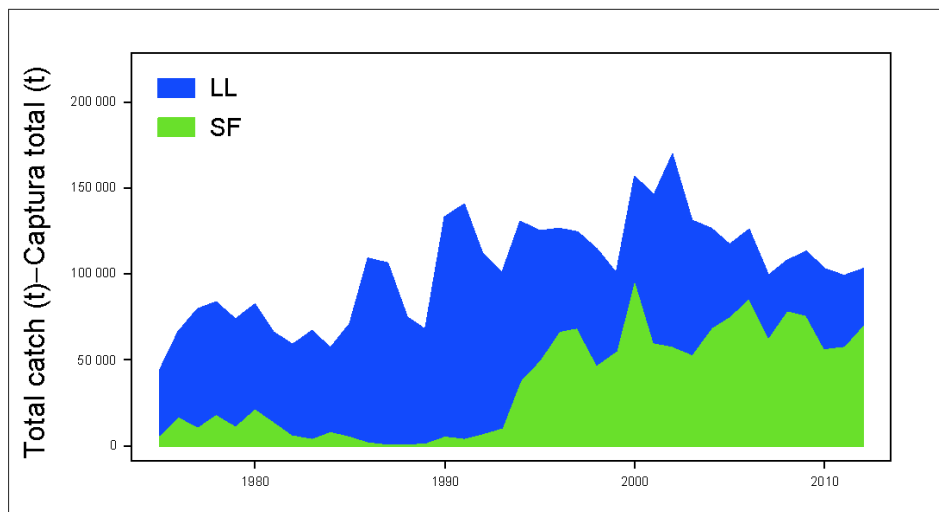
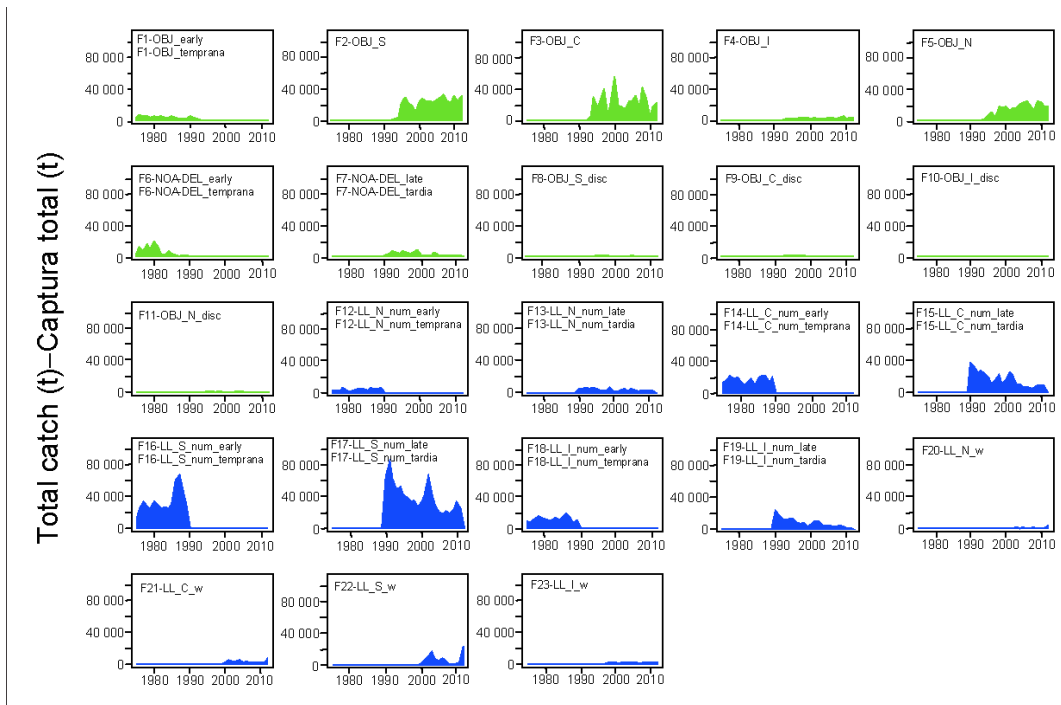
El personal de la CIAT continuará desarrollando el modelo de evaluación *Stock Synthesis* (Versión 3) para el atún patudo en el OPO. Gran parte de los avances dependerá de cómo se modifique *Stock Synthesis* en el futuro. Los cambios siguientes serían deseables para evaluaciones futuras:

1. Determinar la ponderación apropiada de los distintos conjuntos de datos;
2. Incluir los datos de marcado disponibles en la evaluación;
3. Explorar supuestos alternativos sobre la estructura de la población (análisis espacial);
4. Investigar la necesidad de selectividades logísticas;
5. Mejorar las estimaciones del crecimiento a medida que se recuperen más atunes patudo grandes marcados;
6. Investigar posibles discrepancias en ciertos datos de composición por talla.



**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.

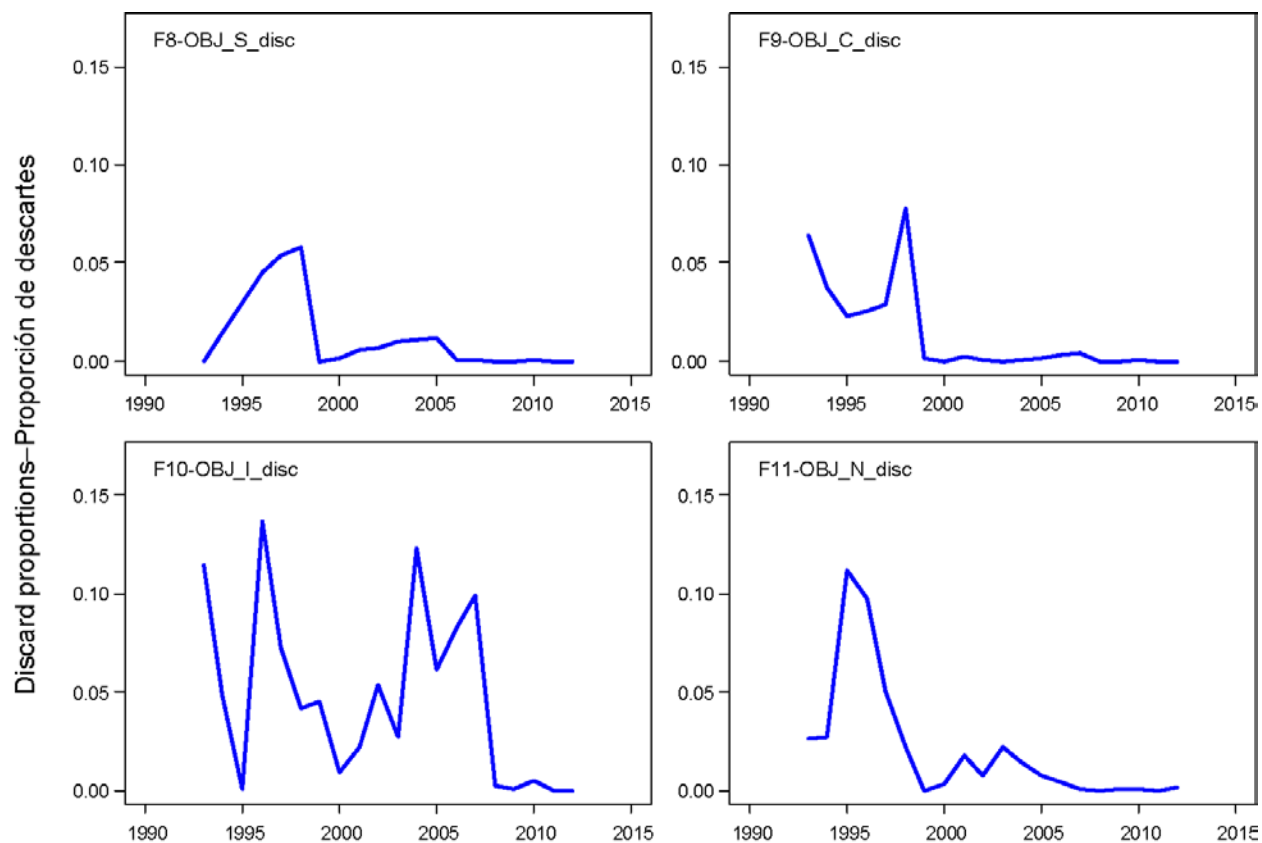
**FIGURA 2.1.** Extensión espacial de las pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún patudo en el OPO. Las líneas delgadas indican los límites de 13 zonas de muestreo de frecuencia de tallas, las líneas gruesas los límites de cada pesquería definida para la evaluación de la población, 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.

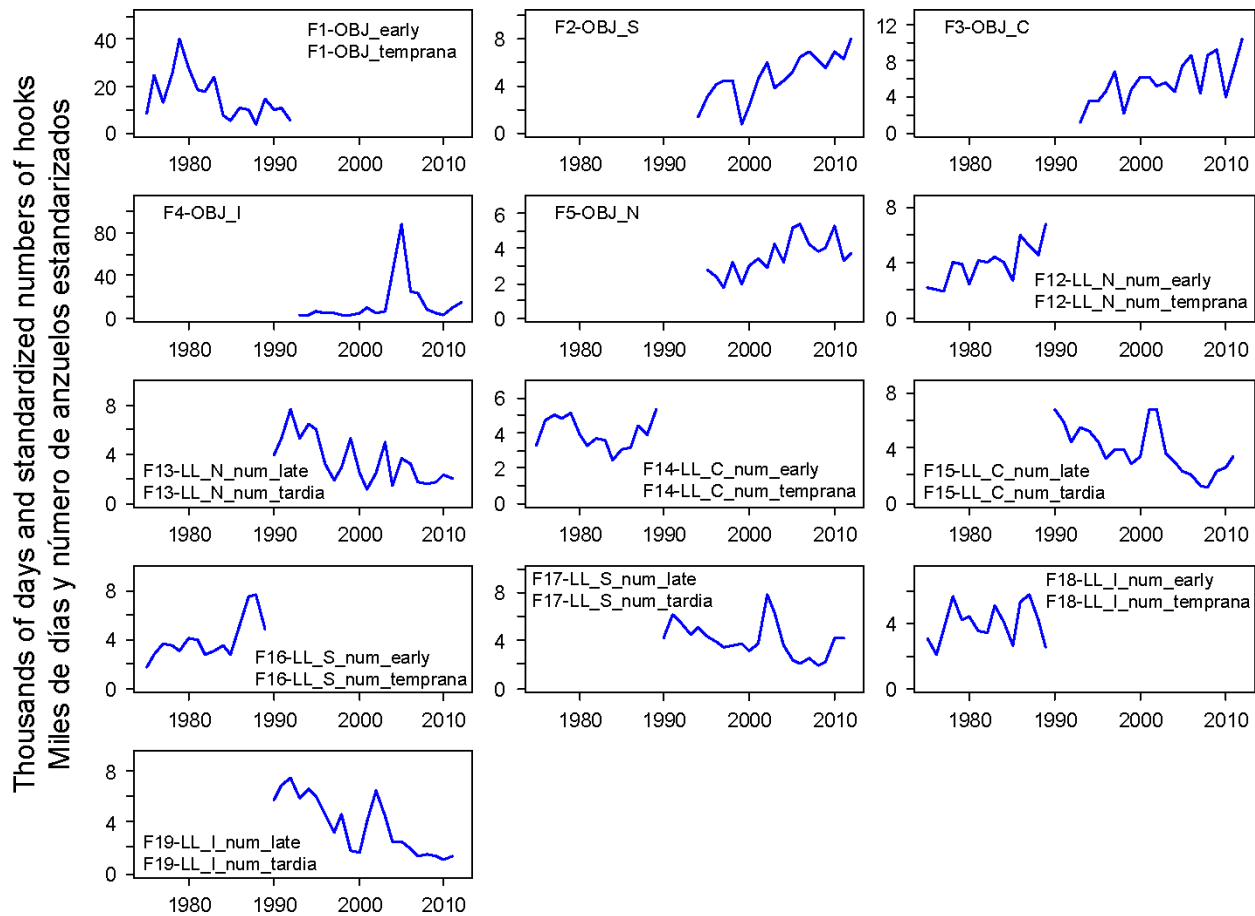
**FIGURA 2.2.** Panel superior: Capturas anuales de atún patudo por las pesquerías definidas para la evaluación de la población de esa especie en el OPO (Tabla 2.1). El modelo de evaluación usa capturas en número de peces para las Pesquerías 12 a 19, pero en la figura se presentan capturas en peso estimadas 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.





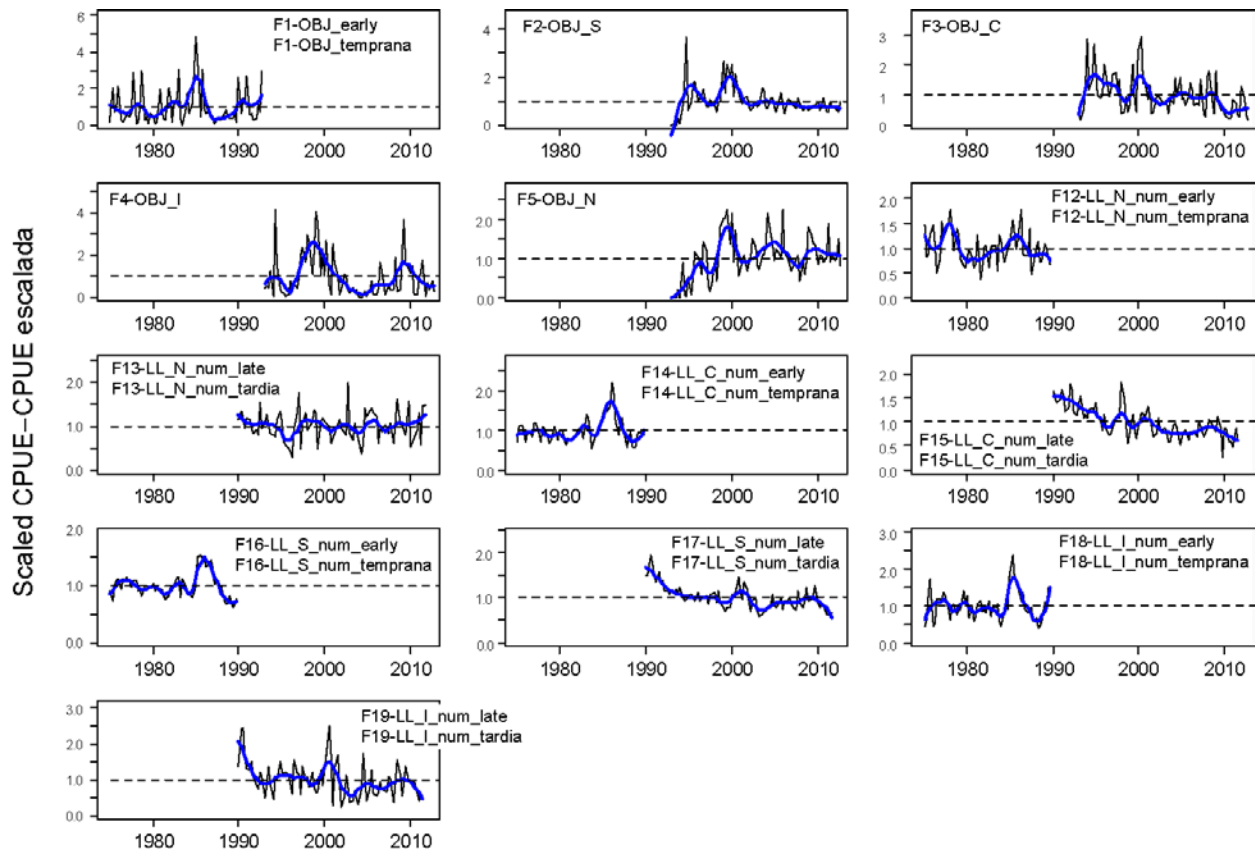
**FIGURE 2.3.** Weights of discarded bigeye tuna as proportions of the total (retained plus discarded) annual catches for the four floating-object fisheries. Fisheries 2-5 are the “real” fisheries, and Fisheries 8-11 are the corresponding discard fisheries. The numbers in the panels correspond to the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



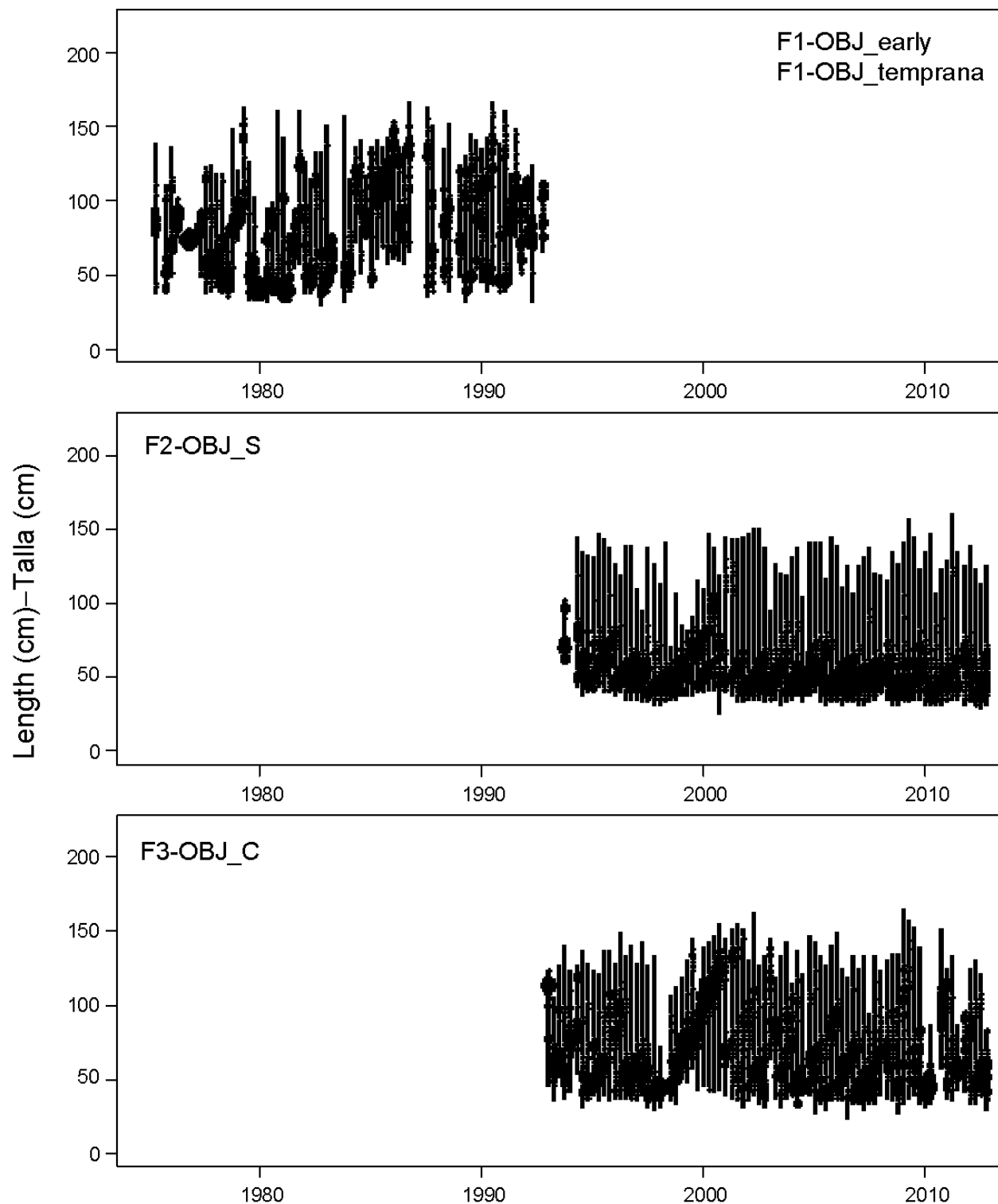
**FIGURE 2.4.** Annual fishing effort by purse-seine vessels of more than 363 metric tons carrying capacity and longline vessels in the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO (Table 2.1). The effort for Fisheries 1-5 is in days fished, and that for Fisheries 12-19 in standardized 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 de acarreo 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.



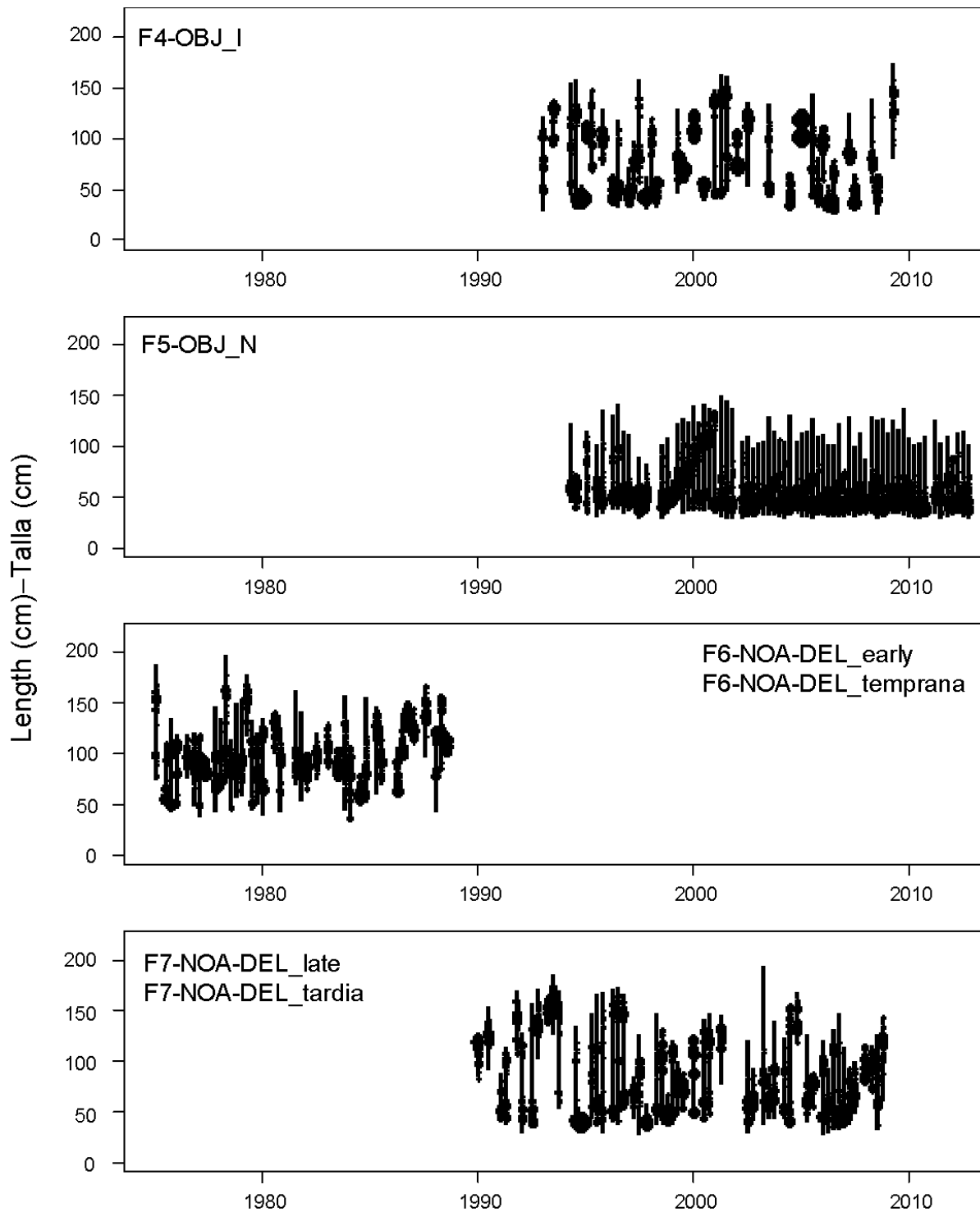
**FIGURE 2.5.** Quarterly CPUE and four-quarterly running average CPUEs of the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO (Table 2.1). The CPUEs for the floating-object fisheries (1-5) are in kilograms per day fished, and those for the longline fisheries (12-19) are standardized 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 recuadros son diferentes. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.



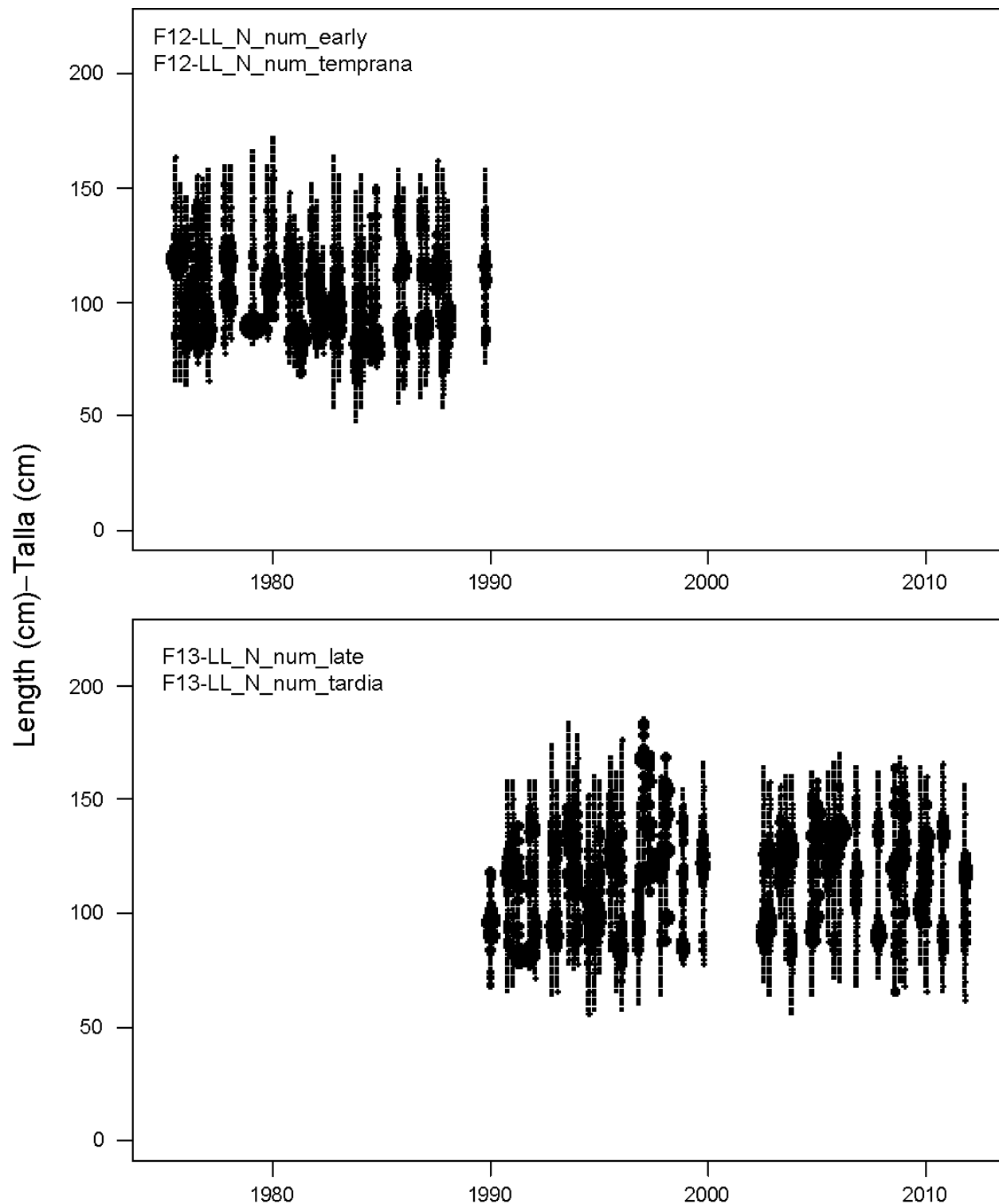
**FIGURE 2.6a.** Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by Fisheries 1, 2 and 3, by quarter. The areas of the circles are proportional to the catches. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

**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.



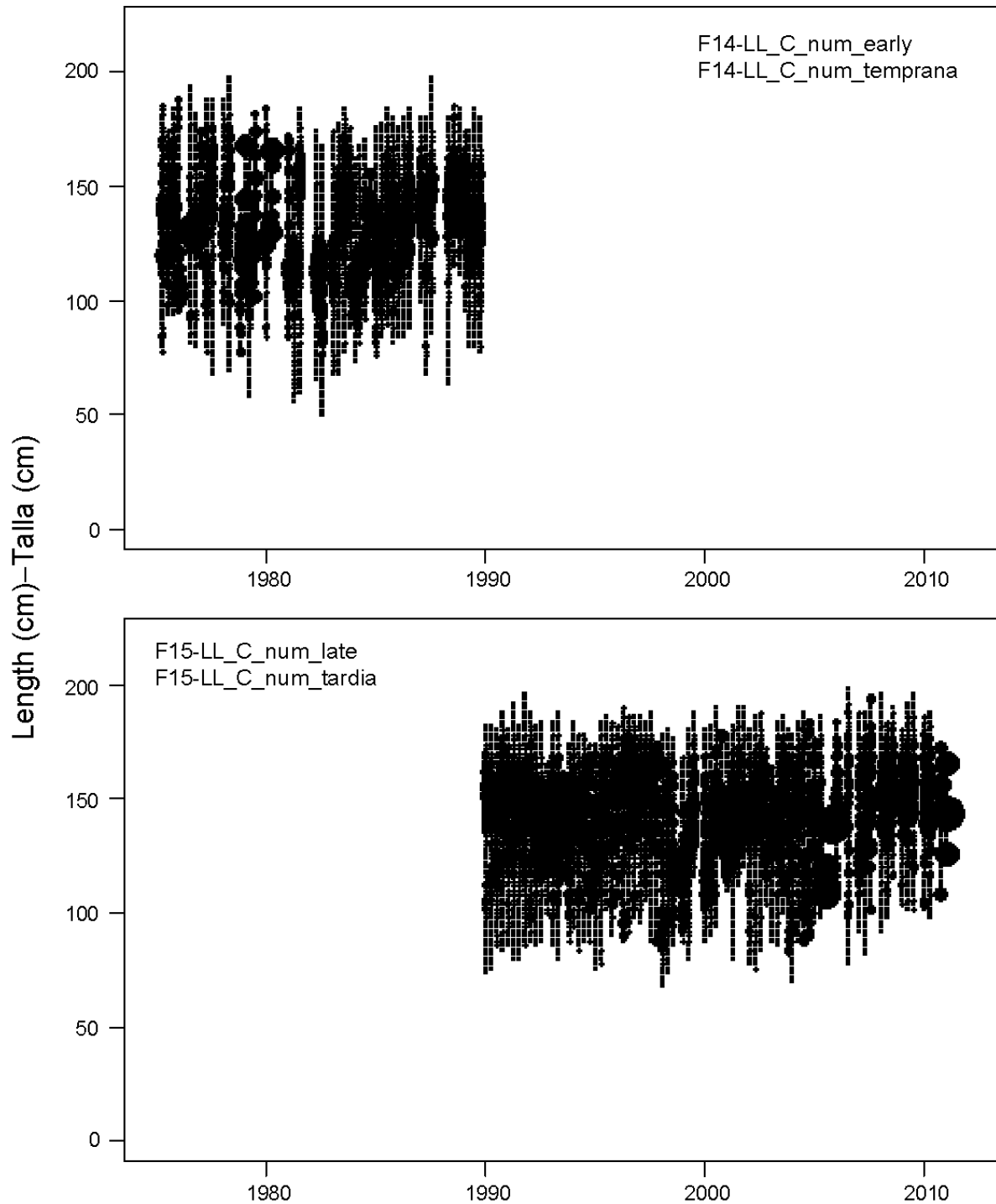
**FIGURE 2.6b.** Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by Fisheries 4, 5, 6, and 7, by quarter. The areas of the circles are proportional to the catches. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

**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.



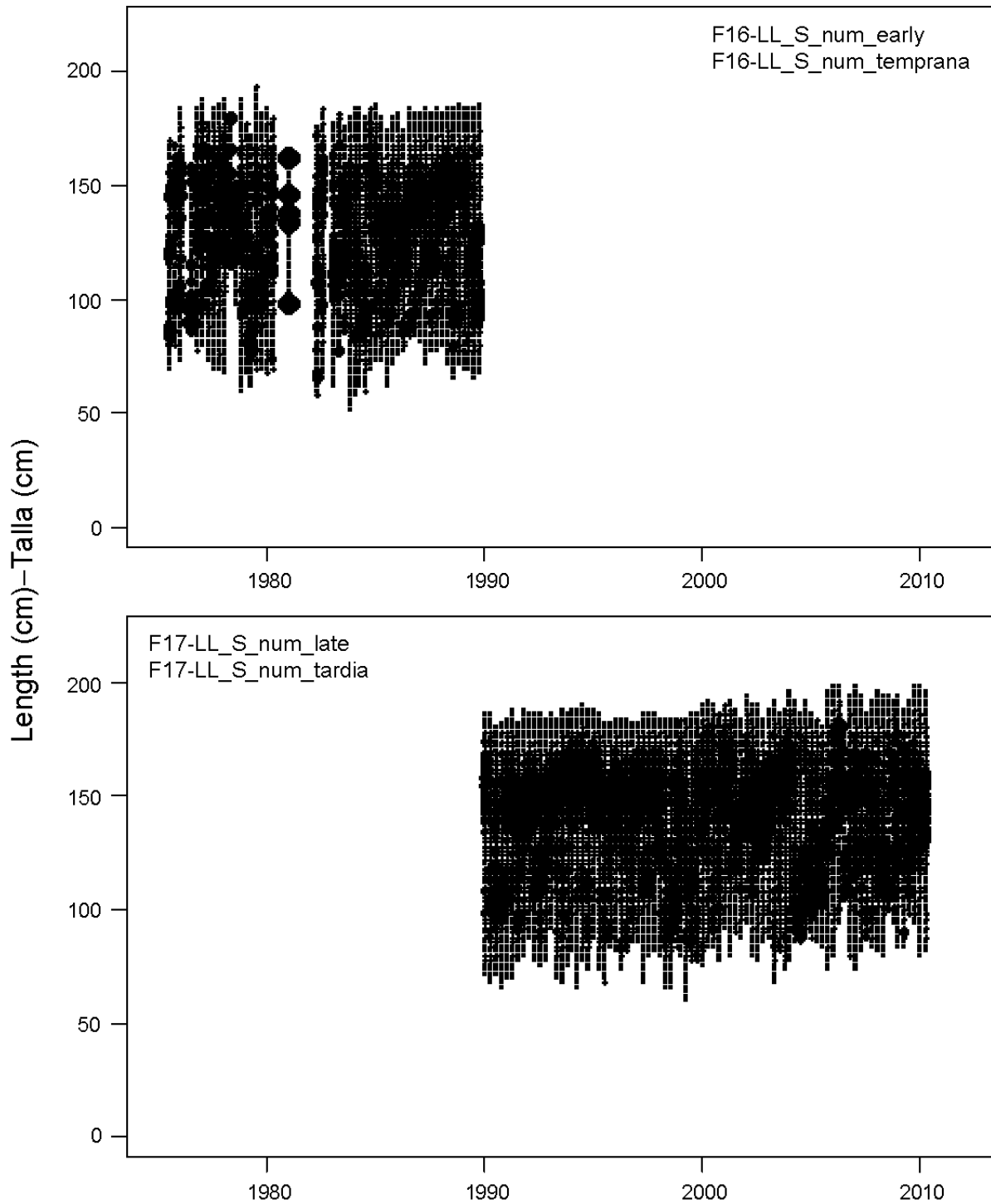
**FIGURE 2.6c.** Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by the northern longline fishery (Fisheries 12 and 13), by quarter. The areas of the circles are proportional to the catches. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

**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.

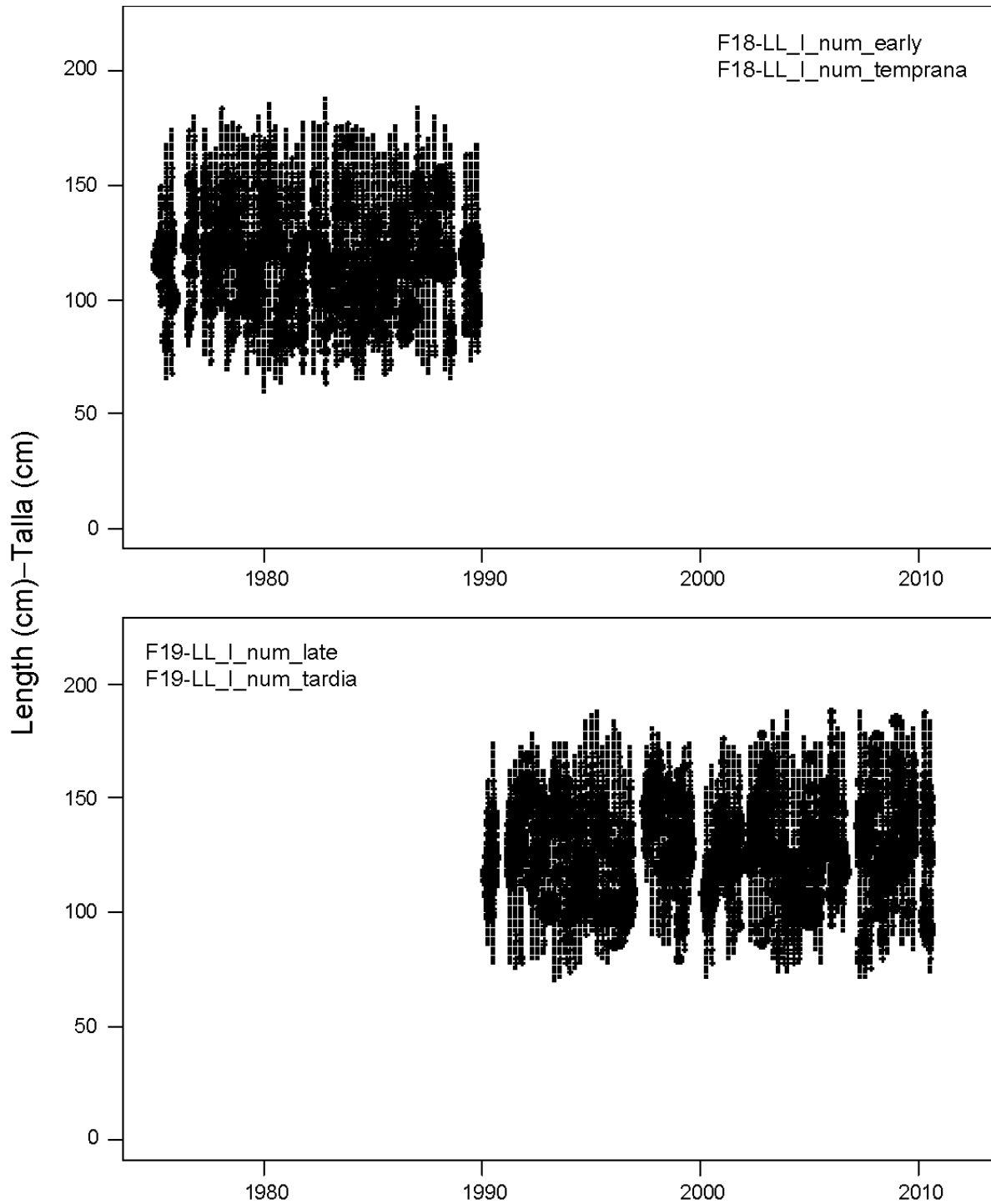
**FIGURA 2.6d.** Composición por talla de las capturas de patudo de las pesquerías de palangre centrales (Pesquerías 14 y 15), por trimestre. El área de los círculos es proporcional a la captura. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.



**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.

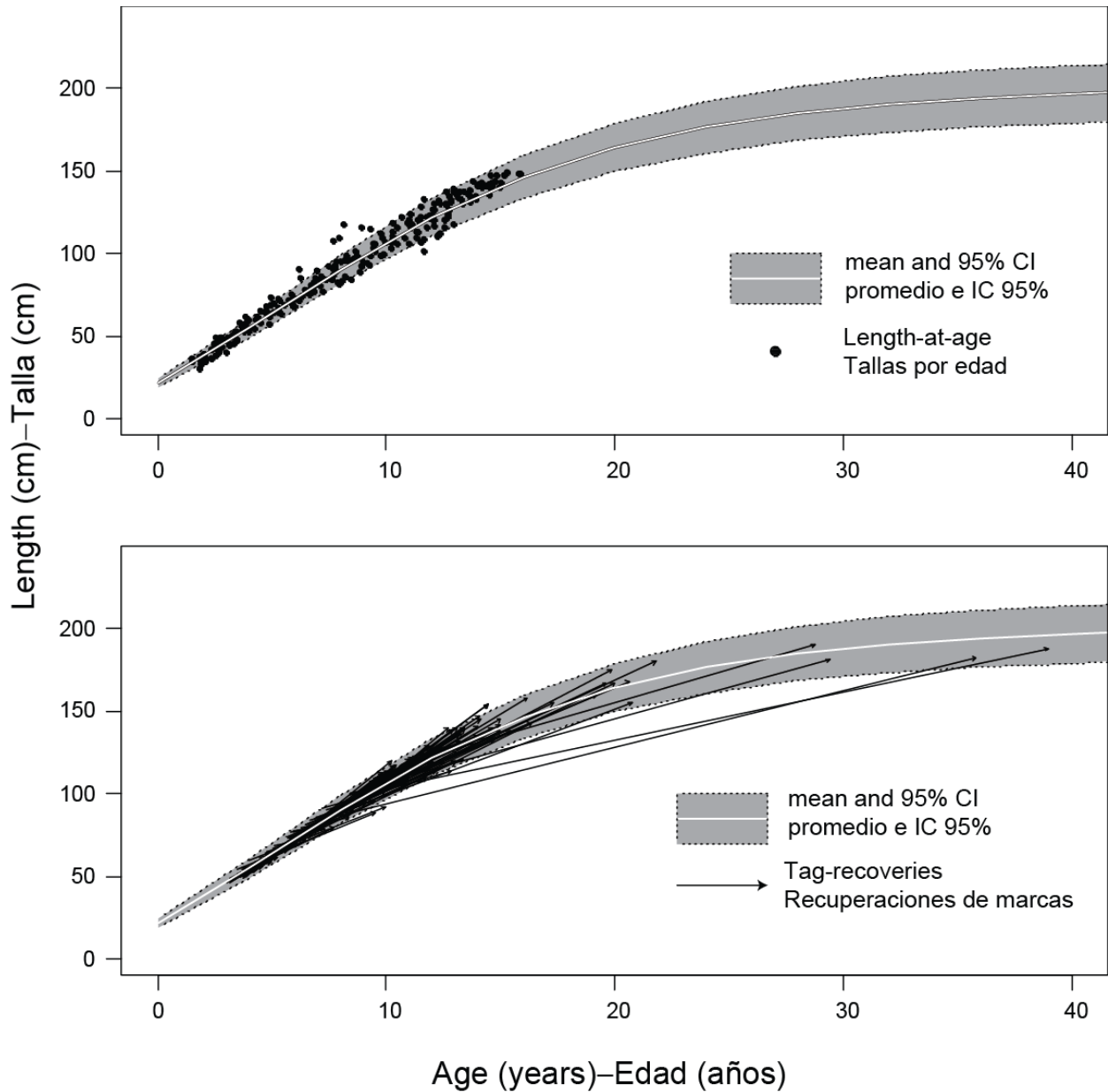
**FIGURA 2.6e.** Composición por talla de las capturas de patudo de las pesquerías de palangre del sur (Pesquerías 16 y 17), por trimestre. El área de los círculos es proporcional a la captura. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.





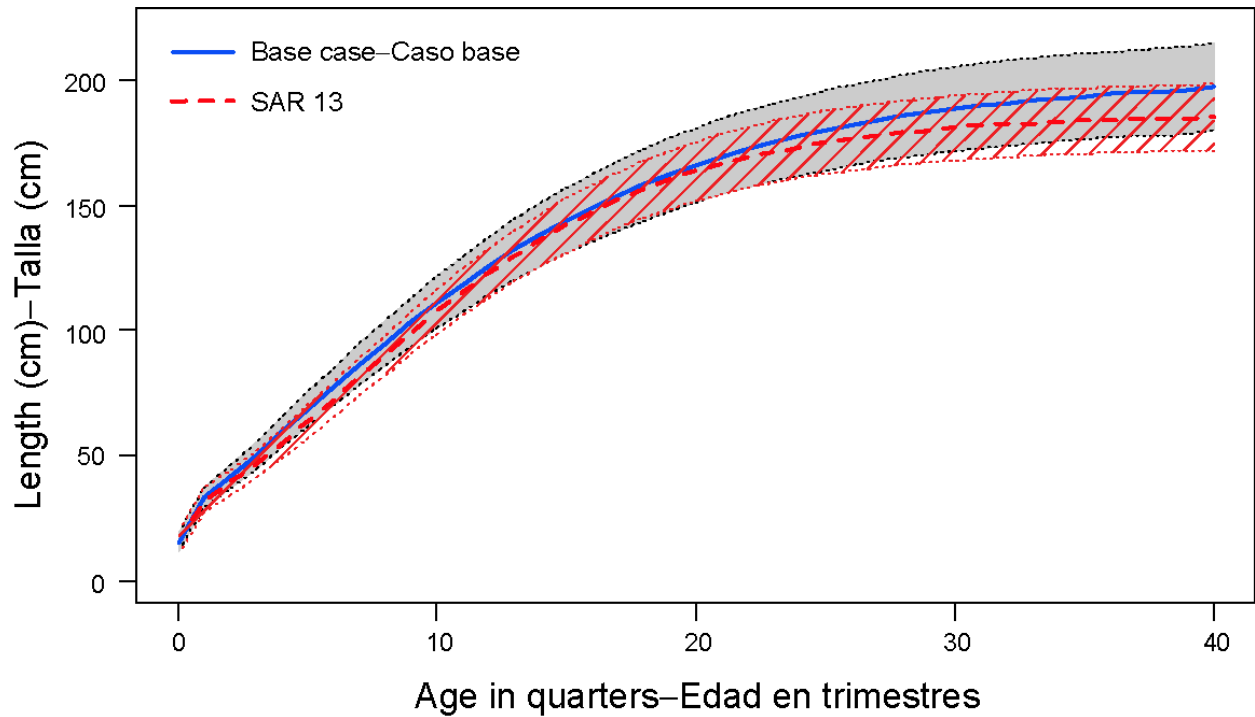
**FIGURE 2.6f.** Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by the inshore longline fisheries (Fisheries 18 and 19), by quarter. The areas of the circles are proportional to the catches. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

**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.



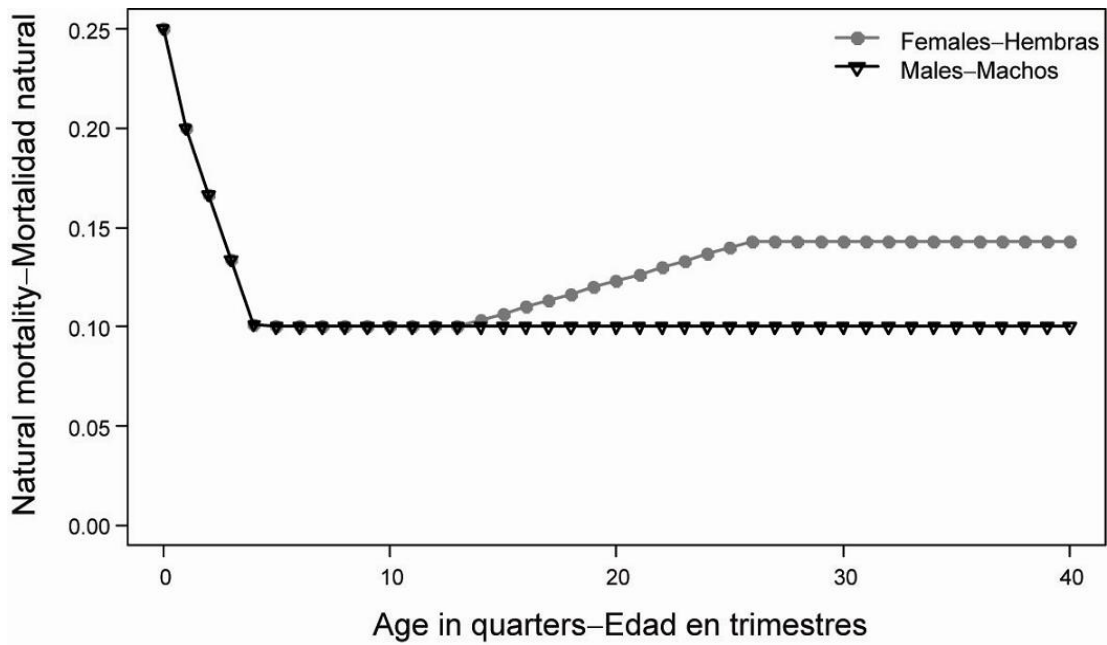
**FIGURE 3.1a.** Richards growth curve estimated for bigeye tuna in the EPO from an integrated age-at-length and tagging data model. Top panel: model fit to the otolith age-at-length data (dots); bottom panel: model fit to the tag-recapture data (vectors). The shaded area indicates the estimated variation (95% confidence intervals) of the mean lengths at age.

**FIGURA 3.1a.** Curva de crecimiento de Richards estimada para el atún patudo en el OPO con un modelo que integra datos de talla por edad y marcado. El Panel superior: ajuste del modelo a los datos de otolitos de talla por edad (puntos); panel inferior: ajuste del modelo a los datos de marcado (vectores). La zona sombreada indica la variación estimada (intervalos de confianza de 95%) de las tallas medias por edad.



**FIGURE 3.1b.** Comparison between the Richards growth curve for bigeye from the integrated age-at-length and tagging data model and the growth curve estimated in the previous assessment (SAR 13; Aires-da-Silva and Maunder 2012).

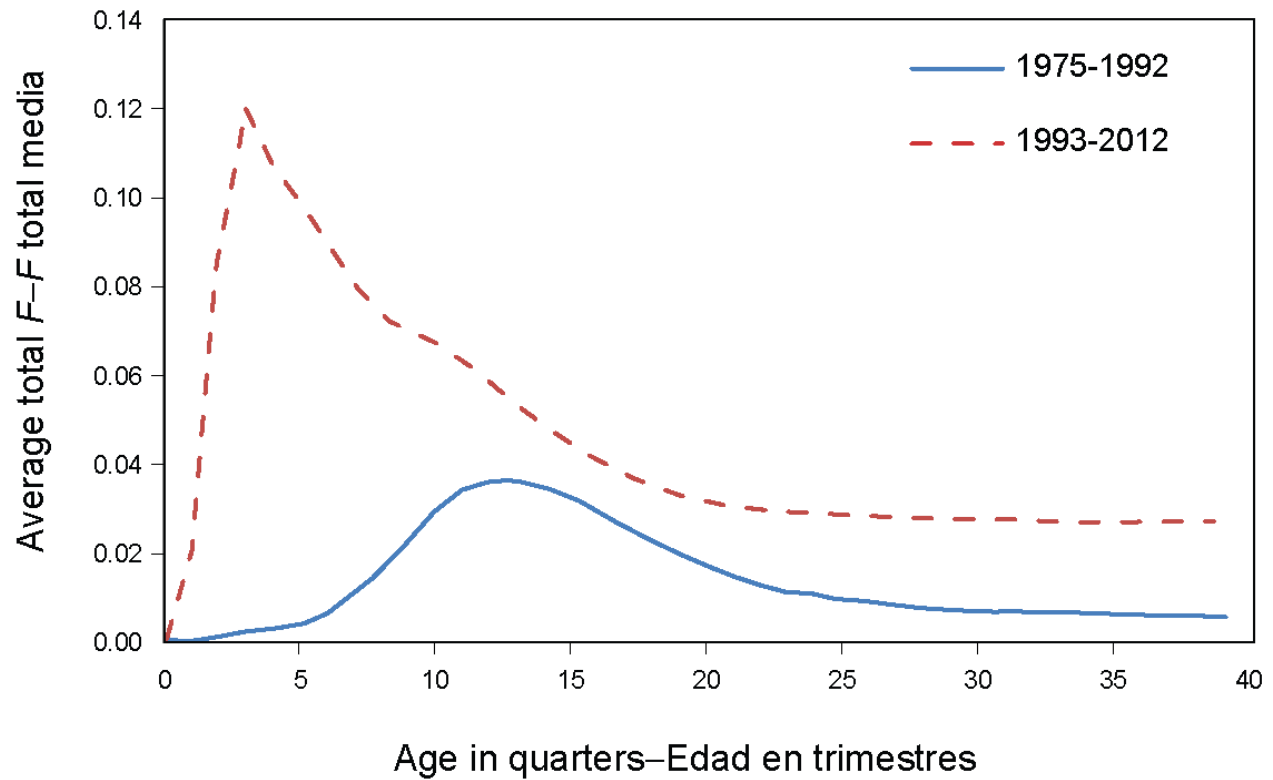
**FIGURA 3.1b.** Comparación de la curva de crecimiento de Richards para el patudo del modelo que integra los datos de talla por edad y marcado y la curva de crecimiento estimada en la evaluación previa (SAR 13; Aires-da-Silva y Maunder 2012).



**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.

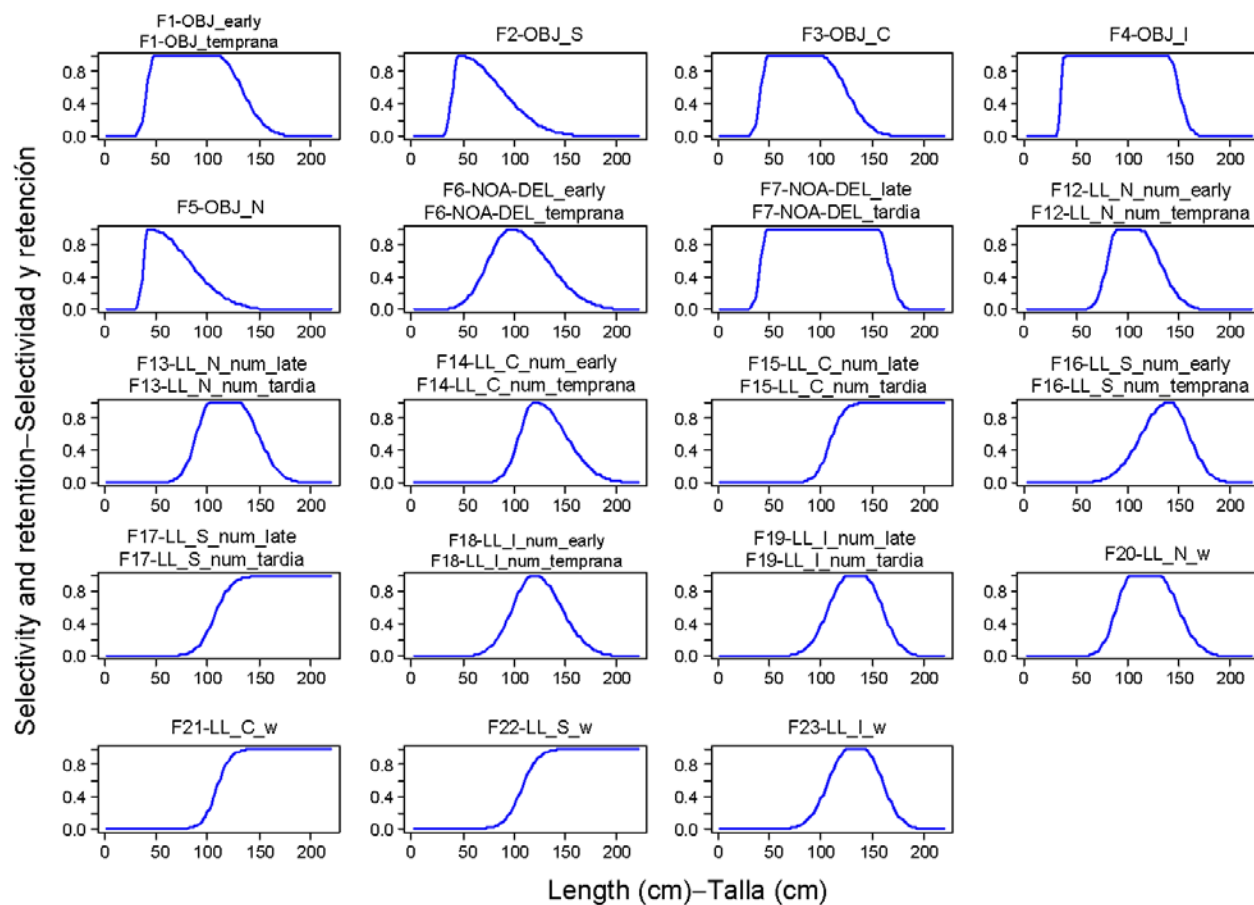


**FIGURE 3.3.** Age-specific maturity schedule (proportions of mature females) of bigeye tuna as assumed in the base case model.  
**FIGURA 3.3.** Relación de madurez por edad (proporción de hembras maduras) de atún patudo, supuesto en el modelo del caso base.



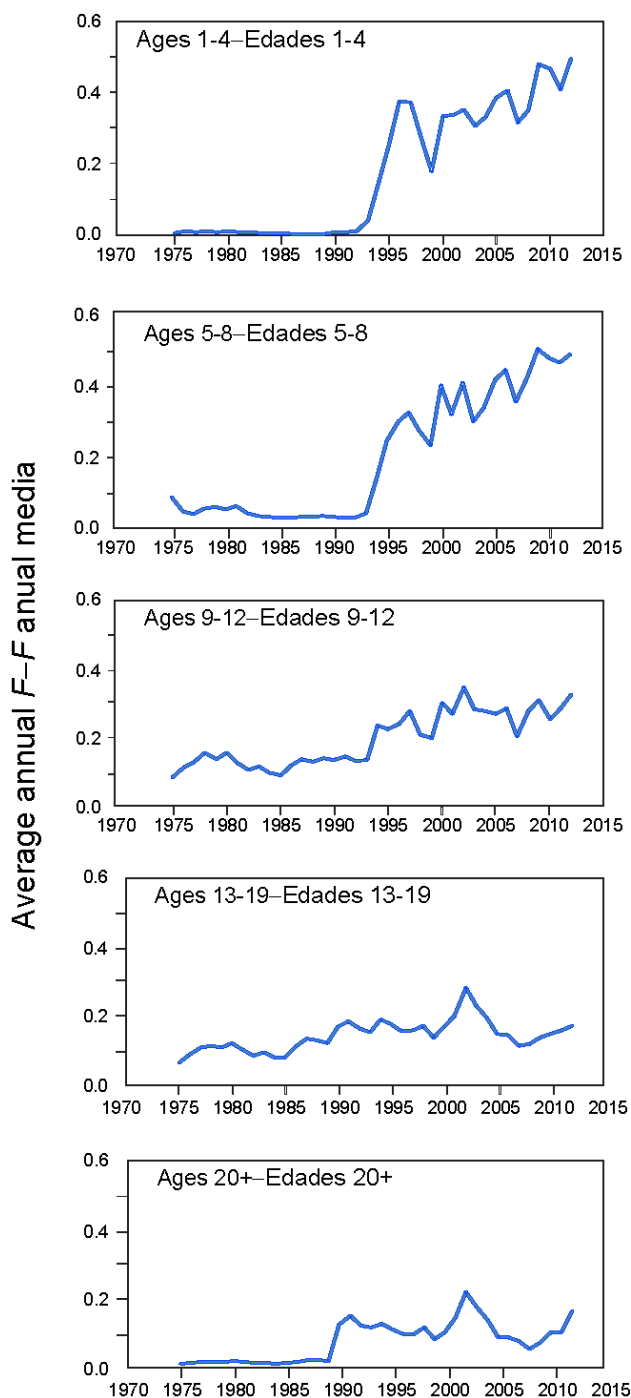
**FIGURE 4.1.** Average quarterly fishing mortality at age of bigeye tuna, by all gears, in the EPO. The curves for 1975-1992 and 1993-2012 display the averages for the periods before and after the expansion of the floating-object fisheries, respectively.

**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 1993-2012 indican los promedios de los períodos antes y después de la expansión de las pesquerías sobre objetos flotantes, respectivamente.



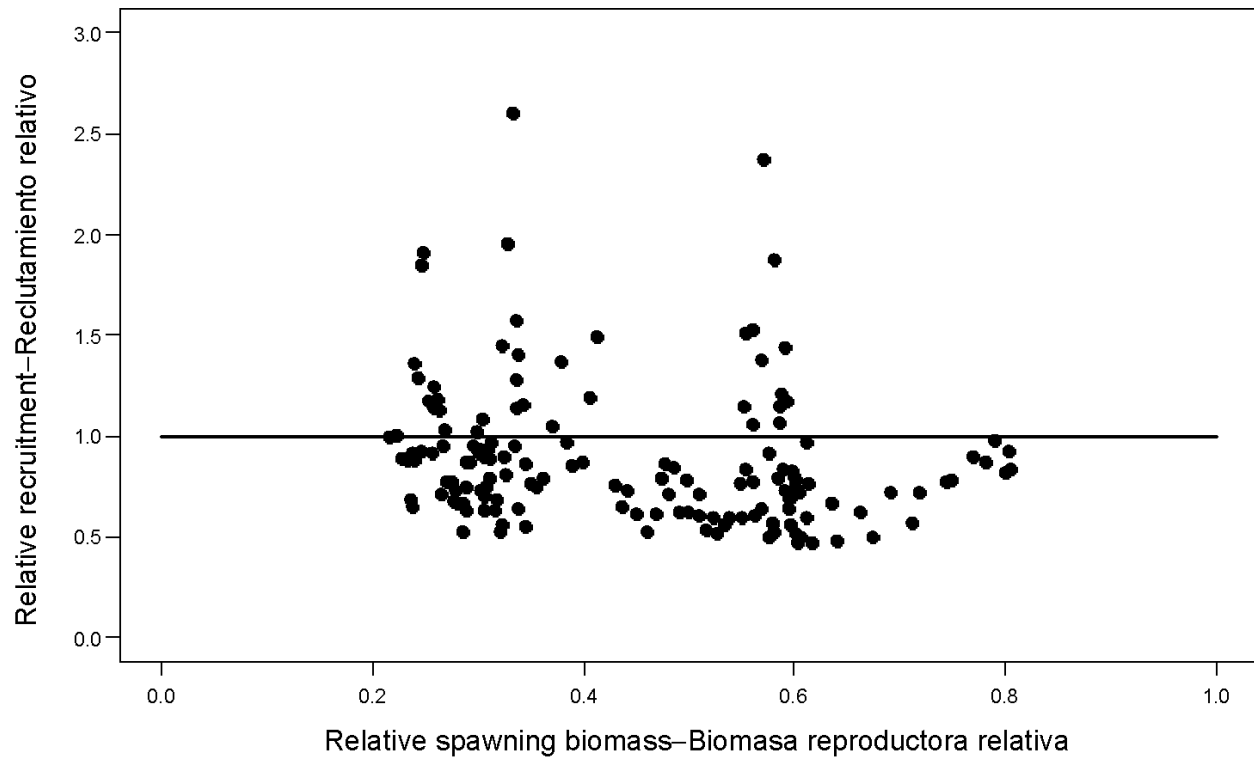
**FIGURE 4.2.** Size selectivity curves for surface Fisheries 1-7 and longline Fisheries 12-23 estimated with *Stock Synthesis*. Age 1-3 quarter fish are assumed to be fully selected for the discard fisheries (8-11). The selectivity curves for Fisheries 20-23 are the same as those for Fisheries 13, 15,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

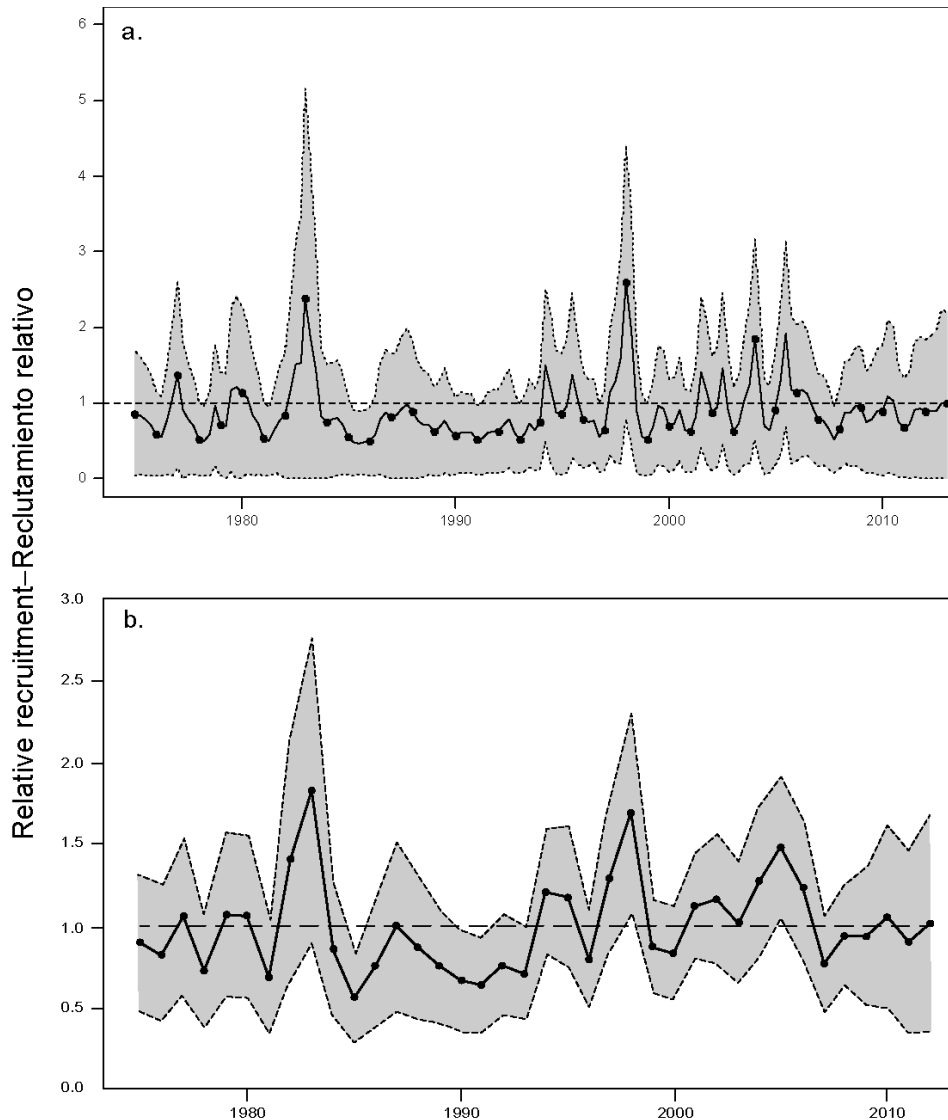
**FIGURA 4.3.** Mortalidad por pesca anual media, por todas las artes, de atún patudo reclutado a las pesquerías del OPO. Cada recuadro ilustra las tasas medias de mortalidad por pesca que afectaron a los peces de la edad indicada en el título de cada recuadro. Por ejemplo, la tendencia ilustrada en 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.

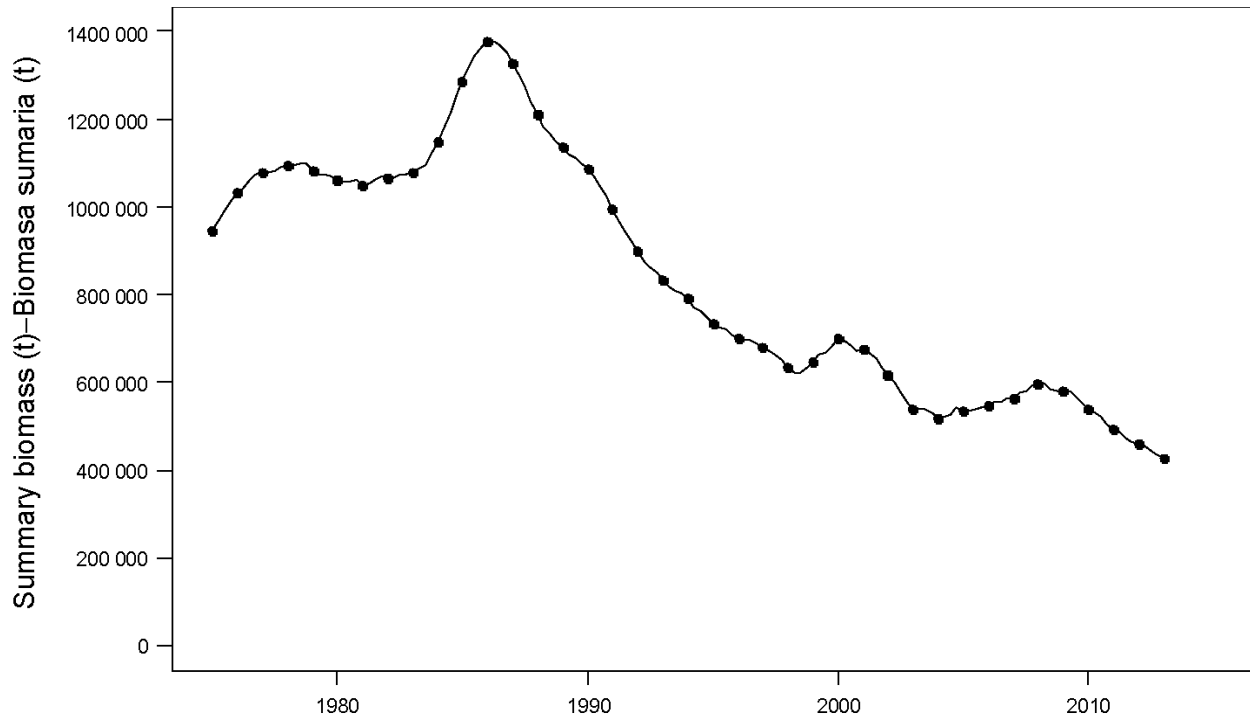
**FIGURA 4.4.** Relación estimada entre el reclutamiento y la biomasa reproductora del atún patudo. Se escala el reclutamiento para que la estimación de reclutamiento virgen equivalga a 1,0, y la biomasa reproductora para que la estimación de biomasa reproductora virgen equivalga a 1,0. La línea horizontal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





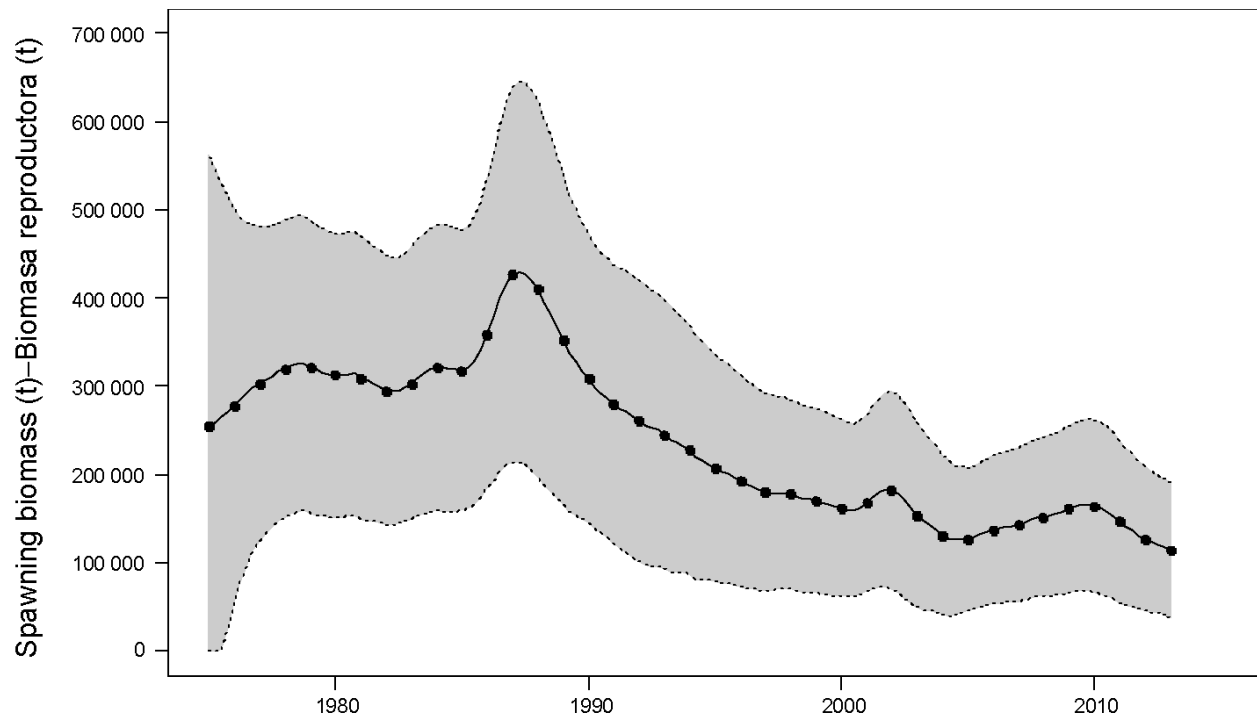
**FIGURE 4.5.** Estimated recruitment of bigeye tuna to the fisheries of the EPO: a) quarterly recruitment; b) annual recruitment. The estimates are scaled so that the estimate of virgin recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line). The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of recruitment, and the thin dashed lines the confidence intervals ( $\pm 2$  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 ( $\pm 2$  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.



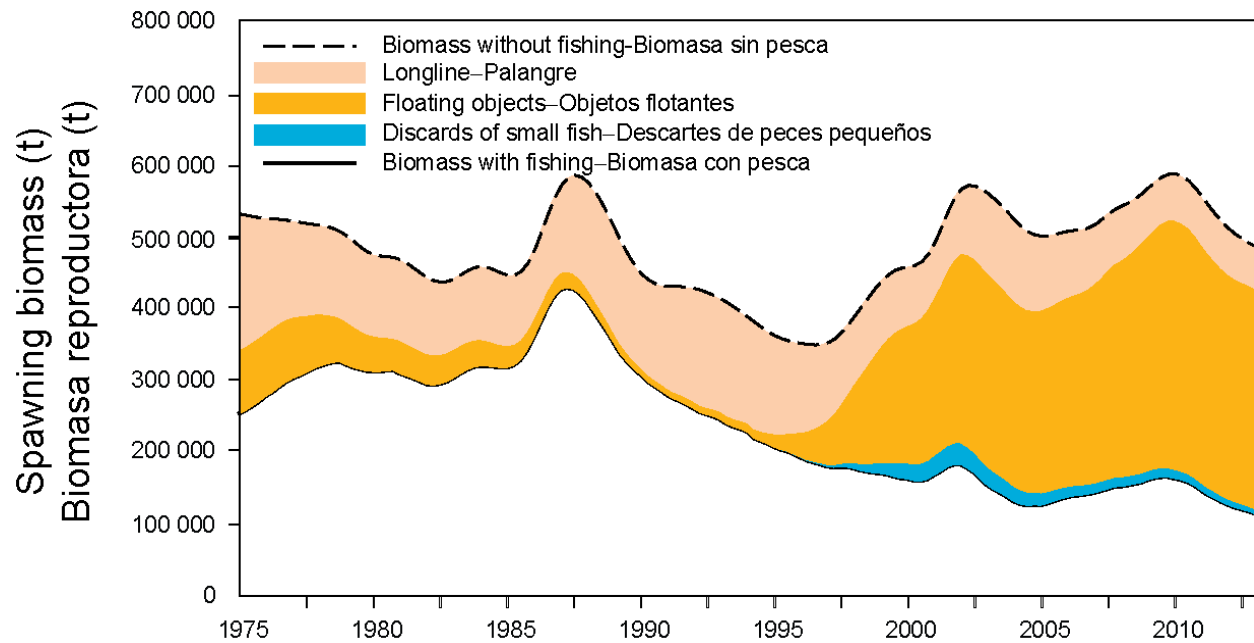
**FIGURE 4.6.** Maximum likelihood estimates of the biomass of bigeye tuna 3+ quarters old in the EPO (summary biomass). Since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of biomass for each year. t = metric tons.

**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.



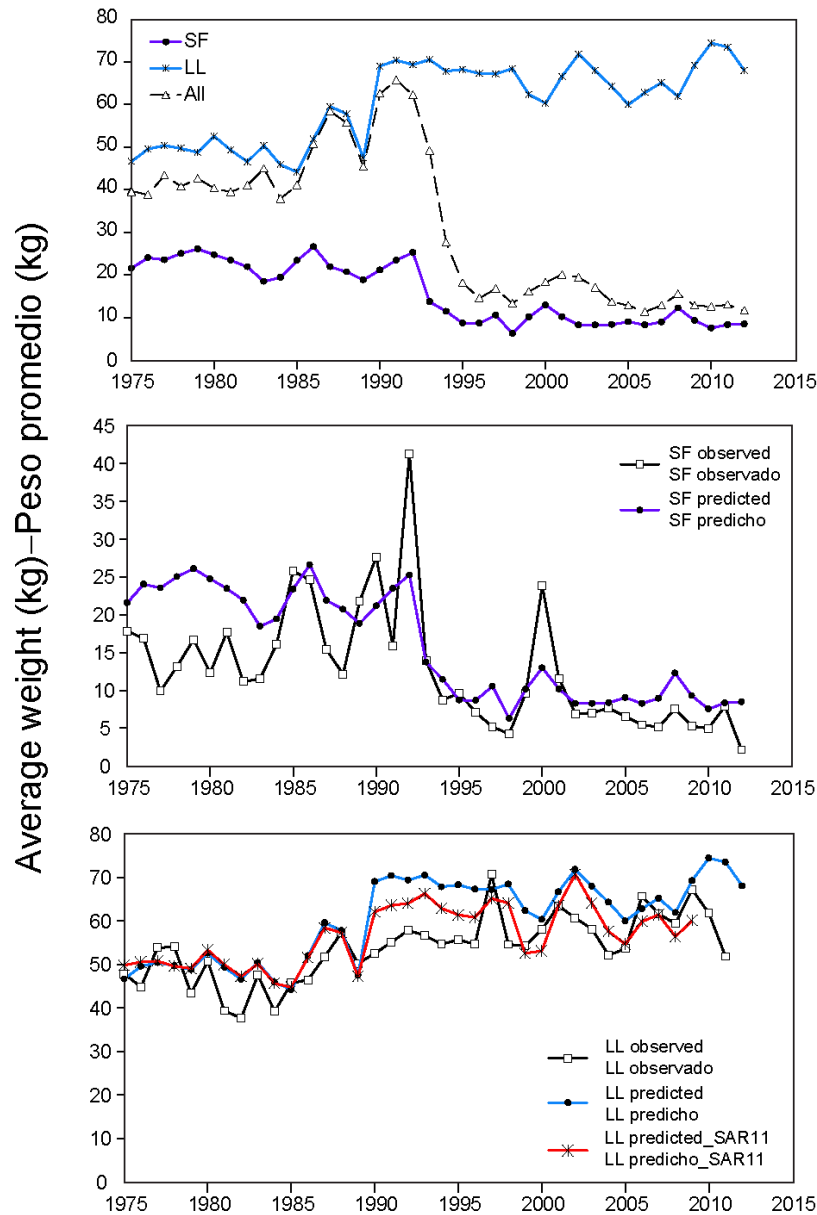
**FIGURE 4.7.** Maximum likelihood estimates of the spawning biomass (Section 4.1.3) of bigeye tuna in the EPO. The solid line illustrates the maximum likelihood estimates of the biomasses, and the dashed lines the confidence intervals ( $\pm 2$  standard deviations) around those estimates. Since the 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 trazos los intervalos de confianza ( $\pm 2$  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.



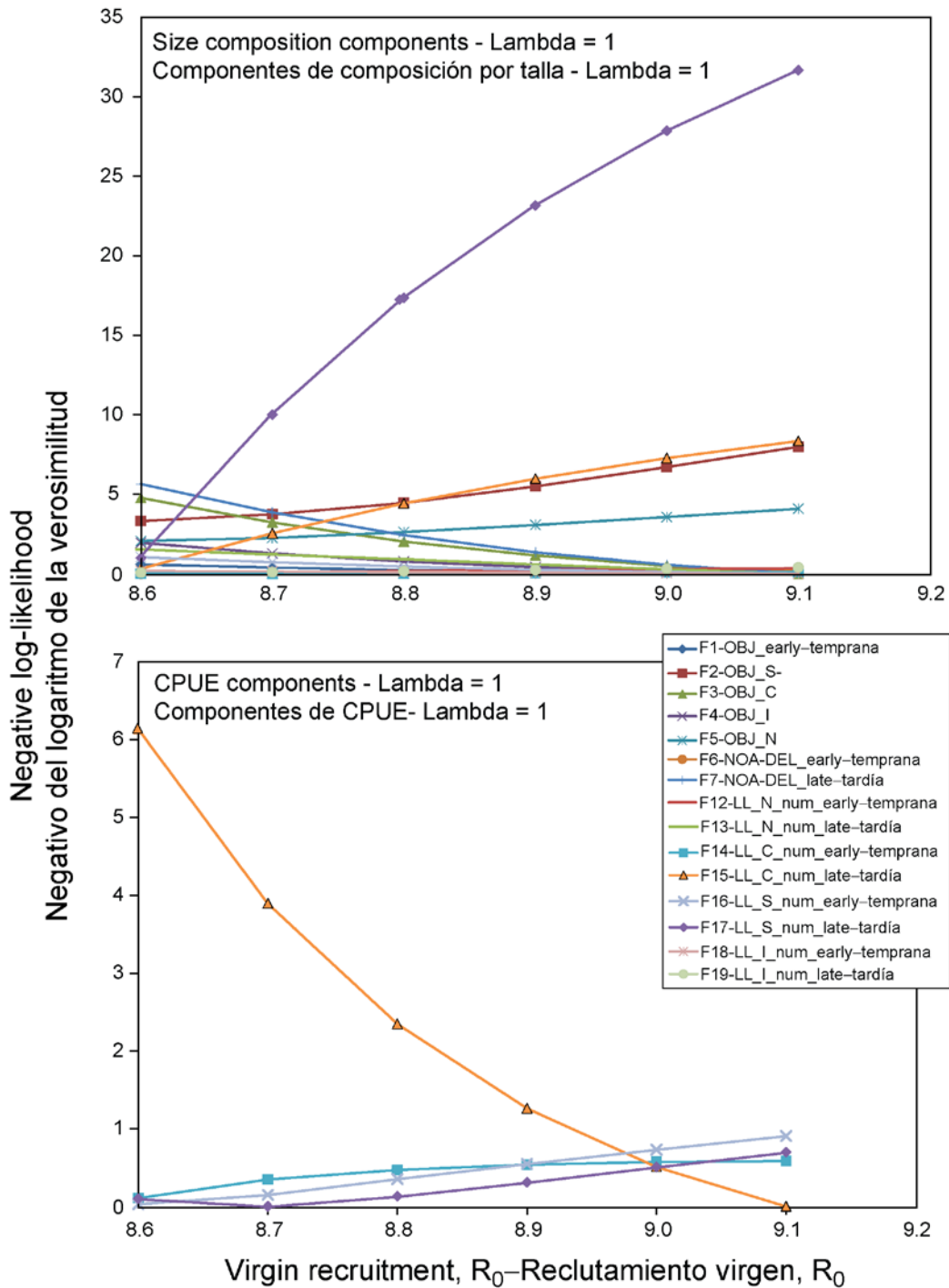
**FIGURE 4.8.** Trajectory of the spawning biomass of a simulated population of bigeye tuna that was not exploited (top line) and that predicted by the stock assessment model (bottom line). The shaded areas between the two lines show the portions of the impact attributed to each fishing method. t = metric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



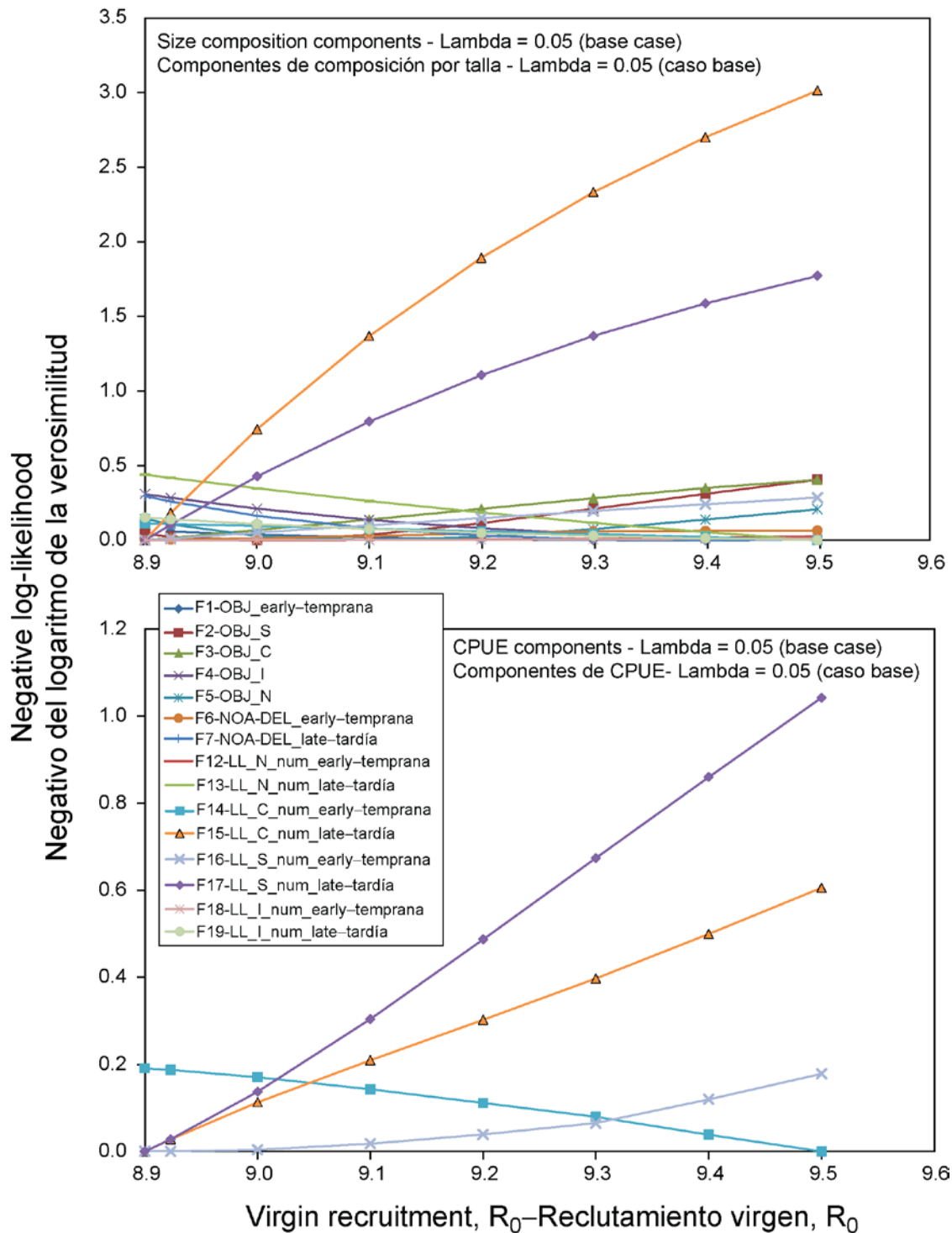
**FIGURE 4.9.** Average weights of bigeye tuna caught in the EPO, 1975-2012, by the surface fisheries (SF, Fisheries 1-7), longline fisheries (LL, Fisheries 12-23), and all fisheries combined (All). Upper panel: predicted average weights; middle panel: predicted and observed average weights for the surface fisheries; lower panel: predicted (present and previous full assessments, SAR11) and observed (Japanese data) average weights for the longline fisheries.

**FIGURA 4.9.** Peso promedio de atún patudo capturado en el OPO, 1975-2012, por las pesquerías de superficie (SF, pesquerías 1-7), de palangre (LL, pesquerías 12-23), y todas las pesquerías combinadas (All). Recuadro superior: pesos promedio predichos; recuadro medio: pesos promedio predichos y observados de las pesquerías de superficie; recuadro inferior: pesos promedio predichos (evaluaciones actual y completa previa, SAR 11) y observados (datos japoneses) de las pesquerías de palangre.



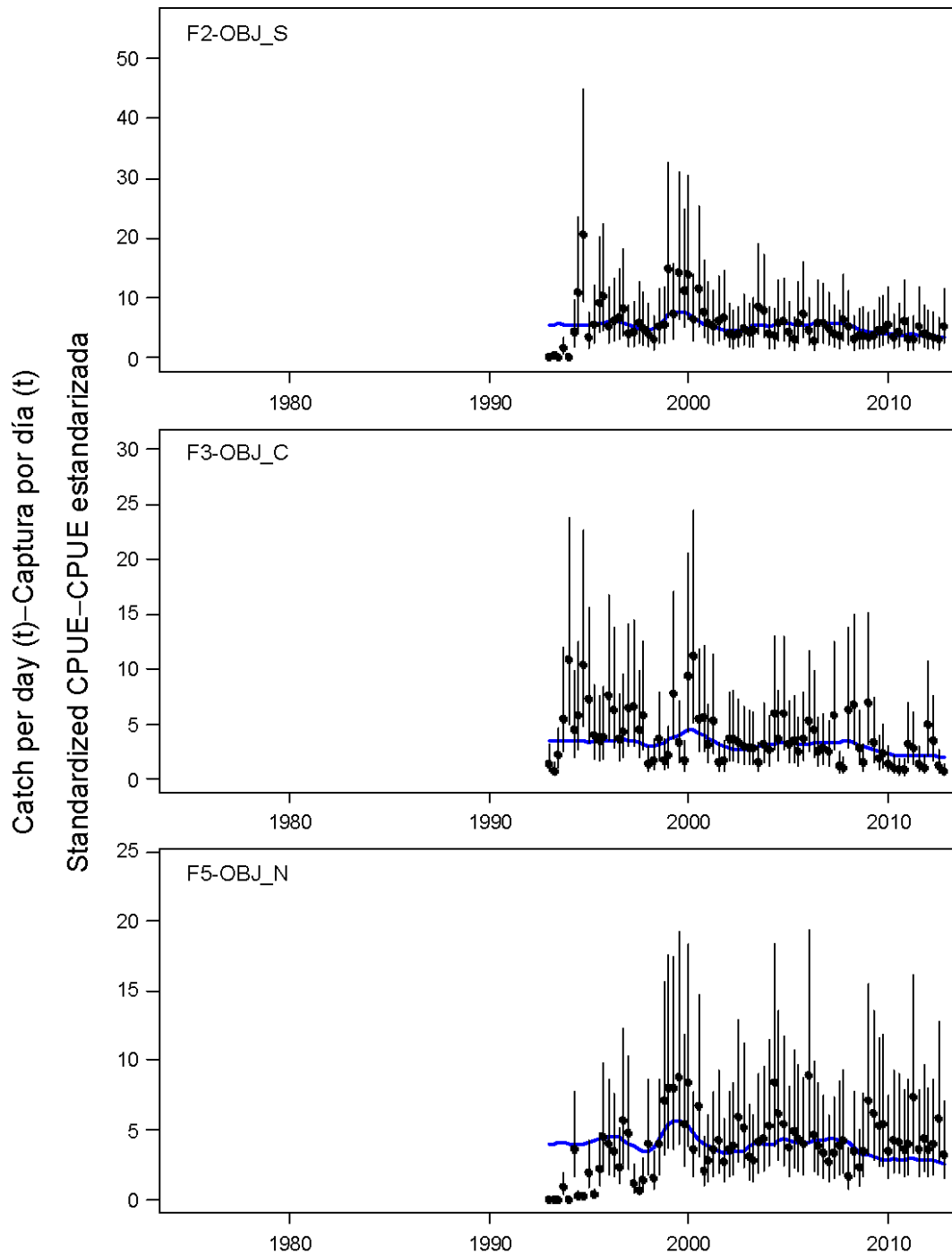
**FIGURE 4.10a.** Likelihood profile for the virgin recruitment ( $R_0$ ) parameter estimated under the previous base case model configuration (Aires-da-Silva and Maunder 2011), which assumed the original input sample sizes of the size composition data ( $\lambda = 1$ ). Each line represents the profile for each data component included in the model fit.

**FIGURA 4.10a.** Perfil de verosimilitud del parámetro de reclutamiento virgen ( $R_0$ ) estimado con la configuración del modelo de caso base previo (Aires-da-Silva y Maunder 2011), que supuso los tamaños de muestra de los insumos originales de los datos de composición por talla ( $\lambda = 1$ ). Cada línea representa el perfil correspondiente a cada componente de datos incluido en el ajuste del modelo.



**FIGURE 4.10b.** Likelihood profile for the virgin recruitment ( $R_0$ ) parameter estimated under the current base case model in which the size composition data was downweighted for all fisheries ( $\lambda = 0.05$ ). Each line represents the profile for each data component included in the model fit.

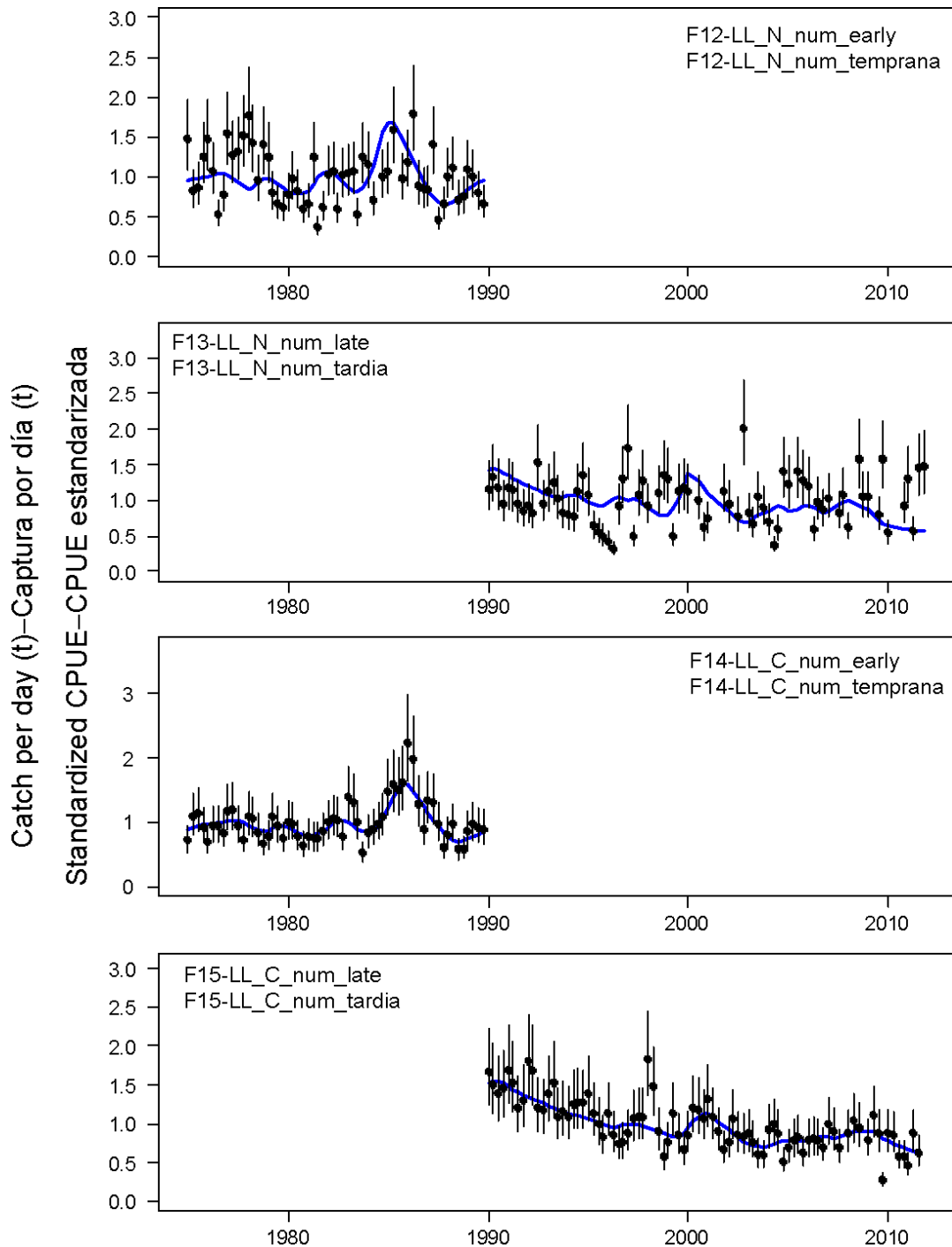
**FIGURA 4.10b.** Perfil de verosimilitud del parámetro de reclutamiento virgen ( $R_0$ ) estimado con el modelo de caso base actual en el cual se redujo la ponderación de los datos de composición por talla para todas las pesquerías ( $\lambda = 0,05$ ). Cada línea representa el perfil correspondiente a cada componente de datos incluido en el ajuste del modelo.



**FIGURE 4.11a.** 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 fixed confidence intervals ( $\pm 2$  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.

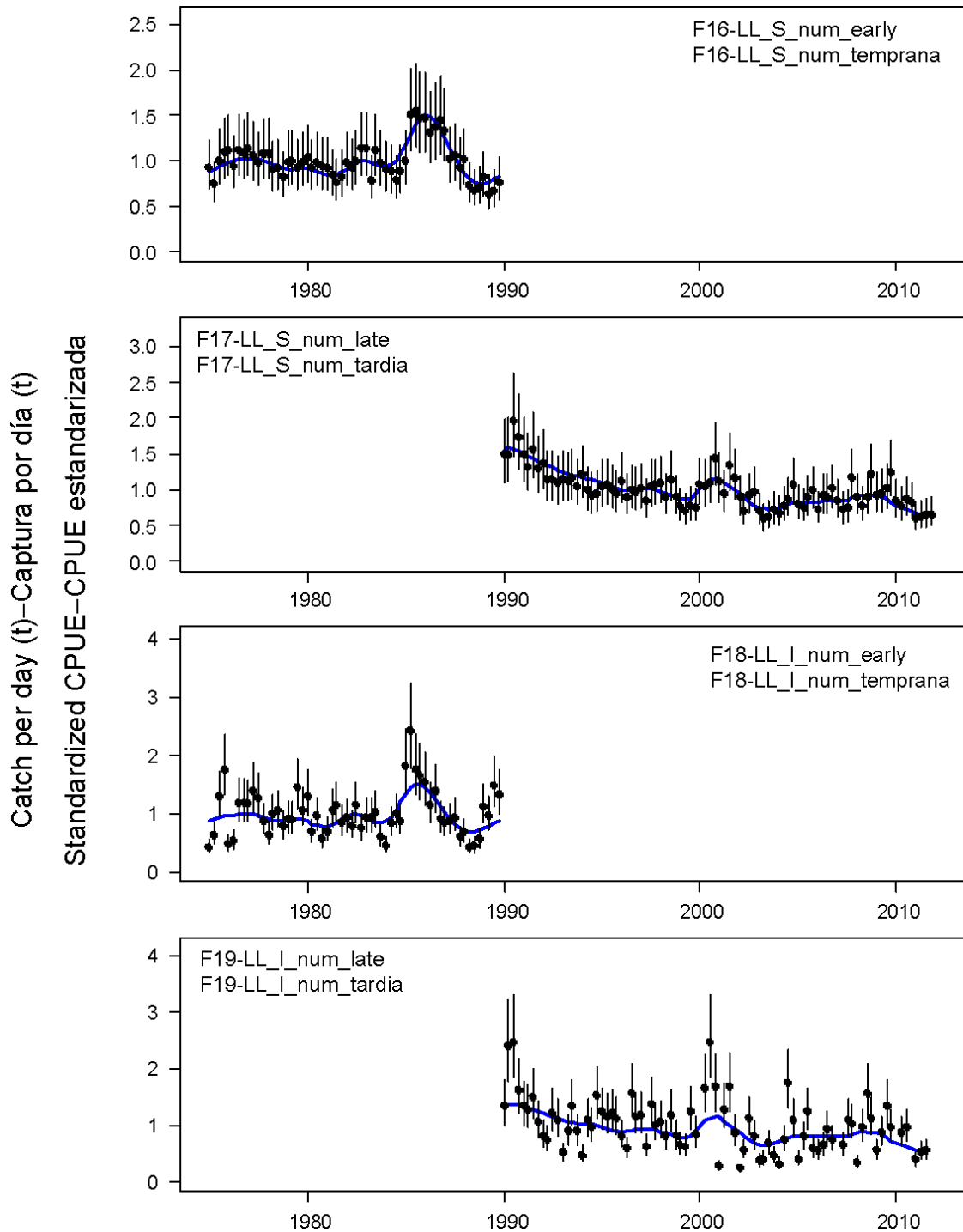
**FIGURA 4.11a.** Ajuste del modelo a los datos de CPUE de distintas pesquerías de superficie. Se expresan las CPUE de las pesquerías de superficie 2, 3, y 5 en toneladas por día de pesca. Las líneas verticales representan los intervalos de confianza fijos ( $\pm 2$  desviaciones estándar) alrededor de los valores de CPUE observados. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1. t = toneladas métricas.





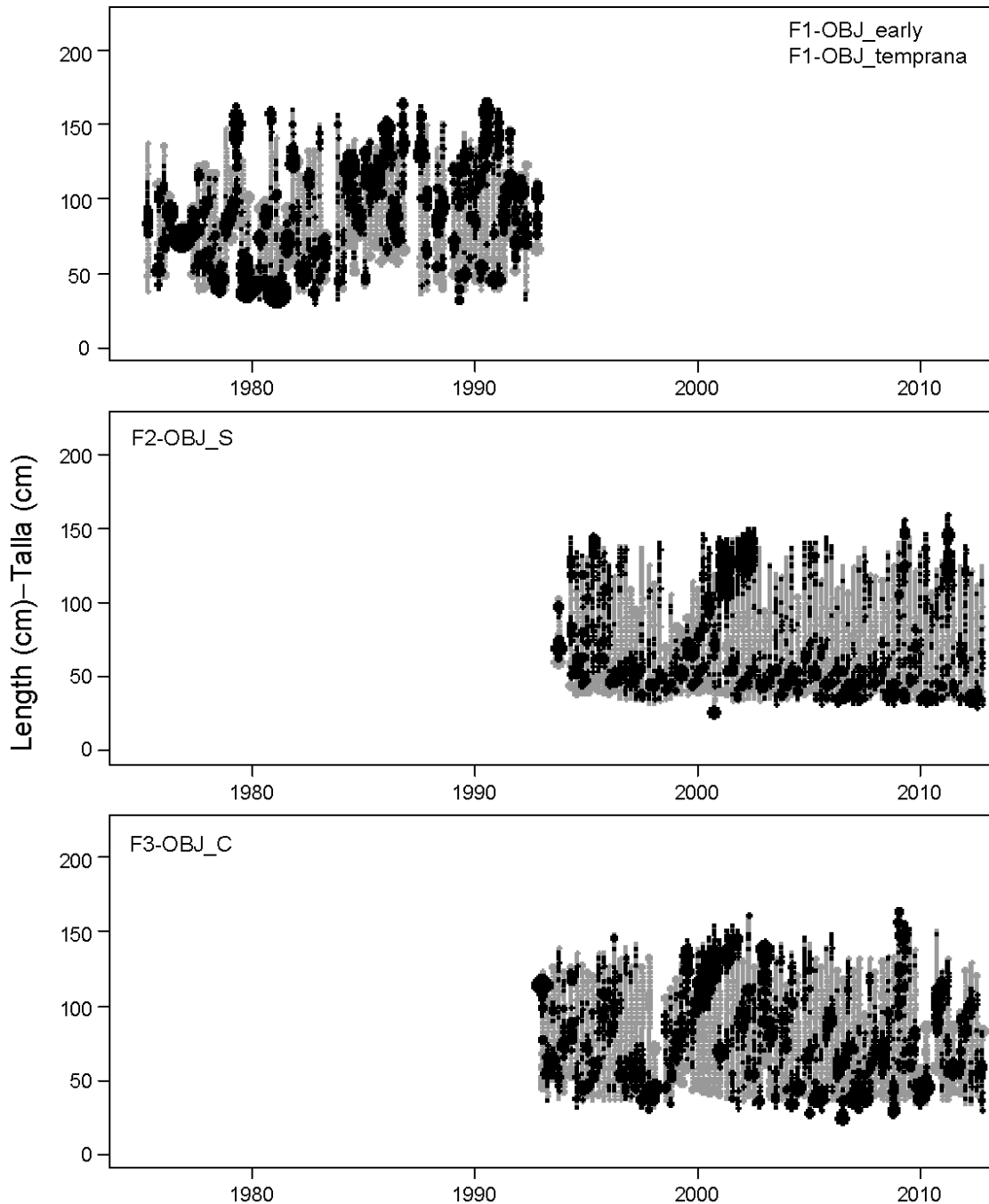
**FIGURE 4.11b.** Model fit to the CPUE data from different longline fisheries. The CPUEs for longline Fisheries 12-15 are standardized CPUE. The vertical lines represent the fixed confidence intervals ( $\pm 2$  standard deviations) around the CPUE values. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

**FIGURA 4.11b.** 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. Las líneas verticales representan los intervalos de confianza fijos ( $\pm 2$  desviaciones estándar) alrededor de los valores de CPUE observados. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.



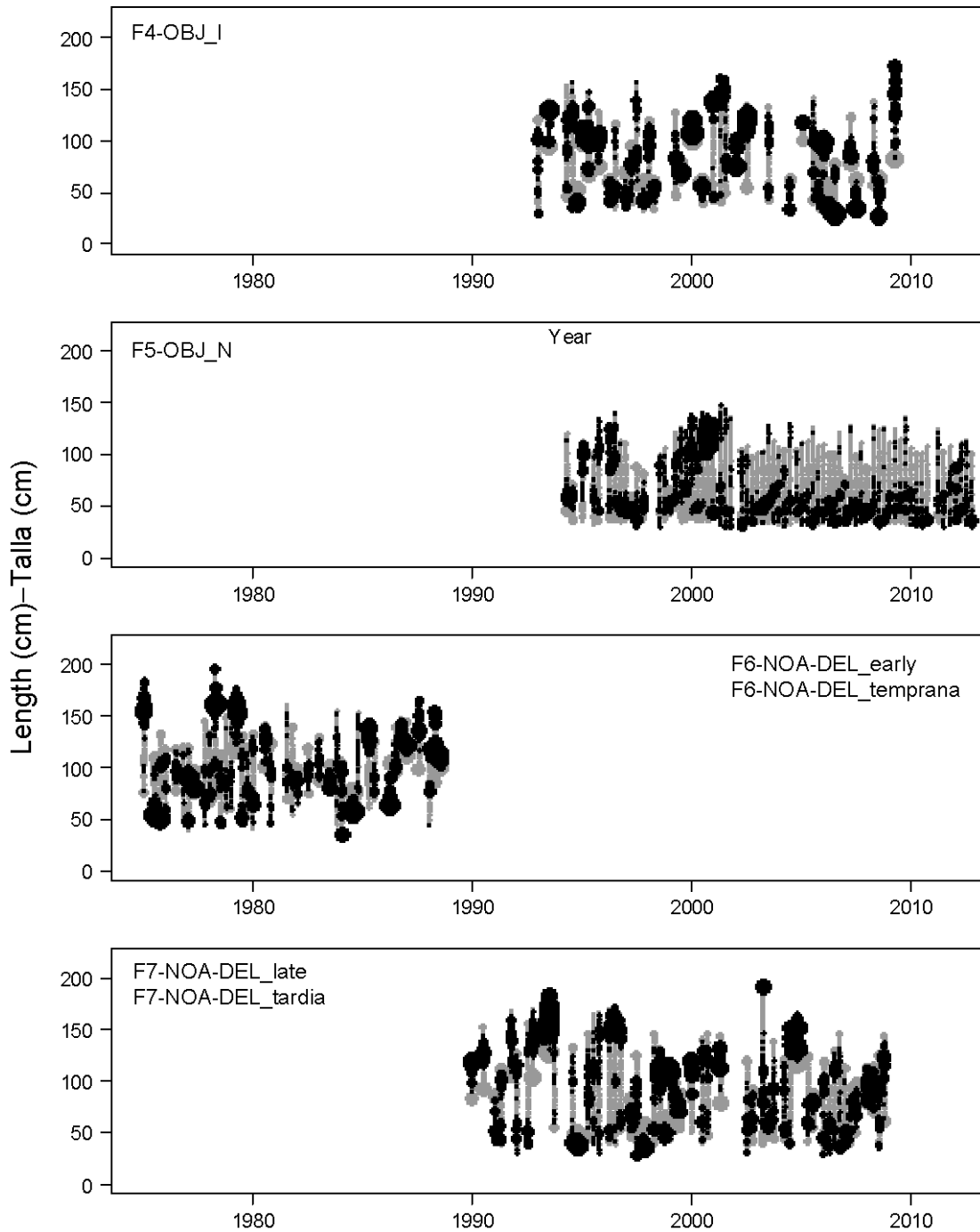
**FIGURE 4.11c.** Model fit to the CPUE data from different longline fisheries. The CPUEs for longline Fisheries 16-19 are standardized CPUE. The vertical lines represent the fixed confidence intervals ( $\pm 2$  standard deviations) around the CPUE values. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

**FIGURA 4.11c.** 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. Las líneas verticales representan los intervalos de confianza fijos ( $\pm 2$  desviaciones estándar) alrededor de los valores de CPUE observados. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.



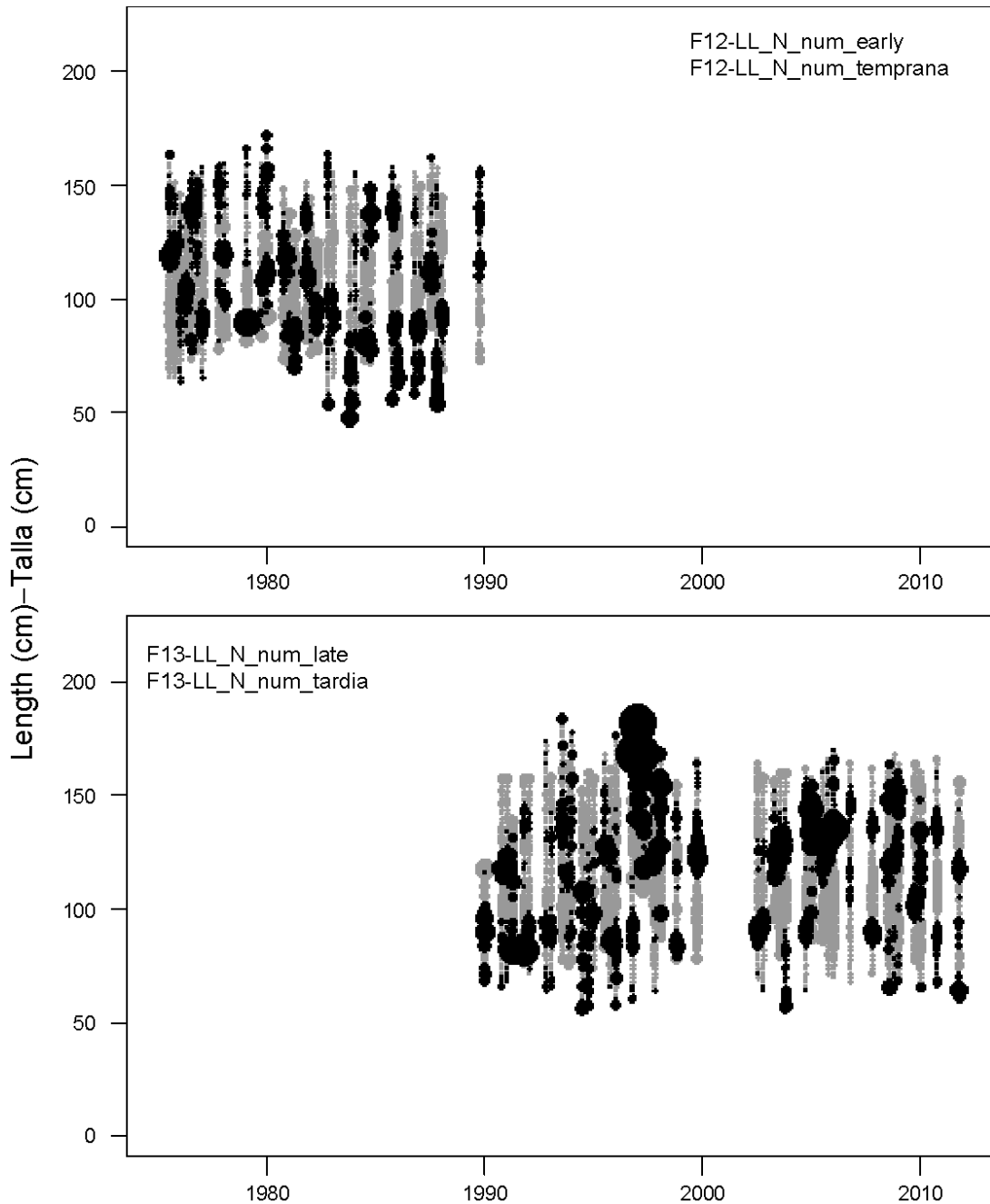
**FIGURE 4.12a.** Pearson residual plots for the model fits to the length-composition data for Fisheries 1, 2, and 3. The gray and black circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The areas of the circles are proportional to the absolute values of the residuals. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

**FIGURA 4.12a.** 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.



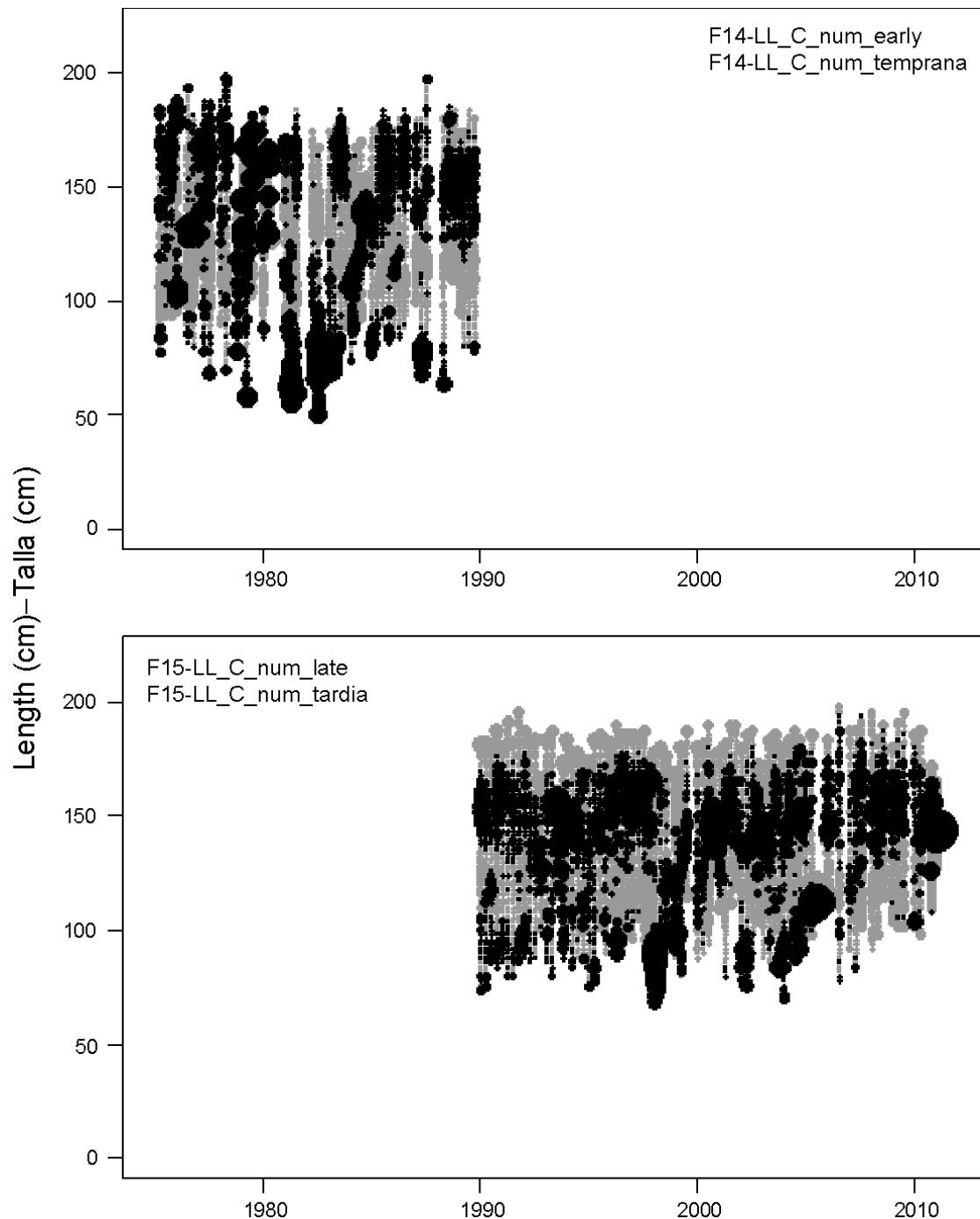
**FIGURE 4.12b.** Pearson residual plots for the model fits to the length-composition data for Fisheries 4-7. The gray and black circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The areas of the circles are proportional to the absolute values of the residuals. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

**FIGURA 4.12b.** 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.



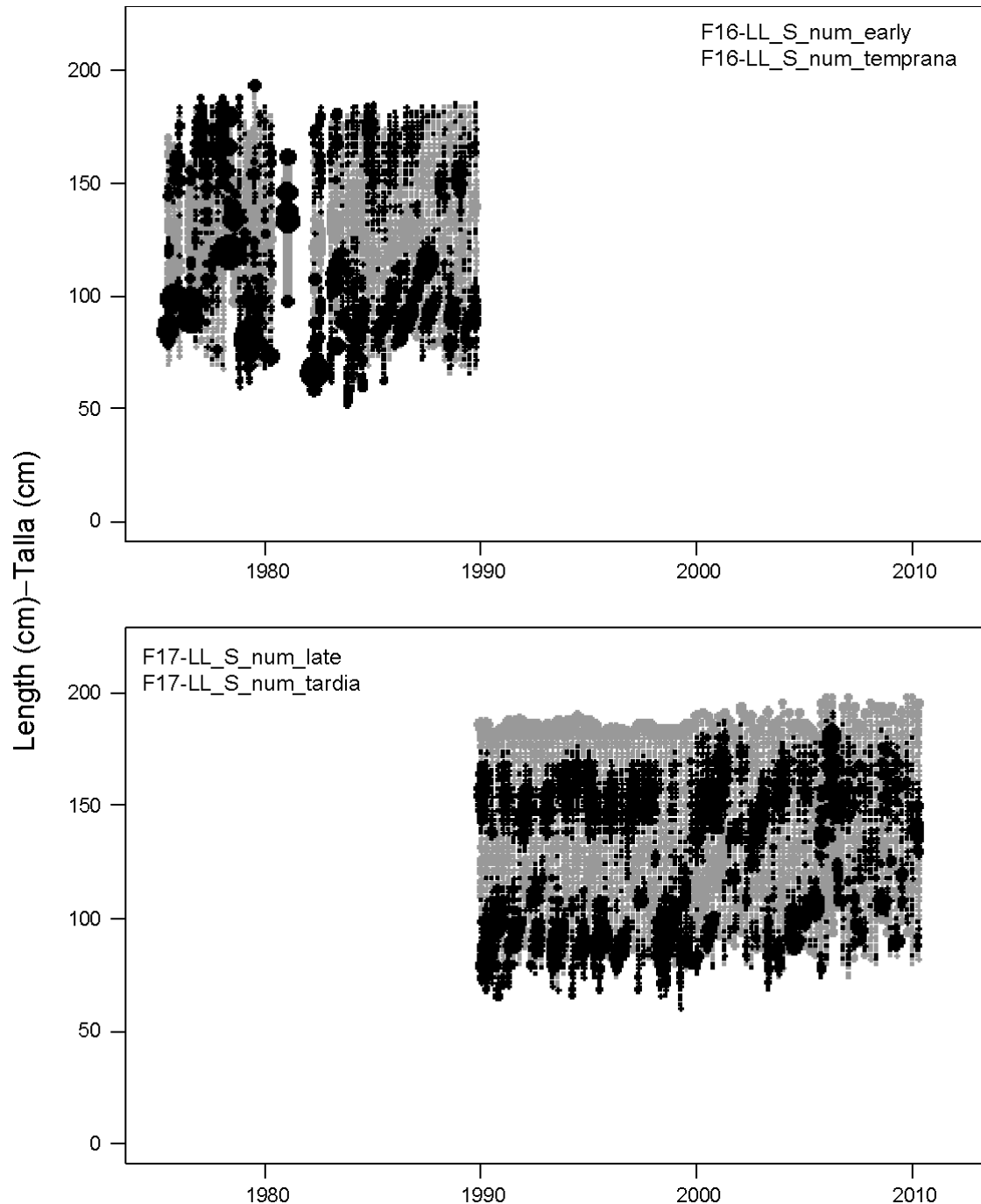
**FIGURE 4.12c.** Pearson residual plots for the model fits to the length-composition data for Fisheries 12 and 13. The gray and black circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The areas of the circles are proportional to the absolute values of the residuals. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

**FIGURA 4.12c.** 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.



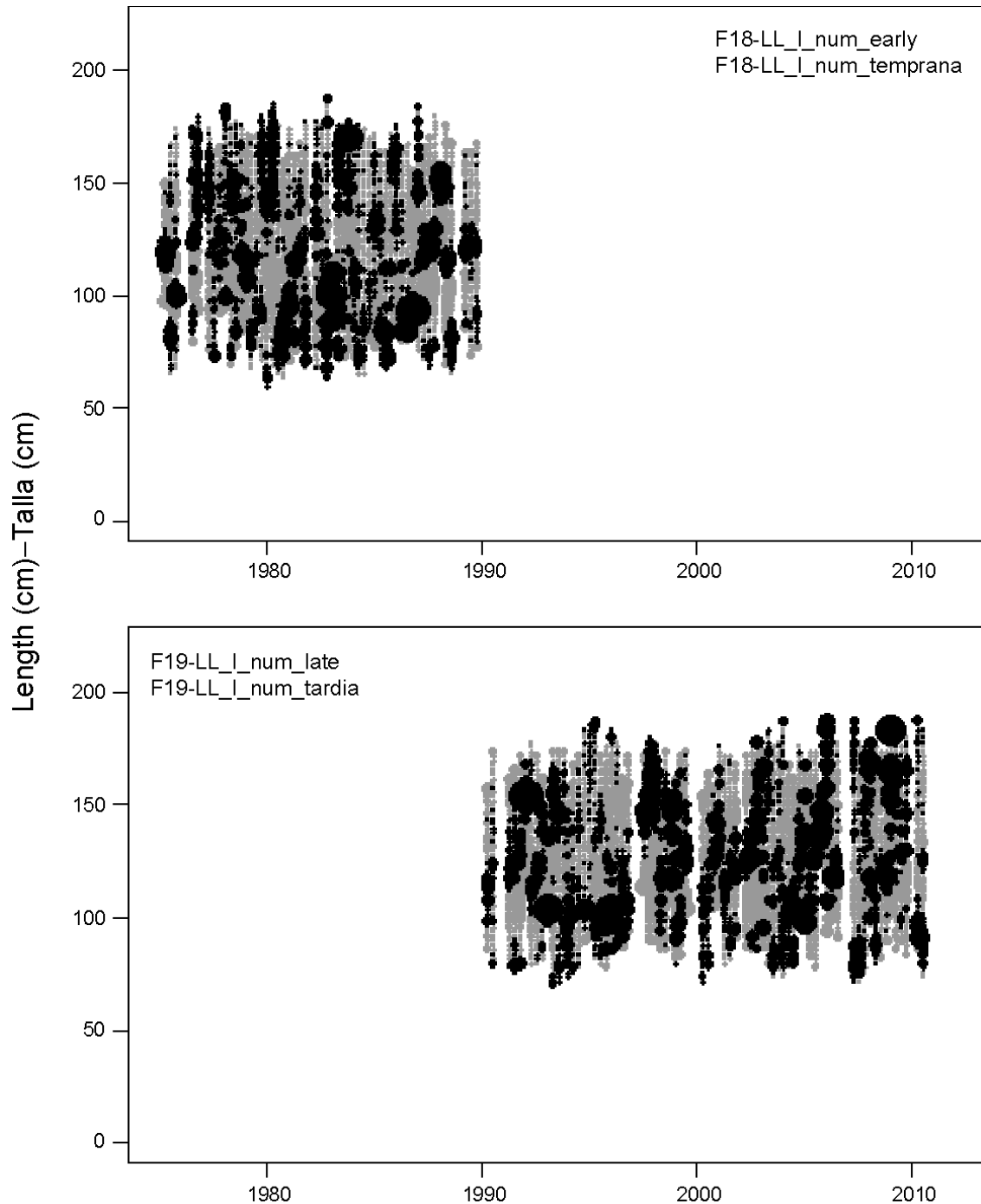
**FIGURE 4.12d.** Pearson residual plots for the model fits to the length-composition data for Fisheries 14 and 15. The gray and black circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The areas of the circles are proportional to the absolute values of the residuals. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

**FIGURA 4.12d.** 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 4.12e.** 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.

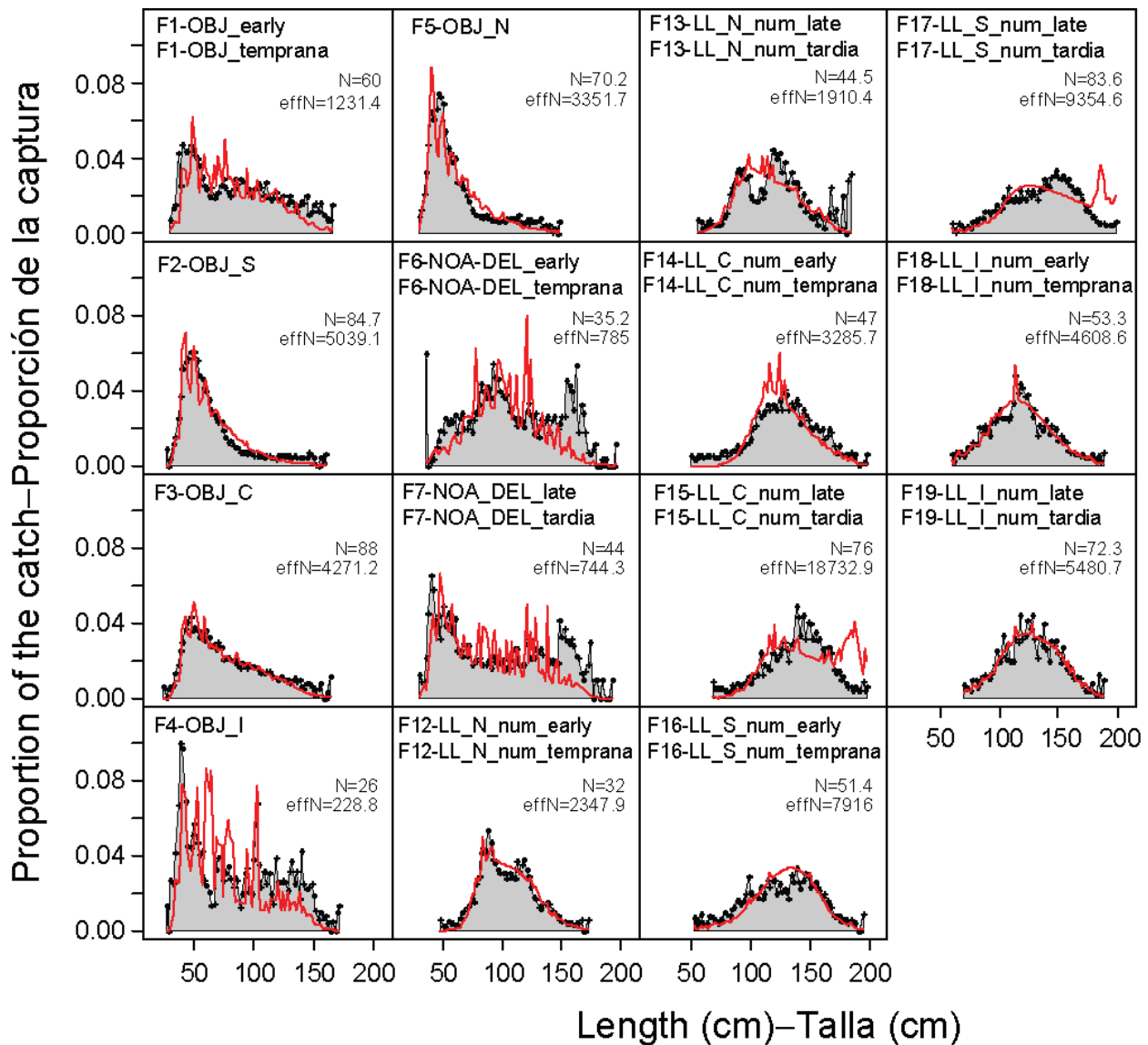
**FIGURA 4.12e.** Gráficas de residuales de Pearson para los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de las pesquerías 16 and 17. Los círculos abiertos y sólidos representan observaciones mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El área de los círculos es proporcional 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 4.12f.** 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.

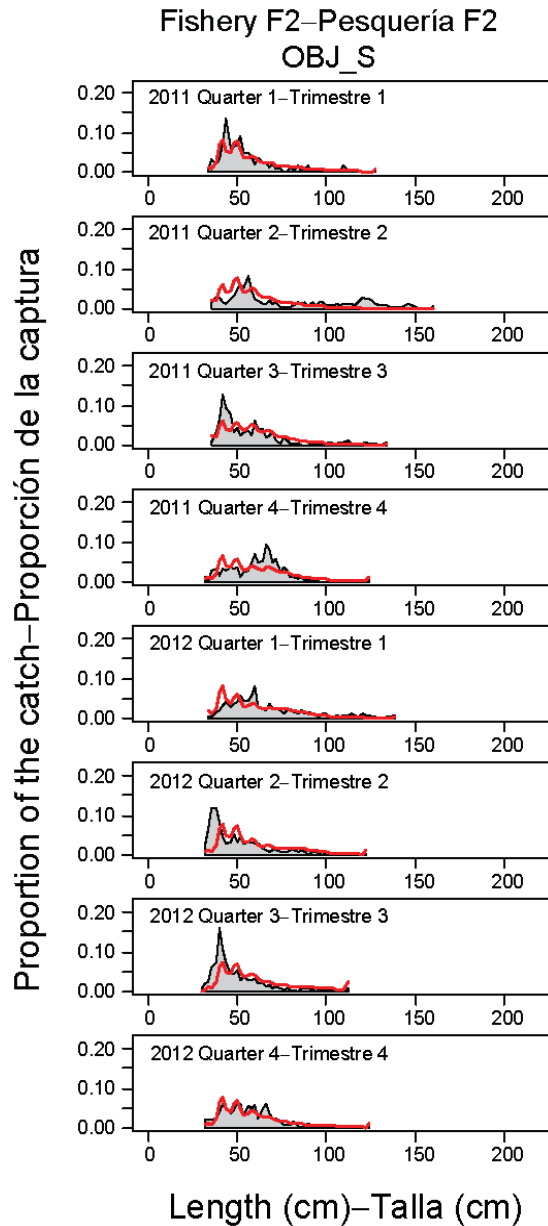
**FIGURA 4.12f.** Gráficas de residuales de Pearson para los ajustes del modelo a los datos de composición por talla de las pesquerías 18 y 19. Los círculos abiertos y sólidos representan observaciones mayores y menores, respectivamente, que las predicciones del modelo. El área de los círculos es proporcional al valor absoluto de los residuales. El número en cada panel corresponde a los números que designan las pesquerías en la Tabla 2.1.





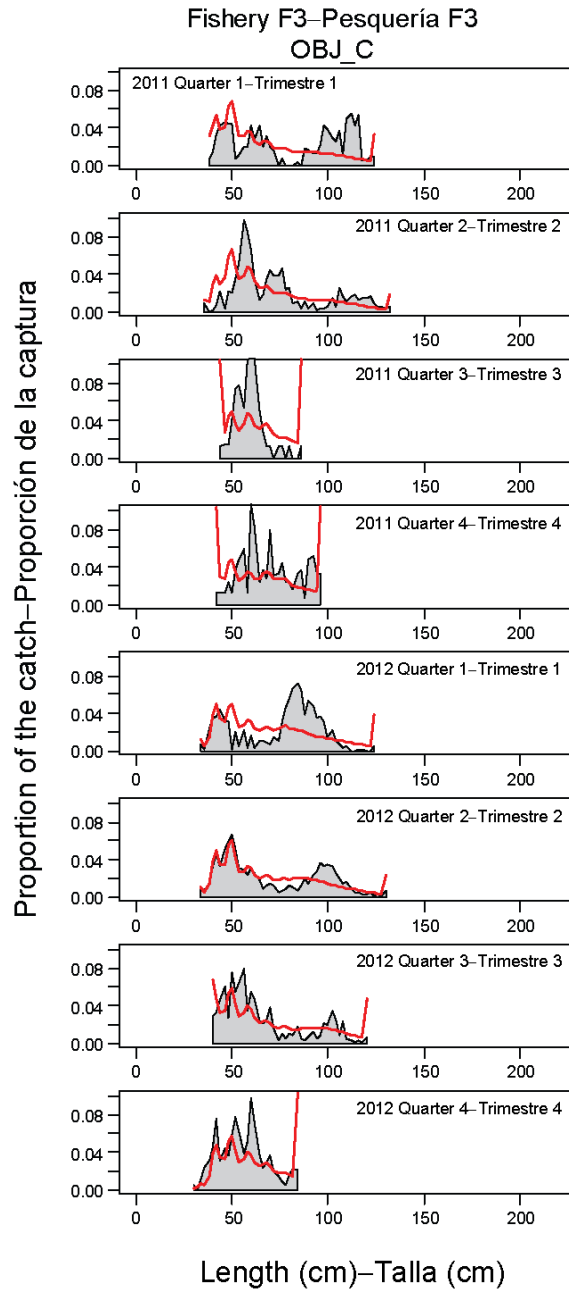
**FIGURE 4.12g.** Average observed (dots) and predicted (curves) length compositions of the catches taken by surface Fisheries 1-7 and longline Fisheries 12-19 defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

**FIGURA 4.12g.** Composición por talla media observada (puntos) y predicha (curvas) de las capturas realizadas por las pesquerías de superficie 1-7 y 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.



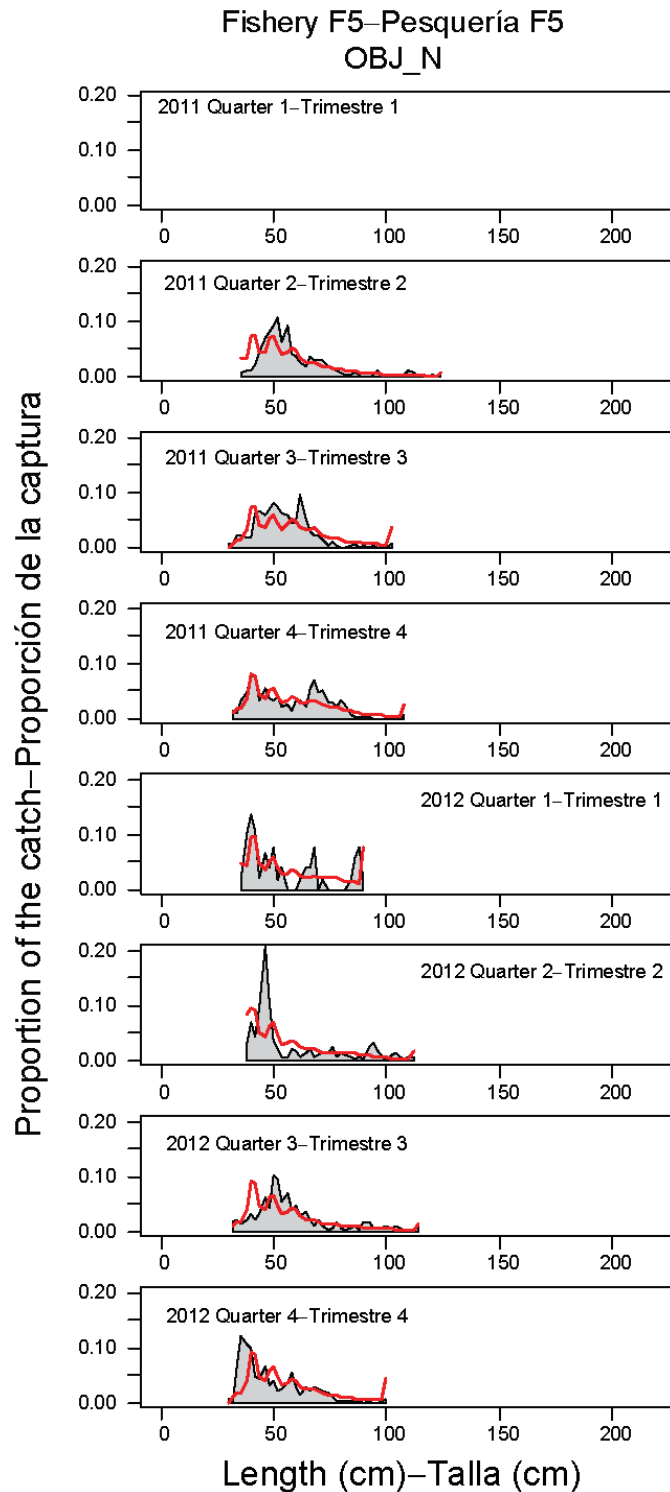
**FIGURE 4.12h.** Observed (dots) and predicted (curves) length compositions of the recent catches of bigeye tuna by Fishery 2. The tails of the predicted length compositions are accumulated at the length intervals corresponding to the lowest and highest observations.

**FIGURA 4.12h.** 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.



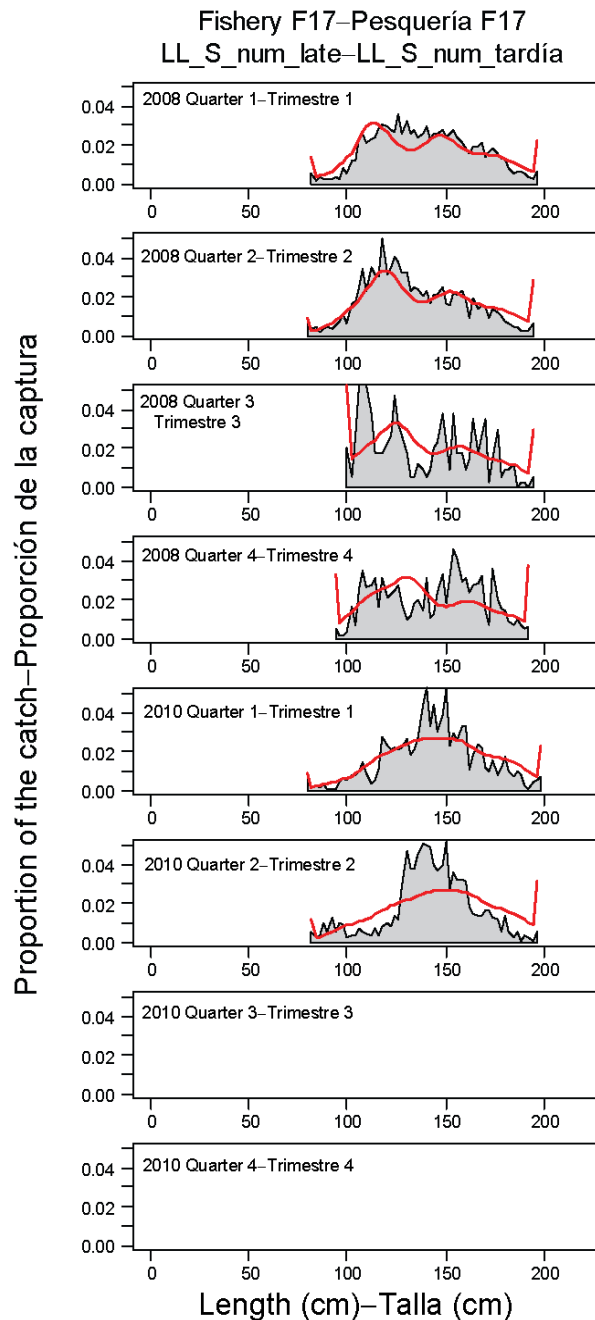
**FIGURE 4.12i.** Observed (dots) and predicted (curves) length compositions of the recent catches of bigeye tuna by Fishery 3. The tails of the predicted length compositions are accumulated at the length intervals corresponding to the lowest and highest observations.

**FIGURA 4.12i.** 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.



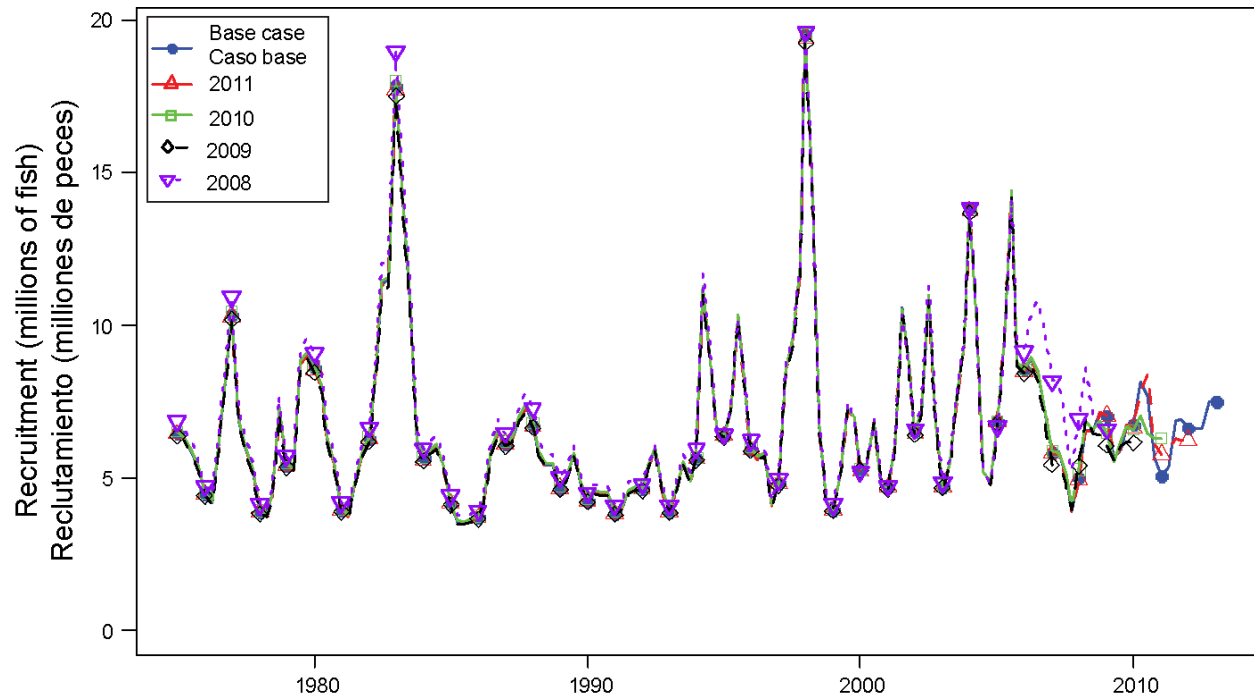
**FIGURE 4.12j.** Observed (dots) and predicted (curves) length compositions of the recent catches of bigeye tuna by Fishery 5. The tails of the predicted length compositions are accumulated at the length intervals corresponding to the lowest and highest observations.

**FIGURA 4.12j.** 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.



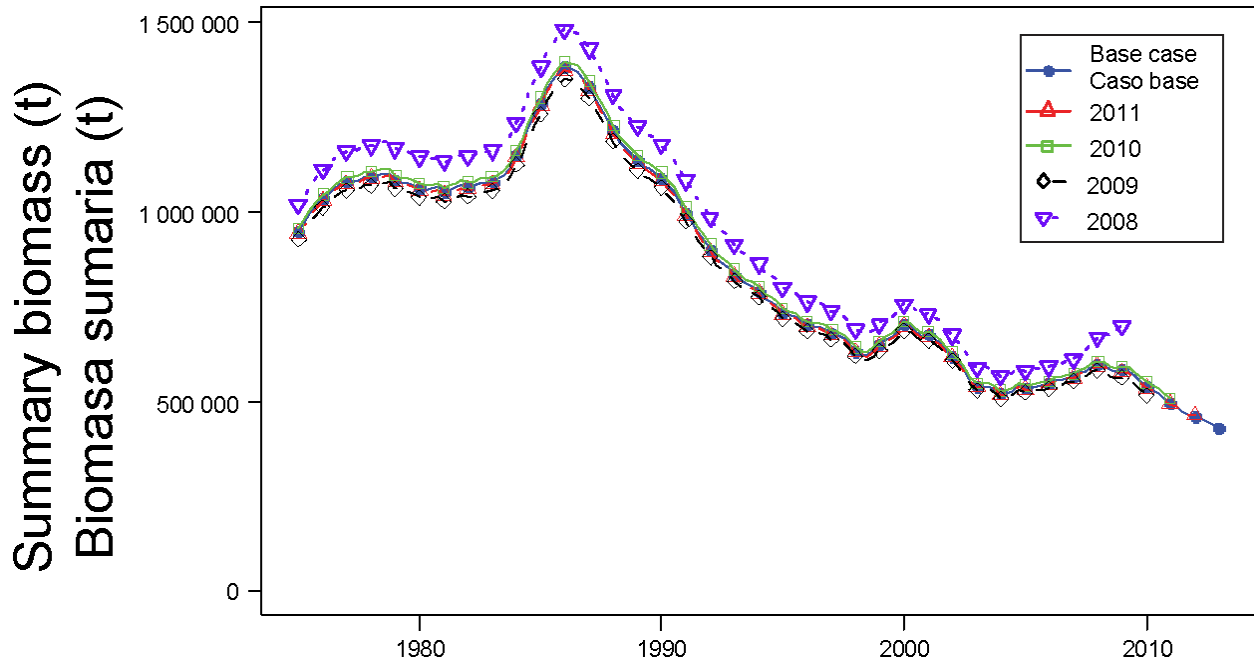
**FIGURE 4.12k.** Observed (dots) and predicted (curves) length compositions of the recent catches of bigeye tuna by Fishery 17. The tails of the predicted length compositions are accumulated at the length intervals corresponding to the lowest and highest observations.

**FIGURA 4.12k.** 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.



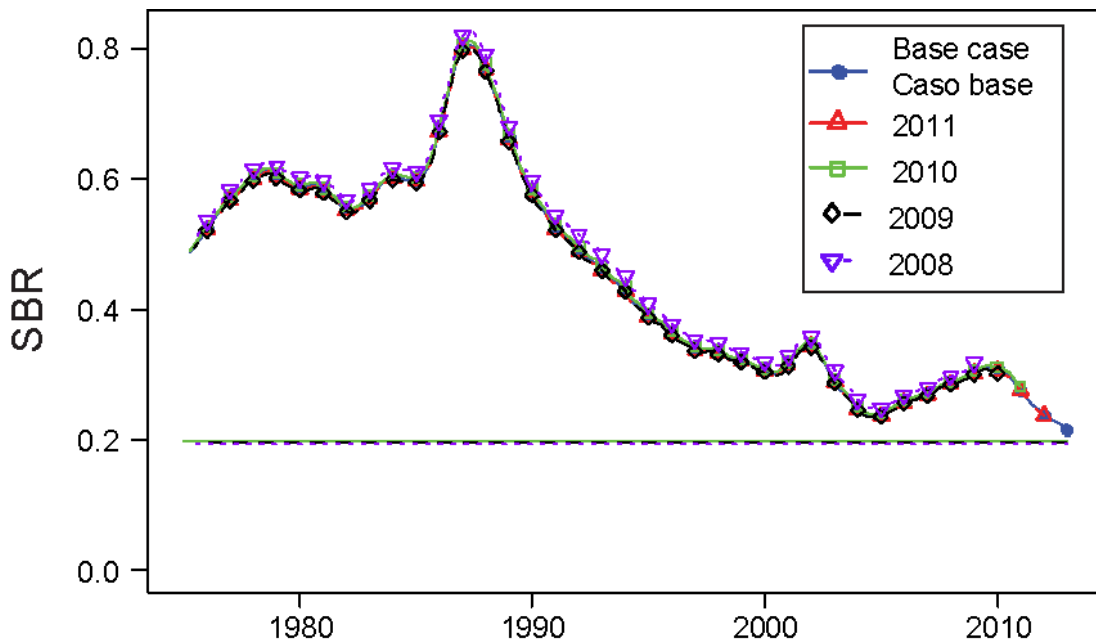
**FIGURE 4.13.** Retrospective comparisons of estimates of the recruitment of bigeye tuna in the EPO. The estimates from the base case model are compared with the estimates obtained when the most recent year (2012), two years (2012 and 2011), three years (2012, 2011, and 2010) or four years (2012, 2011, 2010, and 2009) of data were excluded.

**FIGURA 4.13.** Comparaciones retrospectivas de las estimaciones de reclutamiento de atún patudo en el OPO. Se comparan las estimaciones del modelo del caso base con aquellas obtenidas cuando se excluyeron los datos del año más reciente (2012), o de los dos años (2012 y 2011), tres años (2012, 2011, y 2010), o cuatro años (2012, 2011, 2010, y 2011) más recientes.



**FIGURE 4.14.** 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 (2012), two years (2012 and 2011), three years (2012, 2011, and 2010) or four years (2012, 2011, 2010, and 2009) of data were excluded. t = metric tons.

**FIGURA 4.14.** 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 aquellas obtenidas cuando se excluyeron los datos del año más reciente (2012), o de los dos años (2012 y 2011), tres años (2012, 2011, y 2010), o cuatro años (2012, 2011, 2010, y 2011) más recientes. t = toneladas métricas.

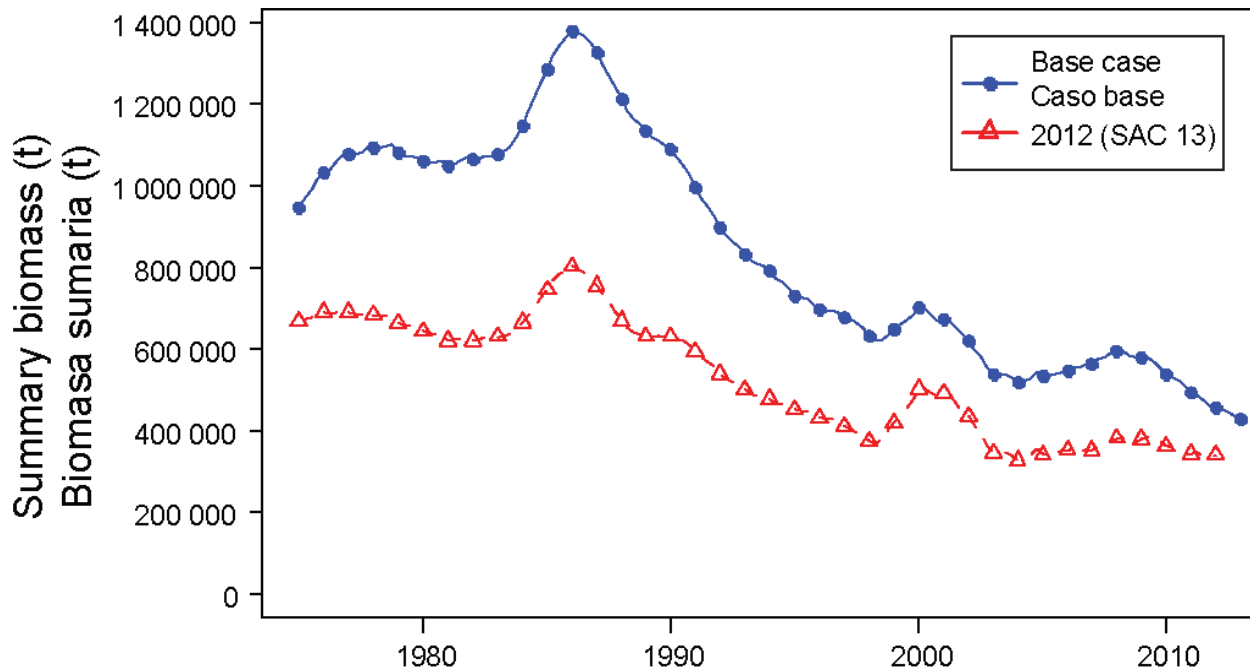


**FIGURE 4.15.** Retrospective comparisons of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye

tuna in the EPO. The estimates from the base case model are compared with the estimates obtained when the most recent year (2012), two years (2012 and 2011), three years (2012, 2011, and 2010) or four years (2012, 2011, 2010, and 2009) of data were excluded. The horizontal line indicates the SBR at MSY.

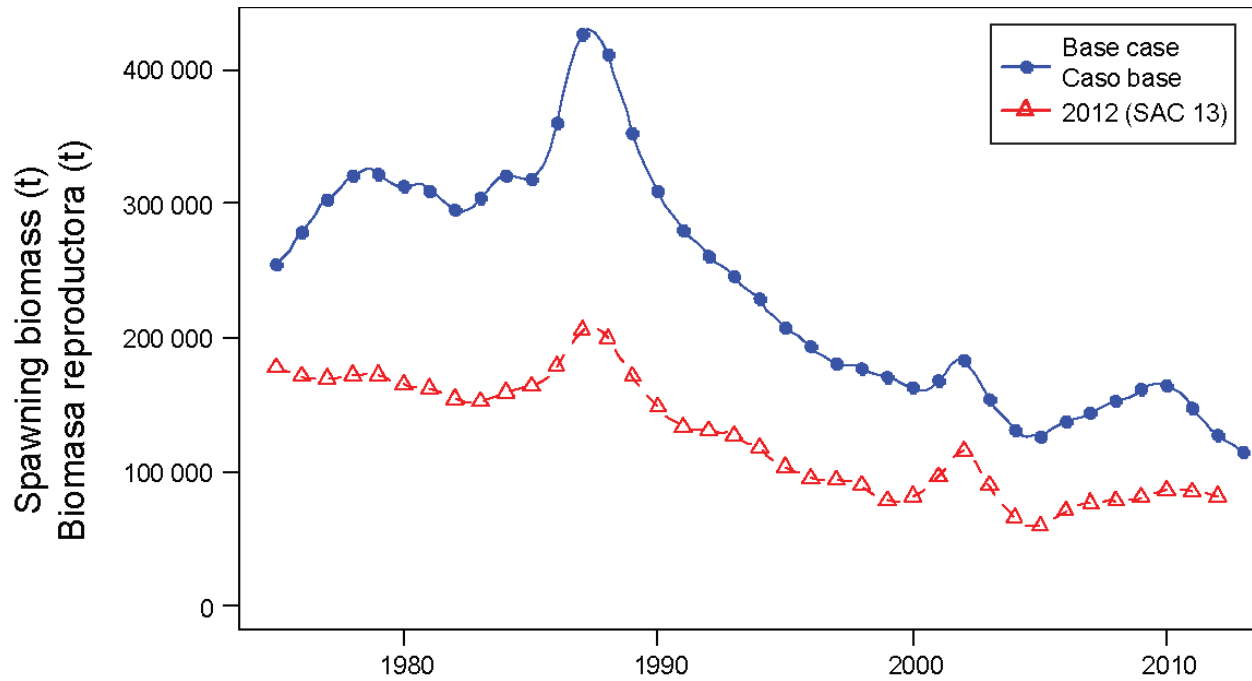
**FIGURA 4.15.** Comparaciones retrospectivas de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo en el OPO. Se comparan las estimaciones del modelo del caso base con aquéllas obtenidas cuando se excluyeron los datos del año más reciente (2012), o de los dos años (2012 y 2011), tres años (2012, 2011, y 2010), o cuatro años (2012, 2011, 2010, y 2011) más recientes. La línea horizontal indica el SBR en RMS.





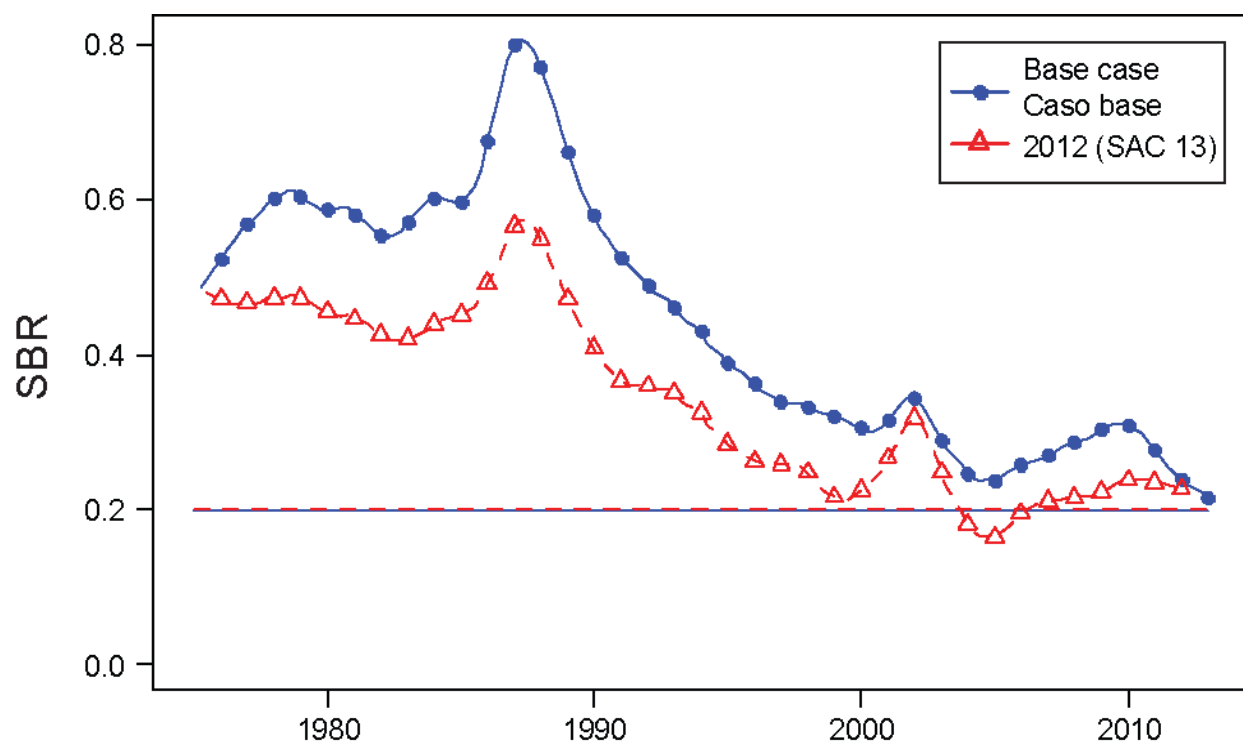
**FIGURE 4.16.** Comparison of estimates of the biomass of bigeye tuna 3+ quarters old (summary biomass) from the most recent assessment (Aires-da-Silva and Maunder 2012) and the base case model of the current assessment. t = metric tons.

**FIGURA 4.16.** Comparación de las estimaciones de la biomasa de atún patudo de 3+ trimestres de edad (biomasa sumaria) de la evaluación más reciente (Aires-da-Silva and Maunder 2012) y el modelo de caso base de la evaluación actual. t = toneladas métricas.



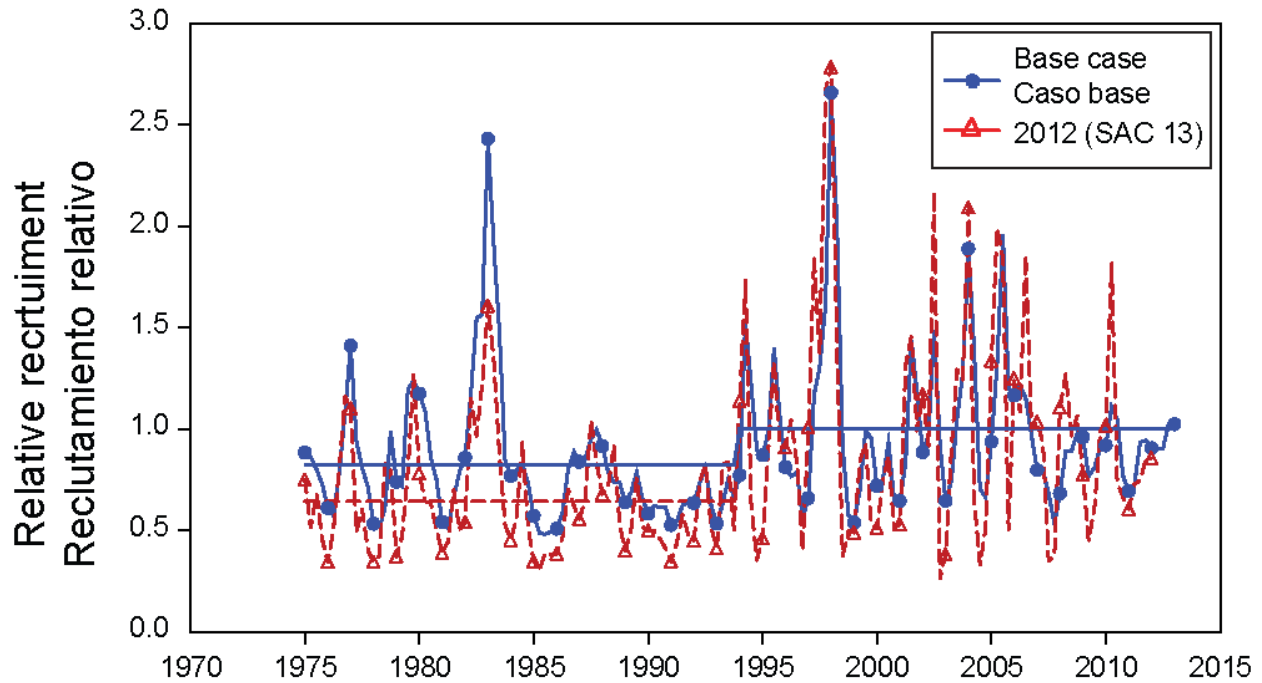
**FIGURE 4.17.** Comparison of estimates of the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO from the most recent assessment (Aires-da-Silva and Maunder 2012) and the base case model of the current assessment. t = metric tons.

**FIGURA 4.17.** Comparación de la biomasa reproductora estimada de atún patudo en el OPO de la evaluación más reciente (Aires-da-Silva and Maunder 2012) y el modelo de caso base de la evaluación actual. t = toneladas métricas.



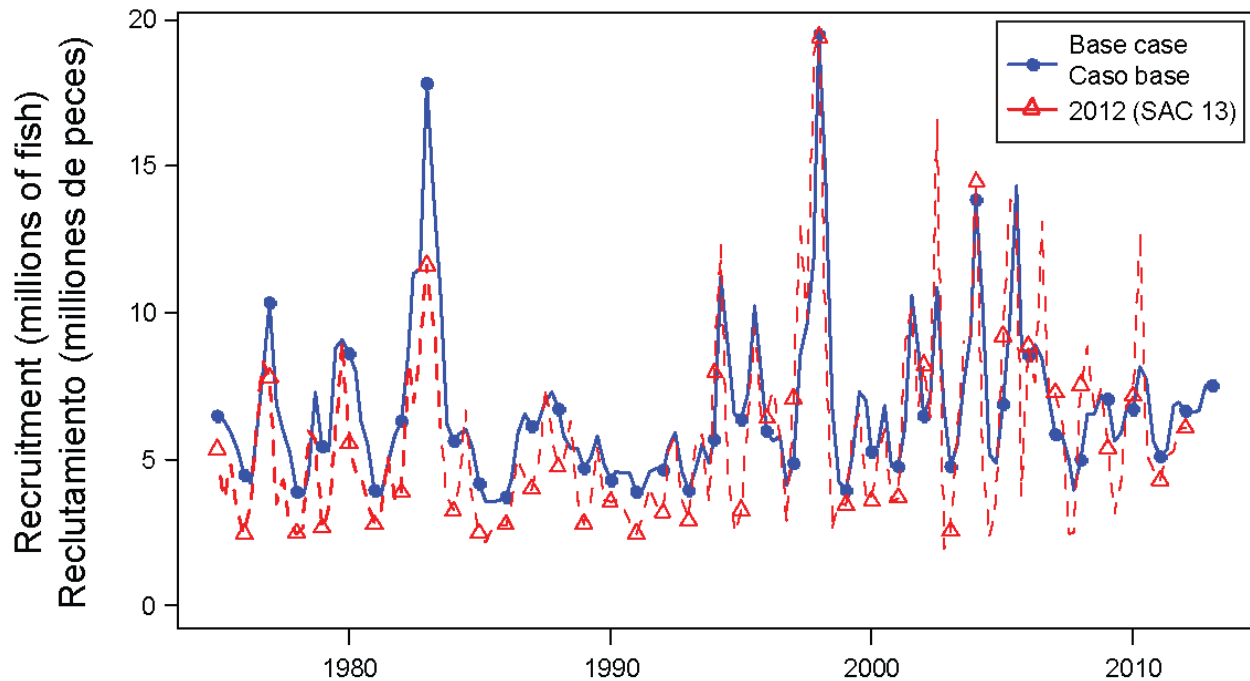
**FIGURE 4.18.** Comparison of estimated spawning biomass ratios (SBRs) for bigeye tuna in the EPO from the most recent assessment (Aires-da-Silva and Maunder 2012) and the base case model of the current assessment, both using Stock Synthesis. The horizontal lines indicate the SBR at MSY.

**FIGURA 4.18.** Comparación del cociente de biomasa reproductora (SBR) estimado de atún patudo en el OPO de la evaluación más reciente (Aires-da-Silva and Maunder 2012) y el modelo de caso base de la evaluación actual, ambos con *Stock Synthesis*. Las líneas horizontales indican el SBR en RMS.



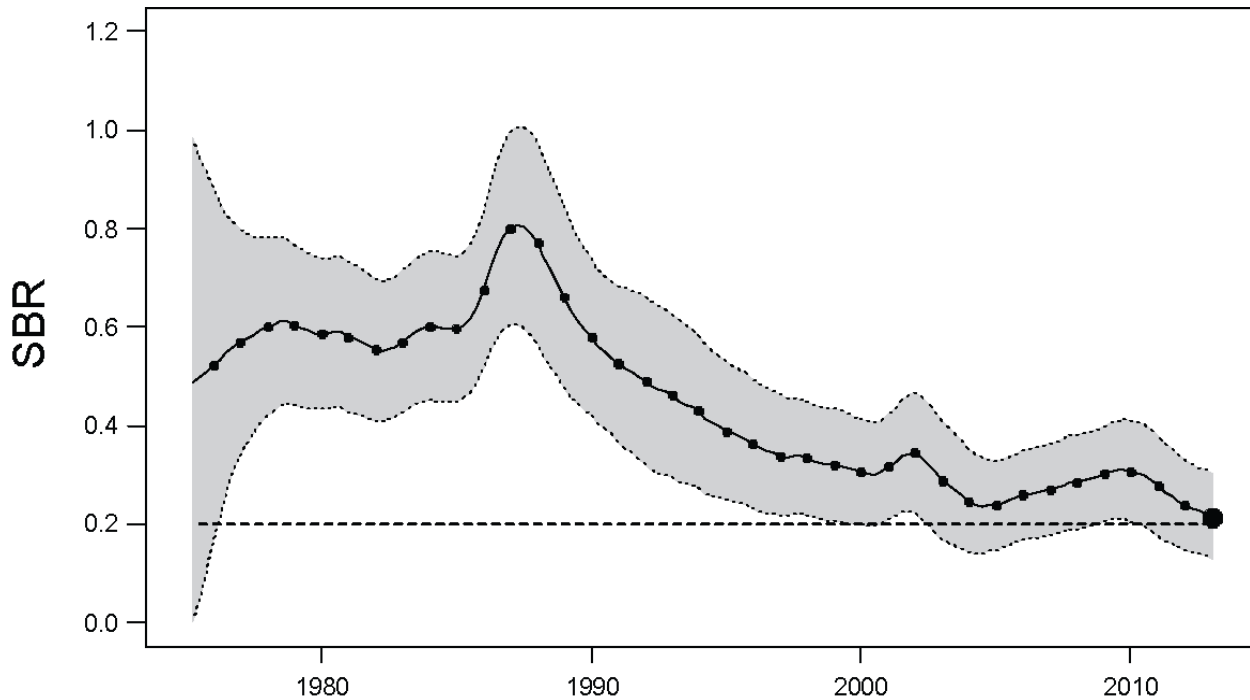
**FIGURE 4.19a.** Comparison of estimated relative recruitment of bigeye tuna in the EPO from the most recent assessment (Aires-da-Silva and Maunder 2012) and the base case model of the current assessment, both using Stock Synthesis. The horizontal solid and dashed lines represent average recruitment (relative to the post-1994 average recruitment) to visualize the “two-stanza” recruitment pattern in both assessments.

**FIGURA 4.19a.** Comparación del reclutamiento relativo estimado de atún patudo en el OPO de la evaluación más reciente (Aires-da-Silva y Maunder 2012) y del modelo de caso base de la evaluación actual, ambos con *Stock Synthesis*. Las líneas horizontales sólida y de trazos representan el reclutamiento promedio (relativo al reclutamiento promedio posterior a 1994) para visualizar el patrón de reclutamiento de dos stanzas en ambas evaluaciones.



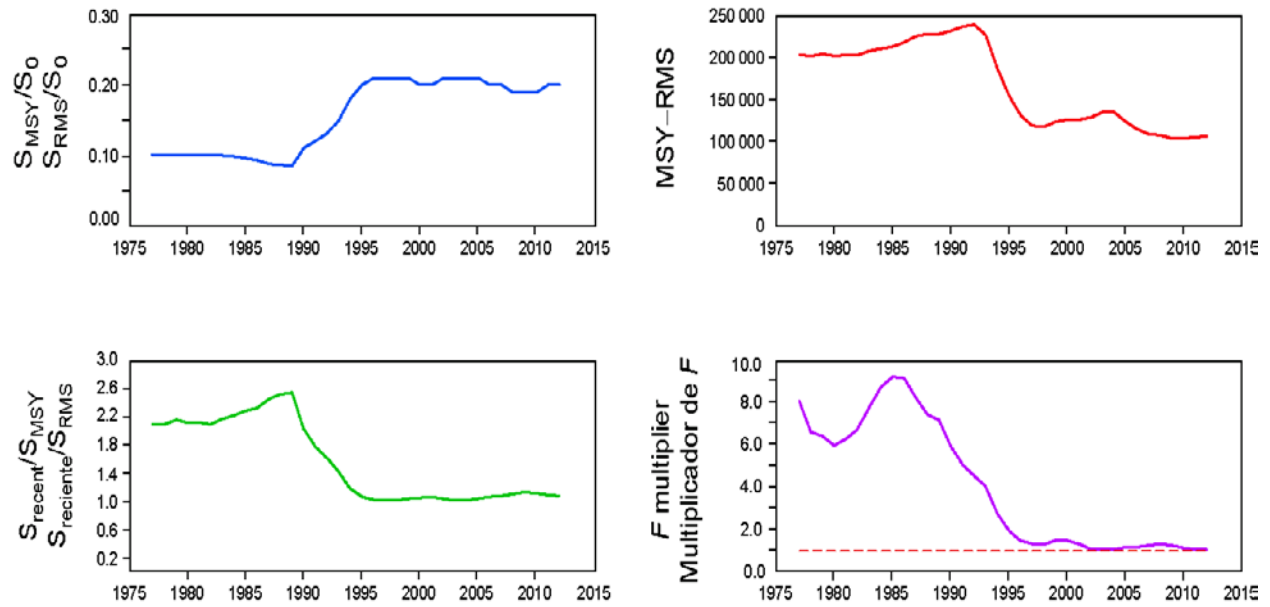
**FIGURE 4.19b.** Comparison of estimated absolute recruitment of bigeye tuna in the EPO from the most recent assessment (Aires-da-Silva and Maunder 2012) and the base case model of the current assessment, both using Stock Synthesis.

**FIGURA 4.19b.** Comparación del reclutamiento absoluto estimado de atún patudo en el OPO de la evaluación más reciente (Aires-da-Silva y Maunder 2012) y del modelo de caso base de la evaluación actual, ambos con *Stock Synthesis*.



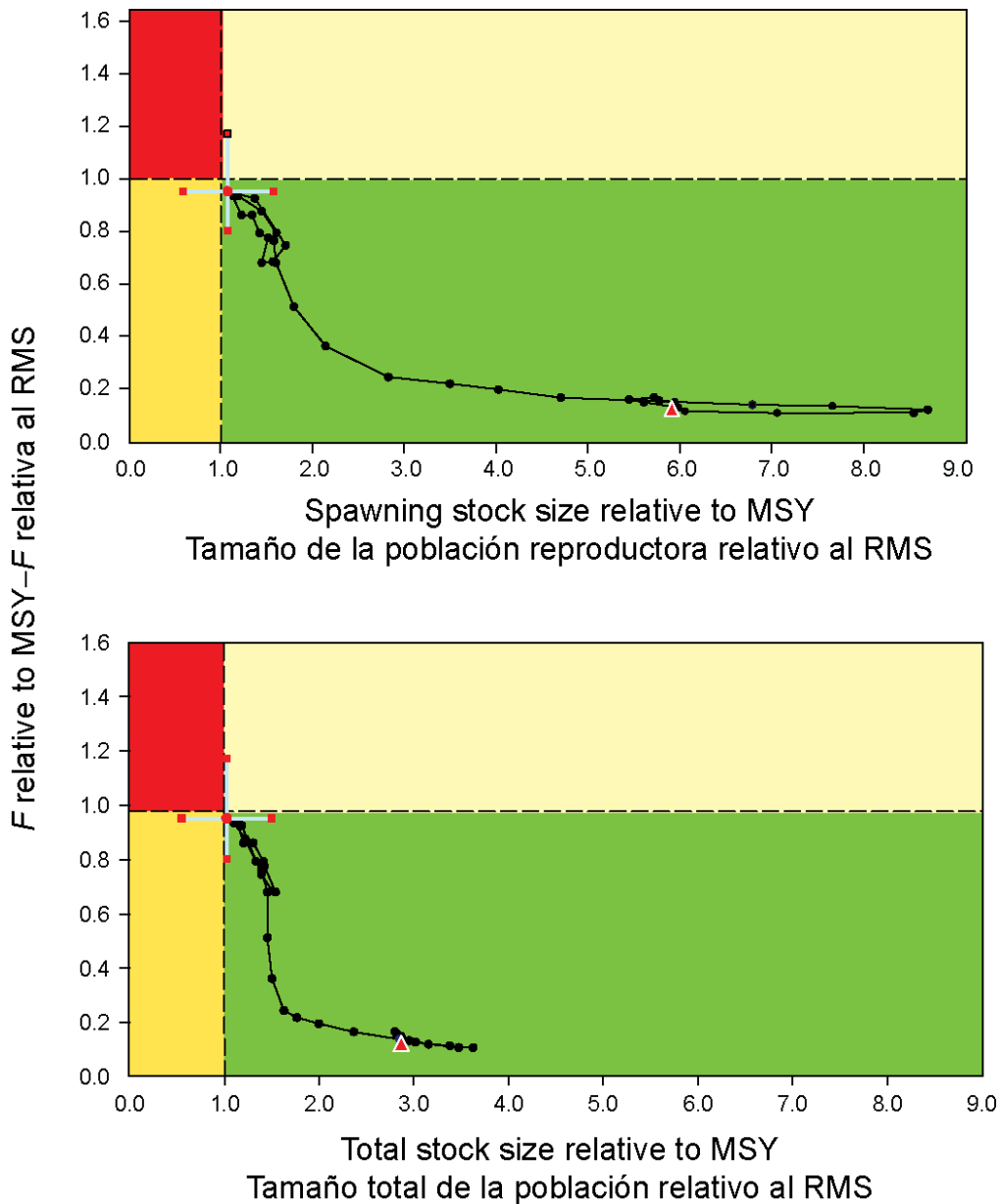
**FIGURE 5.1.** Estimated spawning biomass ratios (SBRs) for bigeye tuna in the EPO. The dashed horizontal line (at about 0.20) identifies the SBR at MSY. The solid line illustrates the maximum likelihood estimates, and the shaded area represents the confidence intervals ( $\pm 2$  standard deviations) 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 0,20) identifica el SBR en RMS. La línea sólida ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima, y el área sombreada representa los intervalos de confianza ( $\pm 2$  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 2013.)

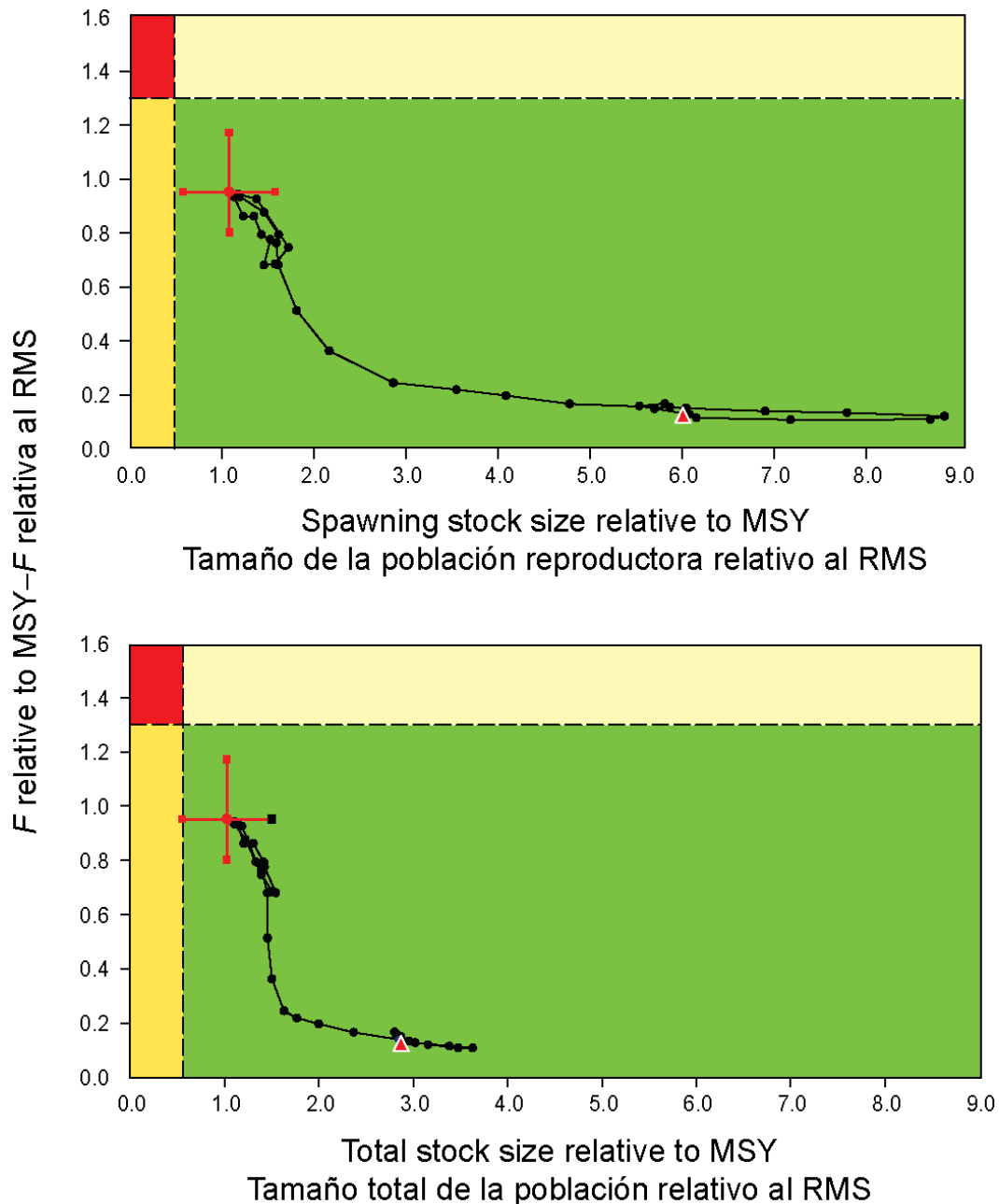
**FIGURA 5.2.** Estimaciones de cantidades relacionadas con el RMS calculadas usando la mortalidad por pesca por edad para cada año. ( $S_{reciente}$  es la biomasa reproductora al principio de 2013.)



**FIGURE 5.3a.** Target Kobe (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. The panels represent proposed target reference points ( $S_{MSY}$  and  $F_{MSY}$ ). Each dot is based on the average fishing mortality rate over three years; the large dot indicates the most recent estimate. The squares around the most recent estimate represent its approximate 95% confidence interval. The triangle is the first estimate (1975).

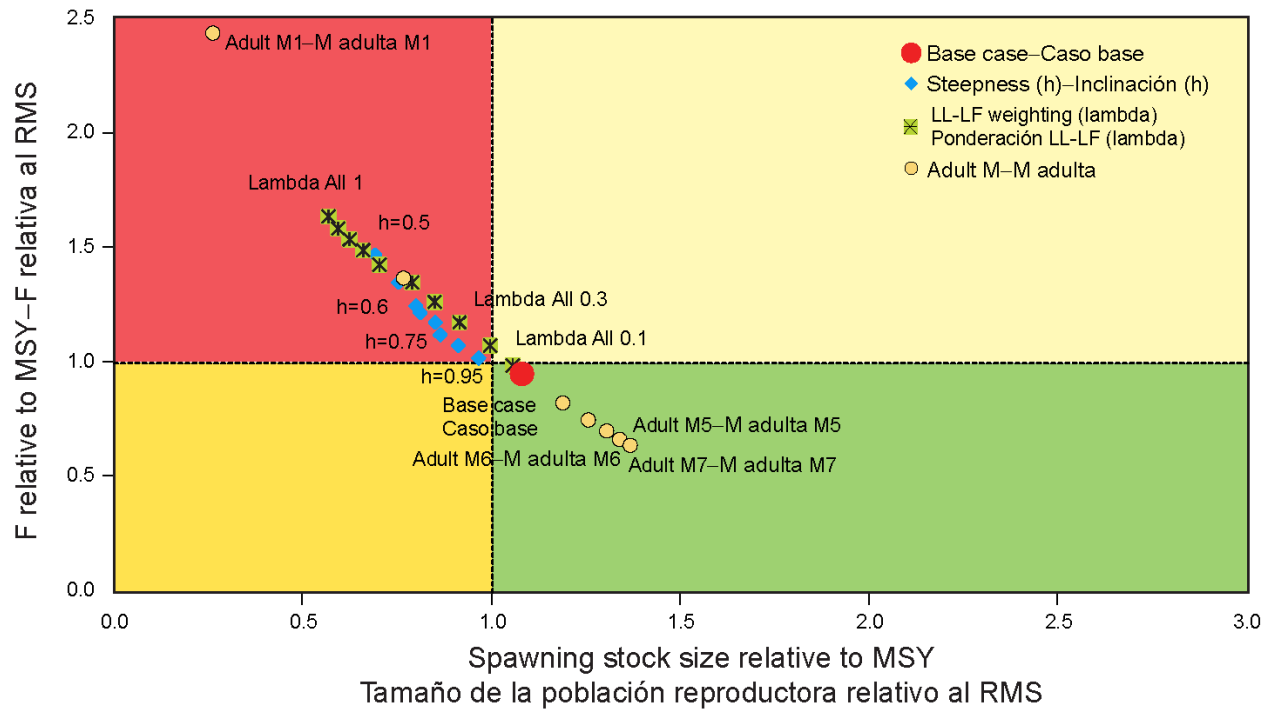
**FIGURA 5.3a.** Gráfica de Kobe (fase) objetivo de la serie de tiempo de las estimaciones del tamaño de la población (arriba: biomasa reproductora; abajo: biomasa total) y la mortalidad por pesca en relación con sus puntos de referencia de RMS. Los recuadros representan puntos de referencia objetivo propuestos ( $S_{RMS}$  and  $F_{RMS}$ ). Cada punto se basa en la tasa de explotación media de un trienio; el punto grande indica la estimación más reciente. Los cuadros alrededor de la estimación más reciente representan el intervalo de confianza de 95% aproximado. El triángulo es la primera estimación (1975).





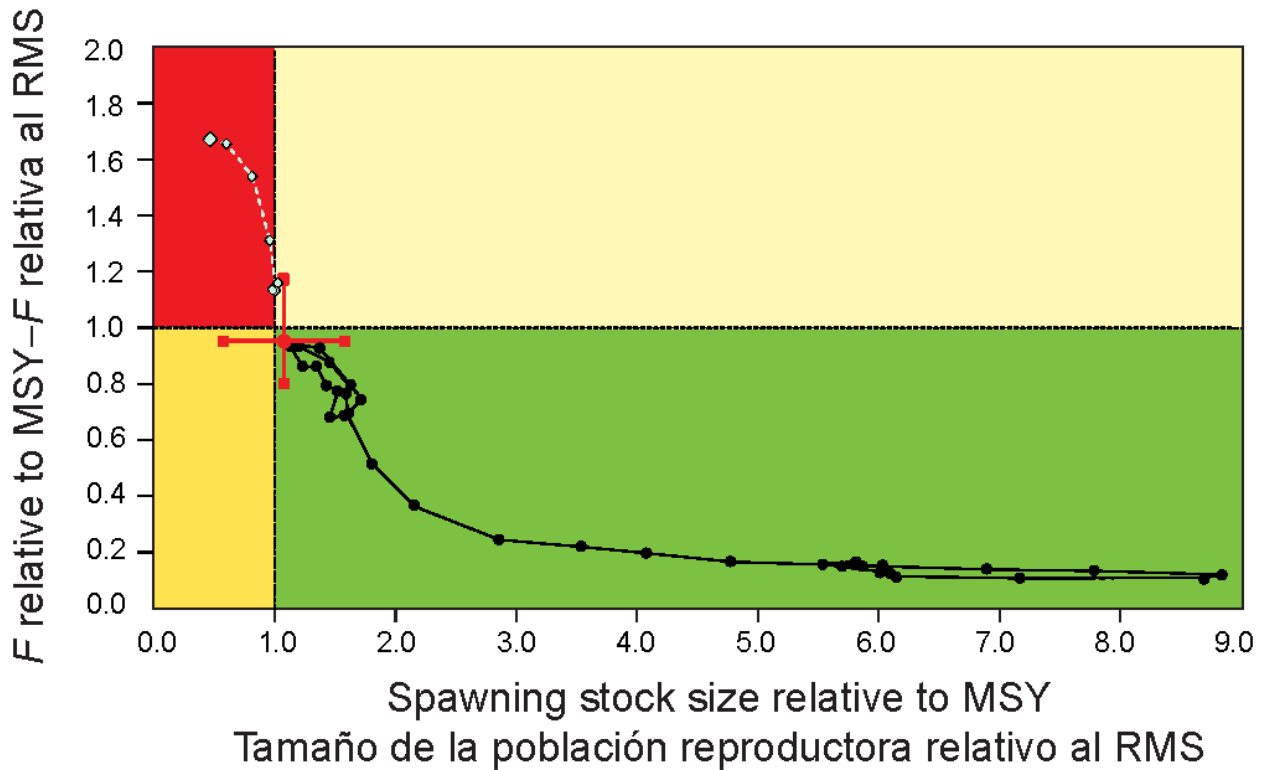
**FIGURE 5.3b.** Limit Kobe (phase) plot of the time series of estimates of stock size (top: spawning biomass; bottom: total biomass) and fishing mortality relative to their MSY reference points. The panels represent proposed limit reference points ( $0.5 S_{MSY}$  and  $1.3 F_{MSY}$ ). Each dot is based on the average fishing mortality rate over three years; the large dot indicates the most recent estimate. The squares around the most recent estimate represent its approximate 95% confidence interval. The triangle is the first estimate (1975).

**FIGURA 5.3b.** Gráfica de Kobe (fase) límite 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. Los recuadros representan puntos de referencia límite propuestos ( $0,5 S_{RMS}$  and  $1,3 F_{RMS}$ ). Cada punto se basa en la tasa de explotación media de un trienio; el punto grande indica la estimación más reciente. Los cuadros alrededor de la estimación más reciente representan el intervalo de confianza de 95% aproximado. El triángulo es la primera estimación (1975).



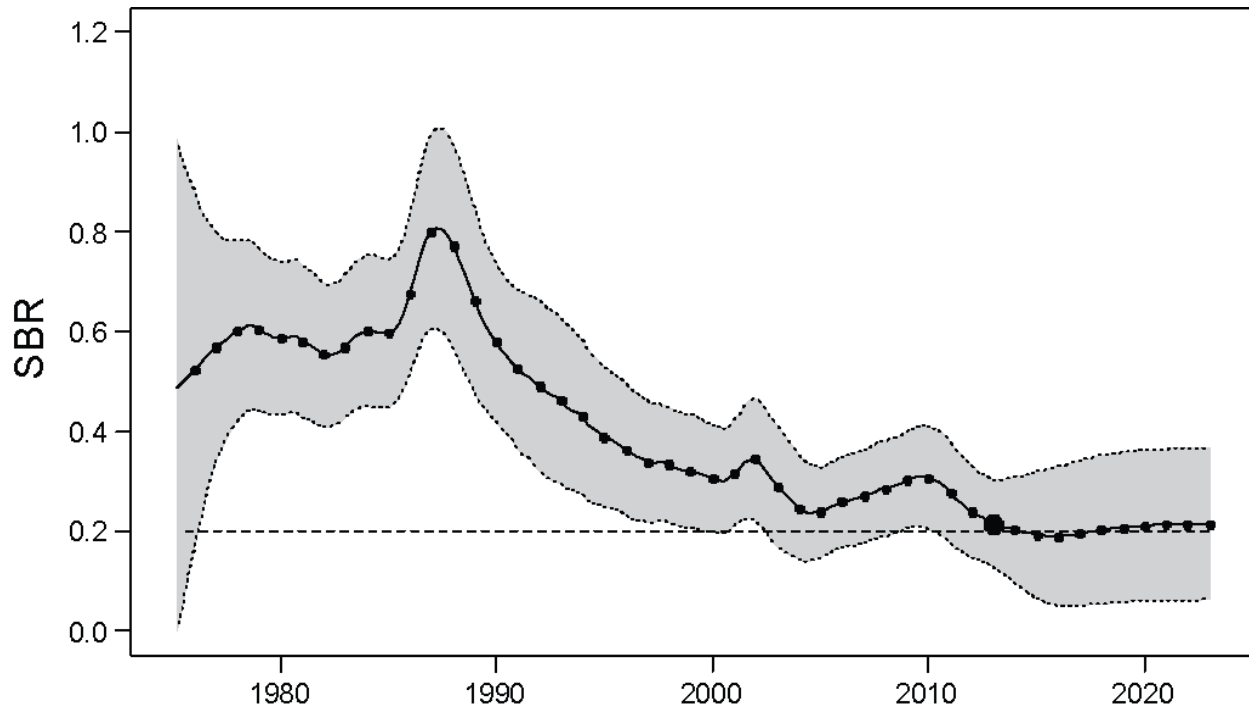
**FIGURE 5.3c.** Phase plot of the most recent estimate of spawning biomass stock size and fishing mortality relative to their MSY reference points. Each point is based on the average fishing mortality rate over the most recent three years.

**FIGURA 5.3c.** 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.



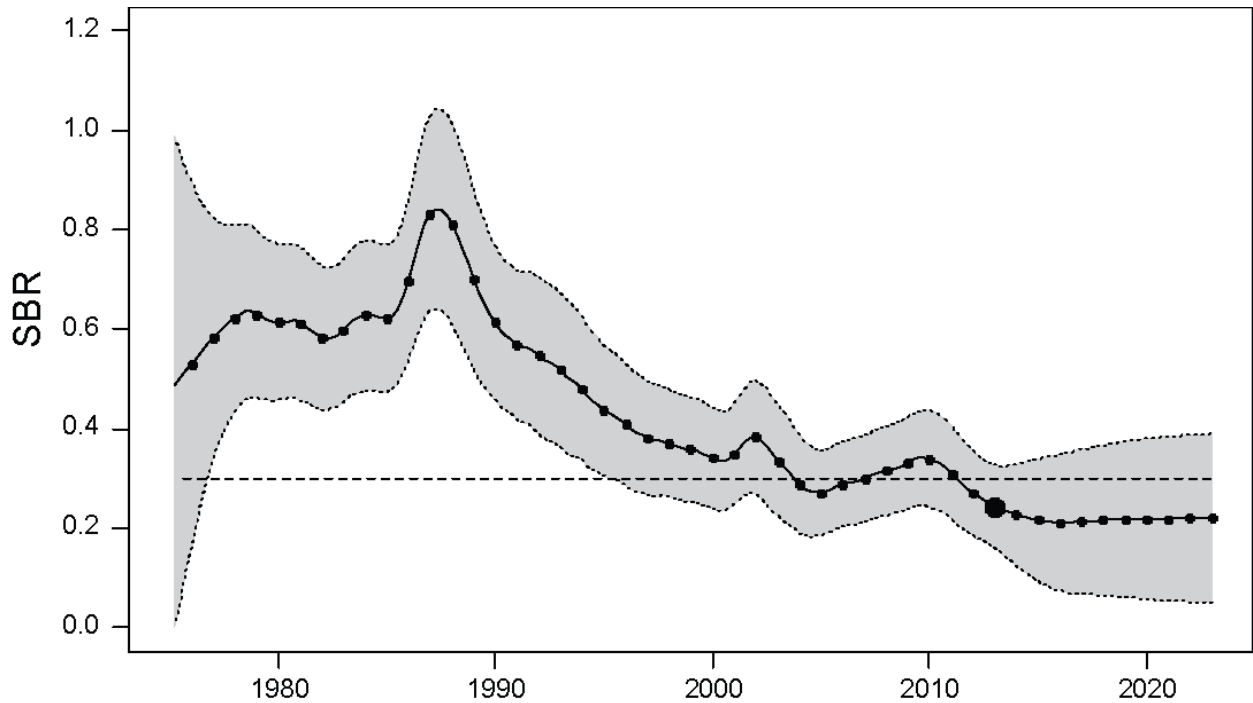
**FIGURE 5.3d.** Target Kobe (phase) plot of the time series of estimates of spawning biomass and fishing mortality relative to their MSY reference points, with (dots and solid line) and without (squares and dashed line) IATTC conservation resolutions. The panels represent proposed target reference points ( $S_{MSY}$  and  $F_{MSY}$ ). Each dot (square) is based on the average fishing mortality rate over three years; the large dot (square) indicates the most recent estimate. The squares around the most recent estimate represent its approximate 95% confidence interval. The triangle is the first estimate (1975).

**FIGURA 5.3a.** Gráfica de Kobe (fase) objetivo de la serie de tiempo de las estimaciones de biomasa reproductora y mortalidad por pesca en relación con sus puntos de referencia de RMS, con (puntos y línea sólida) y sin (cuadros y línea de trazos) resoluciones de conservación de la CIAT. Los recuadros representan puntos de referencia objetivo propuestos ( $S_{RMS}$  y  $F_{RMS}$ ). Cada punto se basa en la tasa de explotación media de un trienio; el punto (cuadro) grande indica la estimación más reciente. Los cuadros alrededor de la estimación más reciente representan su intervalo de confianza de 95% aproximado. El triángulo es la primera estimación (1975).



**FIGURE 6.1a.** Spawning biomass ratios (SBRs) of bigeye tuna in the EPO, including projections for 2013-2022 based on average fishing mortality rates during 2010-2012. The dashed horizontal line (at about 0.20) identifies the SBR at MSY. The solid line illustrates the maximum likelihood estimates, and the estimates after 2013 (the large dot) indicate the SBR predicted to occur if fishing mortality rates continue at the average of that observed during 2010-2012. 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 2010-2012. La línea sólida ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima, y las estimaciones a partir de 2013 (el punto grande) señalan el SBR predicho si las tasas de mortalidad por pesca continúan en el promedio observado durante 2012-2013. Las líneas de trazos representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de esas estimaciones.



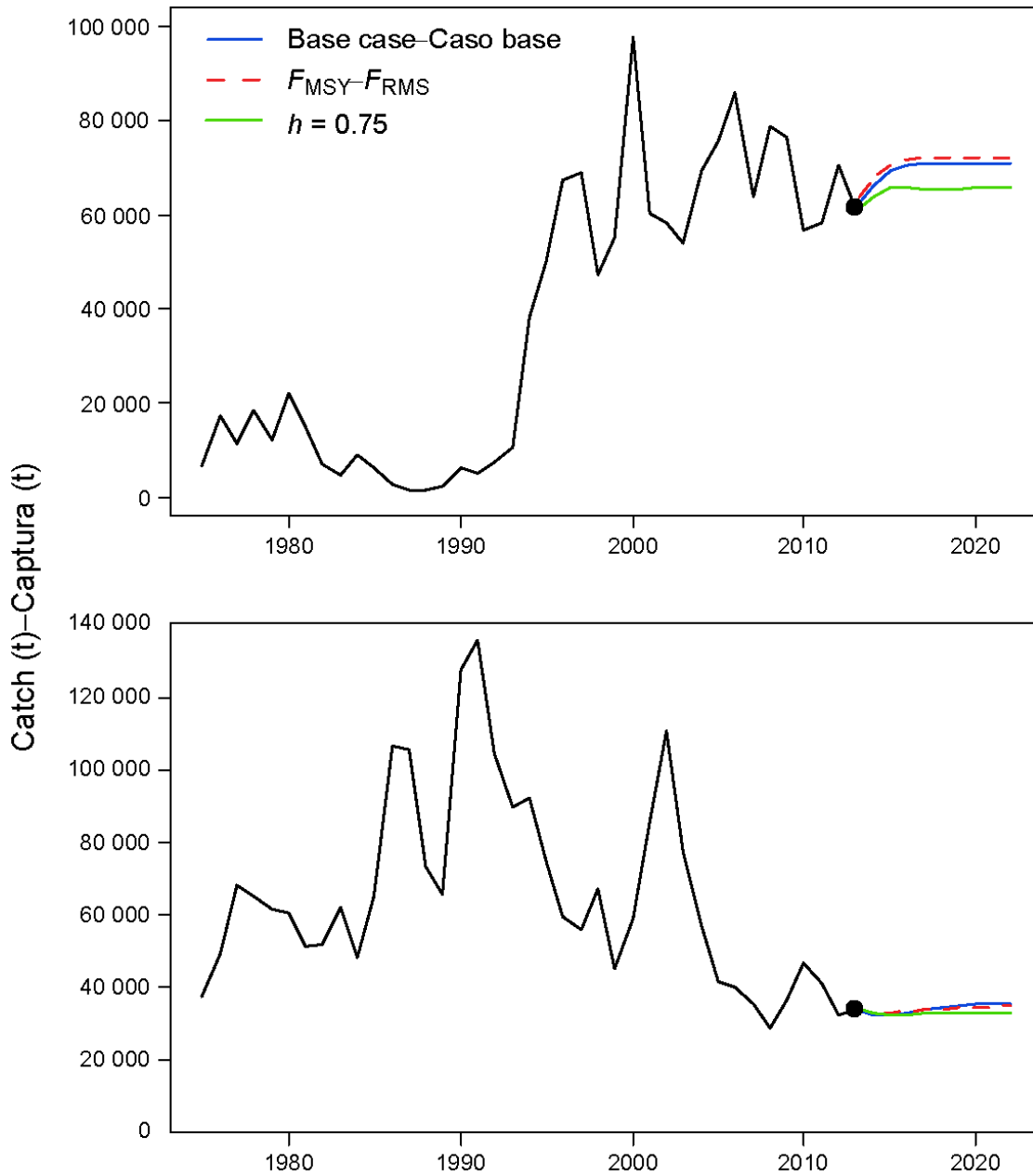
**FIGURE 6.1b.** Projected spawning biomass ratios (SBRs) of bigeye tuna in the EPO from the stock-recruitment sensitivity analysis based on average fishing mortality rates during 2010-2012. The dashed horizontal line (at about 0.30) identifies the SBR at MSY. The solid line illustrates the maximum likelihood estimates, and the estimates after 2013 (the large dot) indicate the SBR predicted to occur if fishing mortality rates continue at the average of that observed during 2012-2013. 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 basadas en las tasas medias de mortalidad por pesca durante 2010-2012. 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 2013 (el punto grande) señalan el SBR predicho si las tasas de mortalidad por pesca continúa en el promedio observado durante 2010-2012. Las líneas de trazos representan los intervalos de confianza de 95% alrededor de esas estimaciones.



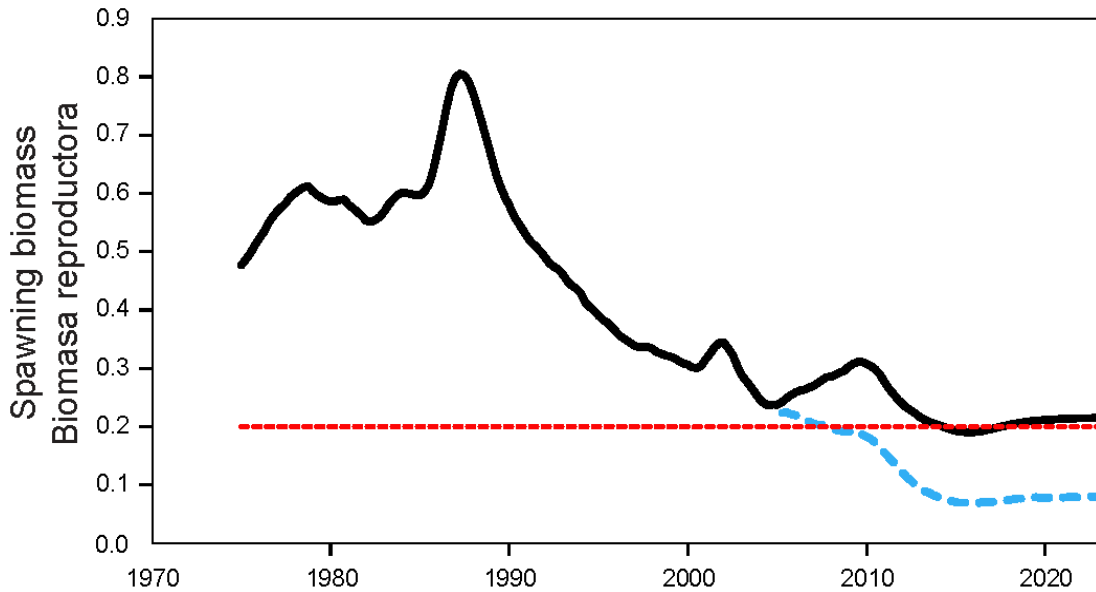
**FIGURE 6.2.** Spawning biomass of bigeye tuna, including projections for 2013-2022 based on average fishing mortality rates during 2010-2012. The solid line illustrates the maximum likelihood estimates, and the estimates after 2013 (the large dot) indicate the spawning biomass predicted to occur if fishing mortality rates continue at the average of that observed during 2010-2012. 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 2013-2022 basadas en las tasas de mortalidad por pesca media durante 2010-2012. La línea sólida ilustra las estimaciones de verosimilitud máxima, y las estimaciones a partir de 2013 (el punto grande) señalan la biomasa reproductora predicha si las tasas de mortalidad por pesca continúan en el promedio observado durante 2010-2012. La zona sombreada entre las líneas de trazos representa los intervalos de confianza de 95%. t = toneladas métricas.



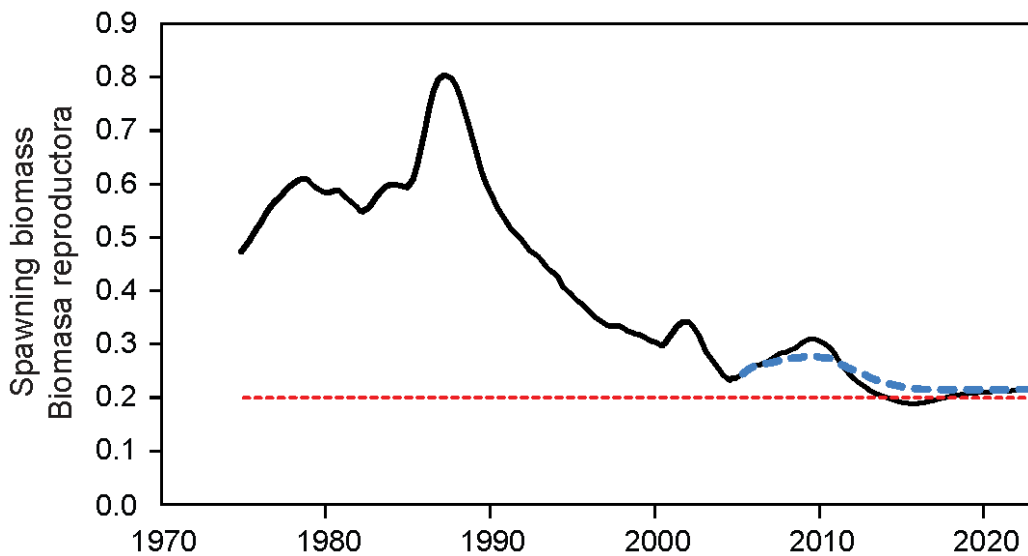
**FIGURE 6.3.** Historic and predicted annual catches of bigeye tuna during 2013-2022 for the surface (top panel) and longline (bottom panel) fisheries, based on fishing mortality rates during 2010-2012. Predicted catches are compared between the base case, the analysis assuming  $F_{MSY}$  and the analysis in which a stock-recruitment relationship ( $h = 0.75$ ) was used. t = metric tons.

**FIGURA 6.3.** Capturas anuales históricas y predichas de atún patudo durante 2013-2022 en las pesquerías de superficie (recuadro superior) y de palangre (recuadro inferior), basadas en las tasas de mortalidad por pesca durante 2010-2012. Se comparan las capturas predichas entre el caso base, el análisis que supone  $F_{MSY}$  y el análisis en el que se usa una relación población-reclutamiento ( $h = 0.75$ ). 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 (solid), the fishing mortality rate corresponding to MSY (long dash), and the fishing mortality corresponding to a no conservation resolution scenario (short dash).

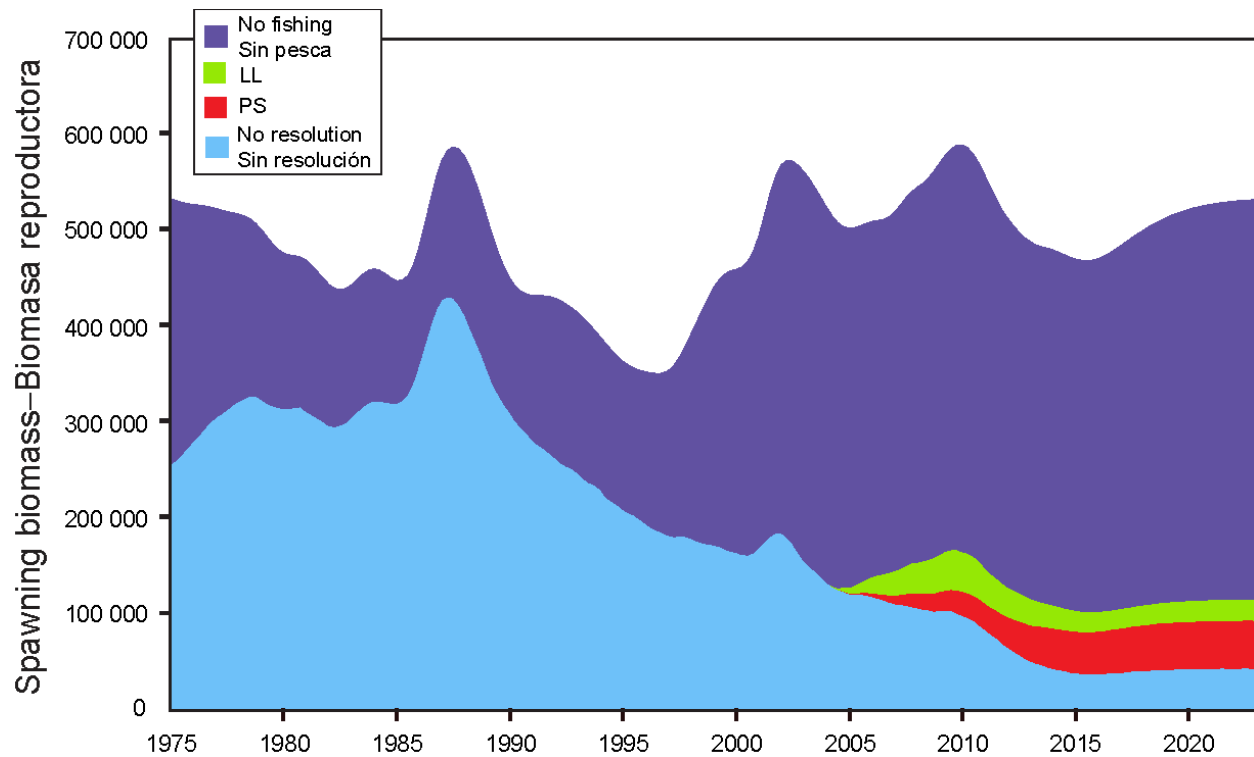
**FIGURA 6.4.** Cociente de biomasa reproductora (SBR) proyectado a partir del modelo de caso base suponiendo una estrategia de extracción que apunta a las tasas de mortalidad por pesca actuales (sólida), la tasa de mortalidad por pesca correspondiente al RMS (trazos largos), y la mortalidad por pesca correspondiente a un escenario sin resoluciones de conservación (trazos cortos).



**FIGURE 6.5.** Projected spawning biomass ratio (SBR) from the base case model assuming a harvesting strategy targeting current fishing mortality rates (solid) and from a model assuming average recruitment starting in 2004 (dashed).

**FIGURA 6.5.** Cociente de biomasa reproductora (SBR) proyectado a partir del modelo de caso base suponiendo una estrategia de extracción que apunta a las tasas de mortalidad por pesca actuales (sólida) y de un modelo que supone que la reclutamiento medio a partir de 2004 (trazos).





**FIGURE 6.6** 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 without the resolution management actions in place (bottom line). The shaded areas between the two lines show the portions of the impact of the resolution management action attributed to each fishing method. t = metric tons.

**FIGURA 6.6** Trayectoria de la biomasa reproductora de una población simulada de atún patudo que no fue explotada (línea superior) y aquella predicha por el modelo de evaluación sin las acciones de ordenación en vigor (línea inferior). Las zonas sombreadas entre las dos líneas señalan las porciones del impacto de la acción de ordenación atribuida a cada método de pesca. t = toneladas métricas.

**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.

<b>Fishery</b>	<b>Gear</b>	<b>Set type</b>	<b>Years</b>	<b>Sampling areas</b>	<b>Catch data</b>
<b>Pesquería</b>	<b>Arte</b>	<b>Tipo de lance</b>	<b>Años</b>	<b>Zonas de muestreo</b>	<b>Datos de captura</b>
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—
4	PS	OBJ	1993-2008	5-6, 13	captura retenida + descartes de ineficacias en el proceso de pesca
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° & S of—de 10°N	retained catch only (in numbers)—captura retenida solamente (en número)
15	LL	-	1990-2009	N of—de 0° & S of—de 10°N	
16	LL	-	1975-1989	S of—de 0° & W of—de 100°W	retained catch only (in numbers)—captura retenida solamente (en número)
17	LL	-	1990-2009	S of—de 0° & W of—de 100°W	
18	LL	-	1975-1989	S of—de 0° & E of—de 100°W	retained catch only (in numbers)—captura retenida solamente (en número)
19	LL	-	1990-2009	S of—de 0° & 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° & S of—de 10°N	retained catch only (in weight) —captura retenida solamente (en peso)
22	LL	-	1990-2009	S of—de 0° & W of—de 100°W	retained catch only (in weight) —captura retenida solamente (en peso)
23	LL	-	1990-2009	S of—de 0° & 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.

<b>Age (quarters)</b>	<b>Proportion mature</b>	<b>Age (quarters)</b>	<b>Proportion mature</b>
<b>Edad (trimestres)</b>	<b>Proporción madura</b>	<b>Edad (trimestres)</b>	<b>Proporción madura</b>
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.

<b>Year</b>	<b>Total recruitment</b>	<b>Summary biomass</b>	<b>Spawning biomass</b>	<b>SBR</b>
<b>Año</b>	<b>Reclutamiento total</b>	<b>Biomasa sumaria</b>	<b>Biomasa reproductora</b>	<b>SBR</b>
1975	24,035	947,749	254,379	0.48
1976	22,301	1,034,370	279,099	0.52
1977	28,390	1,078,330	303,633	0.57
1978	19,400	1,092,950	320,361	0.60
1979	28,528	1,083,840	322,321	0.60
1980	28,374	1,061,810	312,798	0.59
1981	18,336	1,050,340	309,876	0.58
1982	37,744	1,064,230	295,137	0.55
1983	48,890	1,079,340	303,875	0.57
1984	22,912	1,147,710	320,770	0.60
1985	14,893	1,284,510	318,268	0.60
1986	20,404	1,378,340	359,784	0.67
1987	26,663	1,328,090	426,686	0.80
1988	23,296	1,212,010	410,653	0.77
1989	20,273	1,134,370	353,195	0.66
1990	17,820	1,088,420	309,173	0.58
1991	17,109	995,346	280,239	0.53
1992	20,534	899,447	261,416	0.49
1993	18,909	834,681	245,798	0.46
1994	32,365	790,916	228,842	0.43
1995	31,734	732,782	207,689	0.39
1996	21,443	699,779	193,121	0.36
1997	34,811	678,499	180,547	0.34
1998	45,117	633,369	177,663	0.33
1999	23,341	649,349	170,774	0.32
2000	22,334	701,734	163,029	0.31
2001	30,032	674,610	168,355	0.32
2002	31,269	620,272	183,541	0.34
2003	27,243	540,494	154,163	0.29
2004	34,091	520,057	131,609	0.25
2005	39,668	534,673	126,477	0.24
2006	33,006	546,266	137,760	0.26
2007	20,549	565,529	143,732	0.27
2008	25,245	596,815	152,453	0.29
2009	25,232	581,421	161,345	0.30
2010	28,205	539,092	163,903	0.31
2011	24,185	495,623	147,287	0.28
2012	27,420	459,772	127,277	0.24
2013	-	428,325	114,919	0.22

**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	33.2	1.0	21	169.4	108.1
2	41.5	1.8	22	172.4	113.8
3	50.3	3.2	23	175.2	119.2
4	59.4	5.2	24	177.7	124.2
5	68.5	7.8	25	180.0	128.9
6	77.6	11.2	26	182.0	133.3
7	86.4	15.4	27	183.9	137.3
8	95.1	20.2	28	185.6	140.9
9	103.3	25.8	29	187.1	144.3
10	111.2	31.9	30	188.5	147.4
11	118.6	38.5	31	189.7	150.3
12	125.6	45.4	32	190.8	152.8
13	132.2	52.7	33	191.9	155.2
14	138.3	60.0	34	192.8	157.3
15	143.9	67.4	35	193.6	159.2
16	149.1	74.7	36	194.3	161.0
17	153.9	81.9	37	195.0	162.6
18	158.3	88.9	38	195.6	164.0
19	162.3	95.6	39	196.1	165.3
20	166.0	102.0	40	197.0	167.6

TABLE 4.3a. Likelihood components obtained for the base case and the sensitivity analyses.

TABLA 4.3a. Componentes de verosimilitud obtenidos para el caso base y los análisis de sensibilidad.

		Appendix-Anexo						
Data Datos	Base case Caso base	A	B		C			
		$h = 0.75$	Adult <i>M-M</i> adulto		$\lambda = 1$			
			Sens <i>M1</i>	Sens <i>M5</i>	LL All-Todas	LL 14-17	PS All-Todas	LL 2
<b>CPUE</b>								
1	195.84	195.156	191.852	196.099	192.452	192.688	193.958	195.94
2	-44.5238	-44.2195	-42.9116	-44.1636	-45.0213	-44.6798	-42.2471	-44.3206
3	6.13	6.06965	7.26421	8.30431	8.73637	6.91472	8.30835	4.91525
4	212.75	211.7	217.657	212.022	217.036	216.482	213.66	216.769
5	6.90	7.96826	12.2763	5.51157	8.96672	10.0219	11.433	11.0729
12	56.04	57.3324	51.7447	57.1805	57.0969	50.7934	65.1018	56.0167
13	164.45	168.757	150.042	161.369	148.791	154.081	267.705	216.091
14	-67.60	-67.6281	-67.34	-67.6288	-63.3868	-63.202	-66.7725	-67.5925
15	-66.62	-66.4128	-66.01	-66.8958	-57.2769	-58.7199	-50.6992	-55.2851
16	-98.09	-98.1472	-97.67	-98.0399	-94.6007	-94.6036	-97.8979	-98.0853
17	-131.43	-131.139	-131.43	-131.505	-128.296	-128.197	-123.58	-130.666
18	17.80	17.2513	16.25	17.6372	16.9751	20.9719	13.4457	17.5684
19	172.00	169.689	191.80	169.001	197.656	186.622	172.701	174.137
<b>Total</b>	<b>-363.751</b>	<b>-363.327</b>	<b>-362.444</b>	<b>-364.070</b>	<b>-343.560</b>	<b>-344.723</b>	<b>-338.950</b>	<b>-351.629</b>
<b>Size compositions – Composición por talla</b>								
1	55.0732	55.05	55.1812	54.93	56.4414	56.27	159.095	55.0937
2	25.1443	25.12	28.3671	25.47	27.8636	26.52	299.884	279.032
3	41.7469	41.79	43.5306	41.62	45.6855	43.25	328.801	43.2651
4	43.3528	43.16	43.30	43.19	45.5335	45.08	77.3006	44.1171
5	27.8305	27.76	32.00	27.87	32.7235	29.78	203.996	26.8177
6	38.1199	38.17	38.25	38.17	38.4488	38.24	124.149	38.1183
7	55.7242	55.43	55.61	55.68	59.8478	59.14	131.071	55.7707
12	12.6024	12.61	12.66	12.60	31.5795	13.01	13.7197	12.6066
13	25.8381	25.70	26.01	25.60	61.4318	25.51	27.8317	27.3964
14	24.6072	24.60	24.82	24.62	34.0475	33.27	23.2526	24.6
15	35.8985	37.19	37.69	31.21	49.2388	48.95	41.4491	36.1078
16	16.233	16.34	16.03	16.34	40.5502	40.44	16.7004	16.2187
17	19.8067	20.57	22.31	16.08	120.932	122.08	23.0363	19.4529
18	19.6126	19.61	19.65	19.60	53.4593	19.26	19.5067	19.6119
19	29.5176	29.44	29.77	29.54	60.7296	30.62	30.1652	28.936
<b>Total</b>	<b>471.108</b>	<b>472.529</b>	<b>485.188</b>	<b>462.523</b>	<b>758.513</b>	<b>631.422</b>	<b>1519.958</b>	<b>727.145</b>
<b>Recruitment-Reclutamiento</b>								
	-55.0666	-54.7508	-37.4801	-56.6466	-42.2957	-42.2957	-27.6621	-43.0154
<b>Total</b>	<b>52.290</b>	<b>54.451</b>	<b>85.264</b>	<b>41.807</b>	<b>372.657</b>	<b>244.404</b>	<b>1153.347</b>	<b>332.501</b>

**TABLE 4.3b.** Average effective sample sizes estimated for the base case and the sensitivity analyses.

**TABLA 4.3b.** Tamaños de muestra efectiva promedio estimados para el caso base y los análisis de sensibilidad.

		Appendix-Anexo						
		A	B		C			
Data Datos	Base case Caso base	$h = 0.75$	Adult <i>M-M</i> adulto		$\lambda = 1$			
			Sens <i>M1</i>	Sens <i>M5</i>	LL All-Todas	LL 14-17	PS All-Todas	LL 2
1	19.91	19.92	20.00	19.97	19.16	19.25	21.42	19.93
2	66.30	66.44	54.63	66.79	56.13	60.93	77.24	78.29
3	54.77	55.11	47.20	55.27	50.31	54.92	67.06	58.23
4	6.49	6.61	6.44	6.53	5.99	6.11	6.98	6.59
5	49.29	49.74	35.29	50.46	37.23	40.26	59.25	52.68
6	19.84	19.86	20.20	19.78	19.47	19.12	30.15	19.84
7	14.25	14.03	14.38	14.06	14.55	14.65	14.08	14.06
12	73.37	73.58	73.04	73.65	71.75	68.71	67.02	73.27
13	44.43	44.96	41.65	44.97	48.67	42.11	40.52	42.21
14	69.91	69.82	70.95	70.22	101.13	112.09	76.22	70.00
15	243.30	109.62	58.02	85.04	97.40	103.80	34.35	156.76
16	158.32	157.29	165.03	156.23	197.21	198.38	157.77	158.88
17	114.08	100.90	101.35	183.07	173.96	173.52	86.95	114.40
18	86.96	86.84	86.86	87.34	90.48	87.57	86.07	86.95
19	76.12	76.48	74.56	76.01	81.95	66.08	74.32	78.48
<b>Average -Promedio</b>	73.16	63.41	57.97	67.29	71.03	71.17	59.96	68.70

**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 2010-2012.  $B_{\text{recent}}$  and  $B_{\text{MSY}}$  are defined as the biomass of fish 3+ quarters old (in metric tons) at the beginning of 2013 and at MSY, respectively.  $S_{\text{recent}}$  and  $S_{\text{MSY}}$  are in metric tons.  $C_{\text{recent}}$  is the estimated total catch in 2012. 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 2010-2012.

**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 2010-2012. Se definen  $B_{\text{recent}}$  y  $B_{\text{RMS}}$  como la biomasa de peces de 3+ trimestres de edad (en toneladas métricas) al principio de 2013 y en RMS, respectivamente. Se expresan  $S_{\text{recent}}$  y  $S_{\text{MSY}}$  en toneladas métricas.  $C_{\text{recent}}$  es la captura total estimada en 2012. 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 2010-2012.

	Appendix-Anexo							
	Base case- Caso base	A	B		C			
		$h = 0.75$	Adult $M$ - $M$ adulto		$\lambda = 1$			
			Sens $M1$	Sens $M5$	LL All-Todas	LL 14-17	PS All-Todas	LL 2
MSY-RMS	106,706	101,994	100,282	121,804	99,124	98,180	97,018	95,334
$B_{\text{MSY}} - B_{\text{RMS}}$	418,468	754,430	561,929	413,296	312,484	313,793	409,722	388,362
$S_{\text{MSY}} - S_{\text{RMS}}$	105,969	210,470	168,599	95,869	71,818	72,708	106,472	99,877
$B_{\text{MSY}}/B_0 - B_{\text{RMS}}/B_0$	0.24	0.33	0.27	0.25	0.29	0.29	0.24	0.24
$S_{\text{MSY}}/S_0 - S_{\text{RMS}}/S_0$	0.20	0.30	0.26	0.20	0.22	0.22	0.20	0.20
$C_{\text{recent}}/MSY - C_{\text{recent}}/RMS$	0.97	1.01	1.03	0.85	1.04	1.05	1.06	1.08
$B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} - B_{\text{recent}}/B_{\text{RMS}}$	1.02	0.80	0.29	1.25	0.47	0.41	1.01	0.86
$S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} - S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$	1.08	0.81	0.26	1.33	0.36	0.32	1.12	0.97
$F$ multiplier- Multiplicador de $F$	1.05	0.82	0.41	1.42	0.54	0.51	0.95	0.85

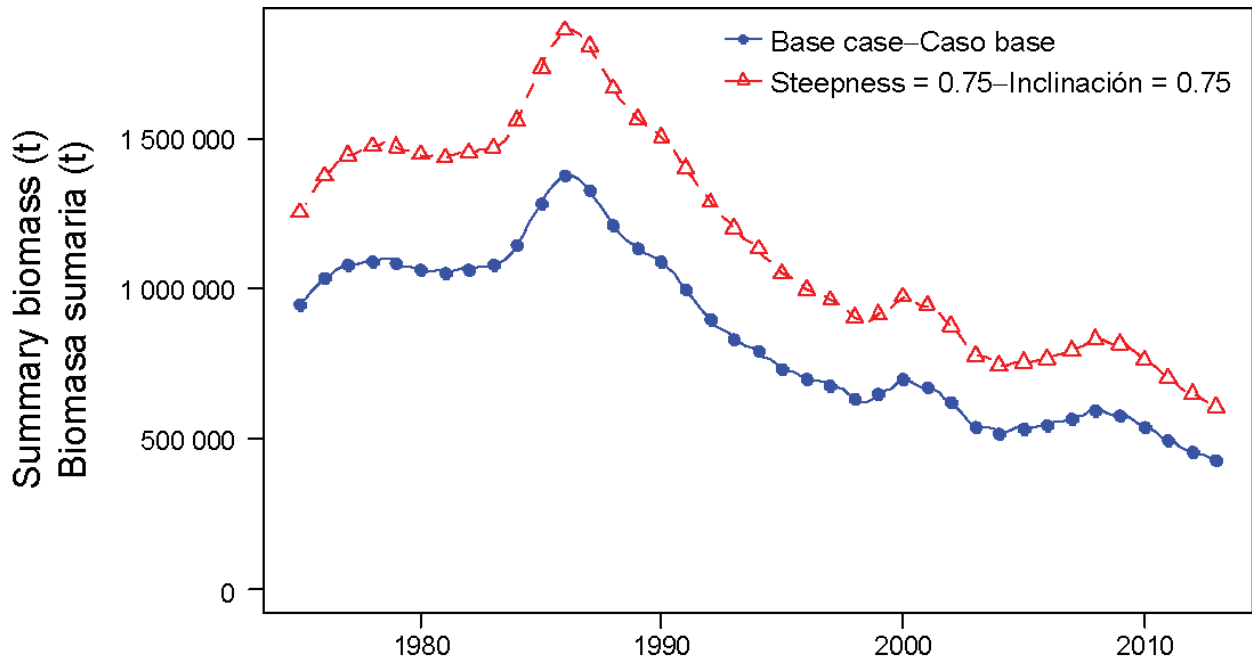


**TABLE 5.2.** Estimates of the MSY and its associated quantities for bigeye tuna, obtained by assuming that there is no stock-recruitment relationship (base case), that each fishery maintains its current pattern of age-specific selectivity (Figure 4.5), and that each fishery is the only one operating 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 2010-2012. An analysis of the sensitivity of the management quantities estimates to using the average fishing mortality rates for 2010-2011 is also presented. PS: purse seine; LL: longline; “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 2010-2012. 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 2010-2011 PS: red de cerco; LL: palangre; « solamente » significa que se usa solamente ese arte, y se fija la mortalidad por pesca de las otras artes en cero.

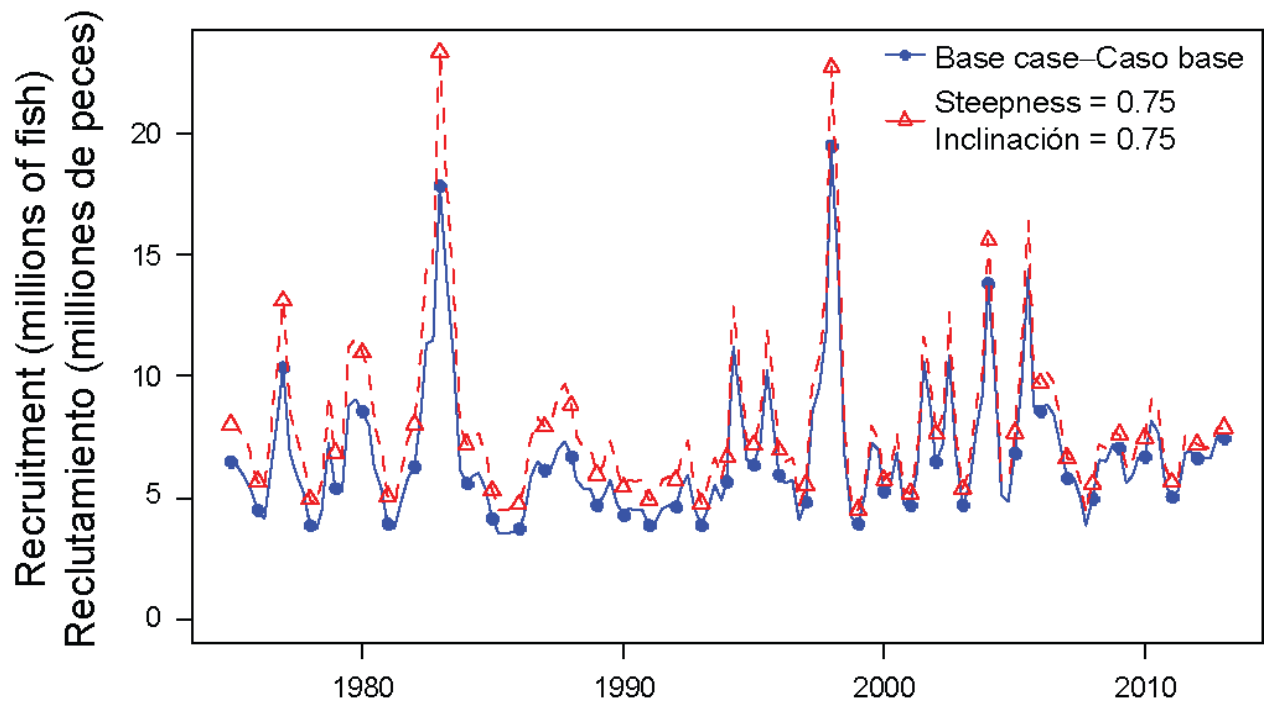
	<b>Base case- Caso base</b>	<b>PS only- solamente</b>	<b>LL only- solamente</b>	<b>2010-2011</b>
MSY-RMS	106,706	77,766	254,983	108,281
$B_{MSY} - B_{RMS}$	418,468	323,018	464,742	426,310
$S_{MSY} - S_{RMS}$	105,969	84,446	61,676	108,054
$B_{MSY}/B_0 - B_{RMS}/B_0$	0.24	0.19	0.27	0.25
$S_{MSY}/S_0 - S_{RMS}/S_0$	0.20	0.16	0.12	0.20
$C_{recent}/MSY - C_{recent}/RMS$	0.97	1.32	0.40	0.95
$B_{recent}/B_{MSY} - B_{recent}/B_{RMS}$	1.02	1.33	0.92	1.00
$S_{recent}/S_{MSY} - S_{recent}/S_{RMS}$	1.08	1.36	1.86	1.06
$F$ multiplier-Multiplicador de $F$	1.05	1.54	8.57	1.09

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



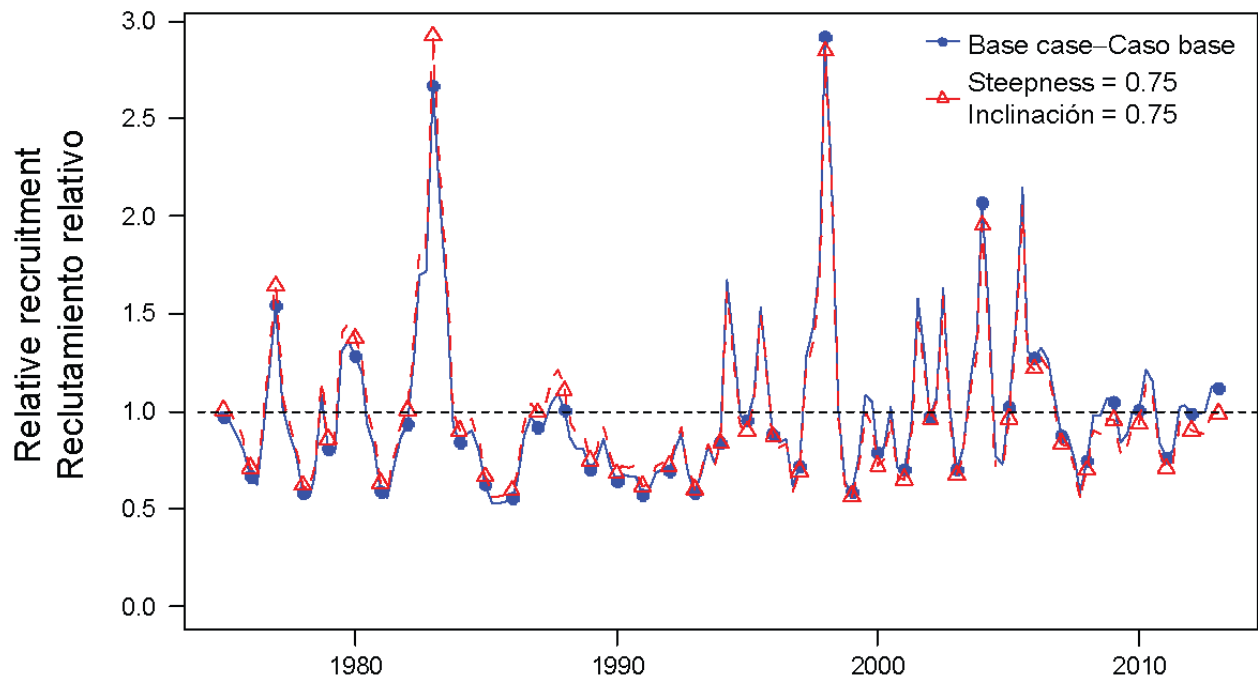
**FIGURE A.1.** Comparison of estimates of biomass of bigeye tuna 3+ quarters old (summary biomass) from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75). t = metric tons.

**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.



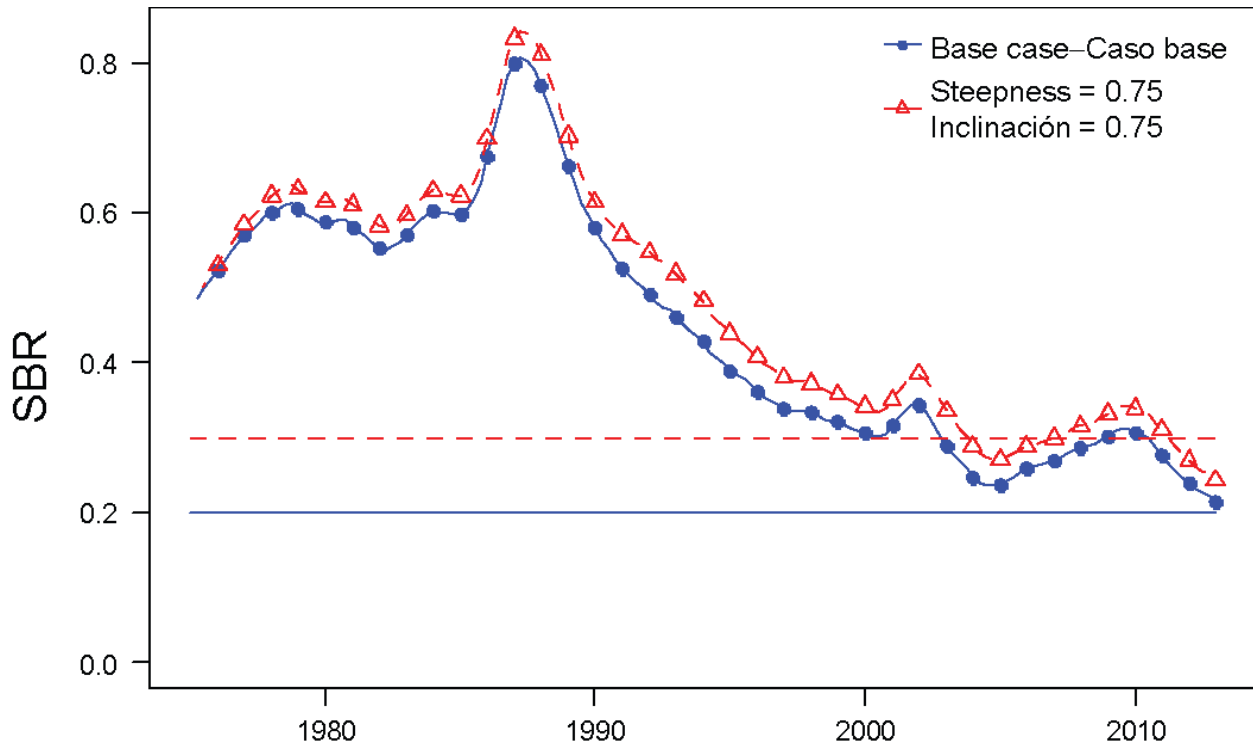
**FIGURE A.2a.** Comparison of estimates of absolute recruitment for bigeye tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

**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).

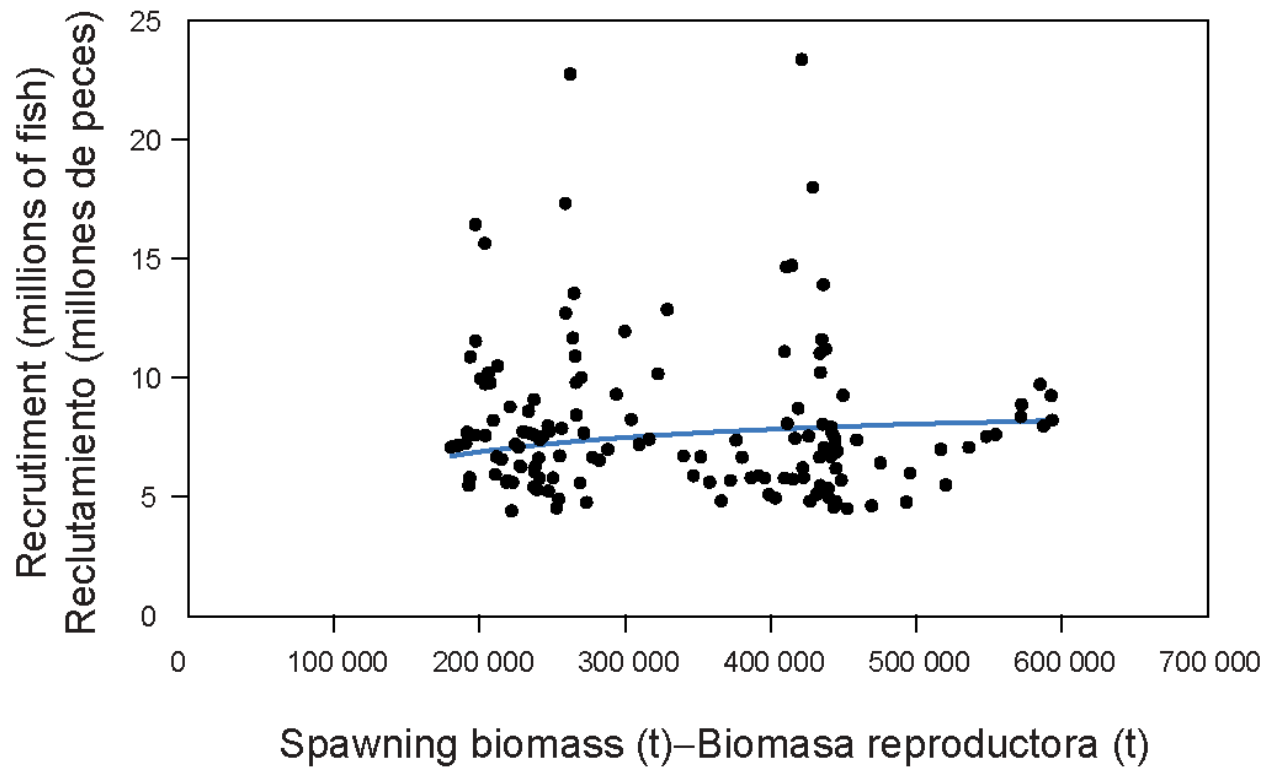


**FIGURE A.2b.** Comparison of estimates of relative recruitment for bigeye tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75). The estimates are scaled so that the estimate of average recruitment is equal to 1.0 (dashed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



**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).

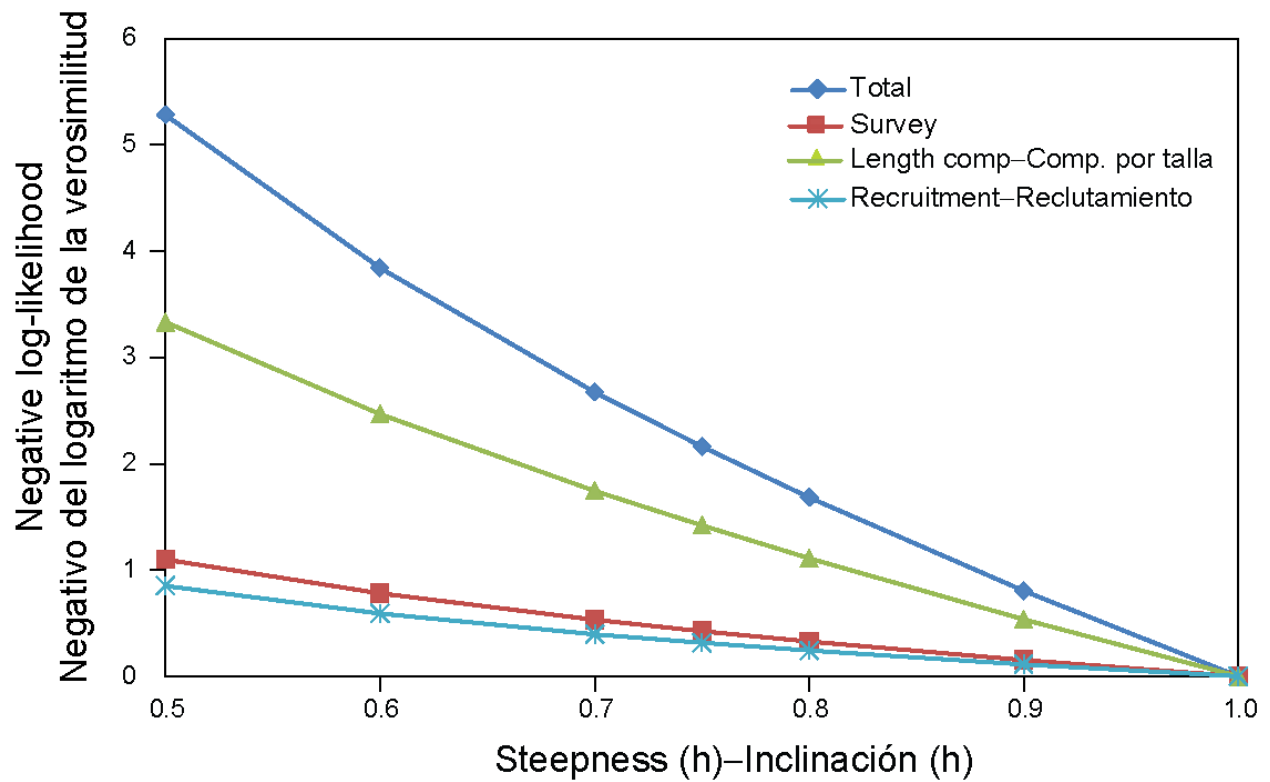


FIGURE A.5. Likelihood profile on steepness.  
 FIGURA A.5. Perfil de verosimilitud en inclinación.

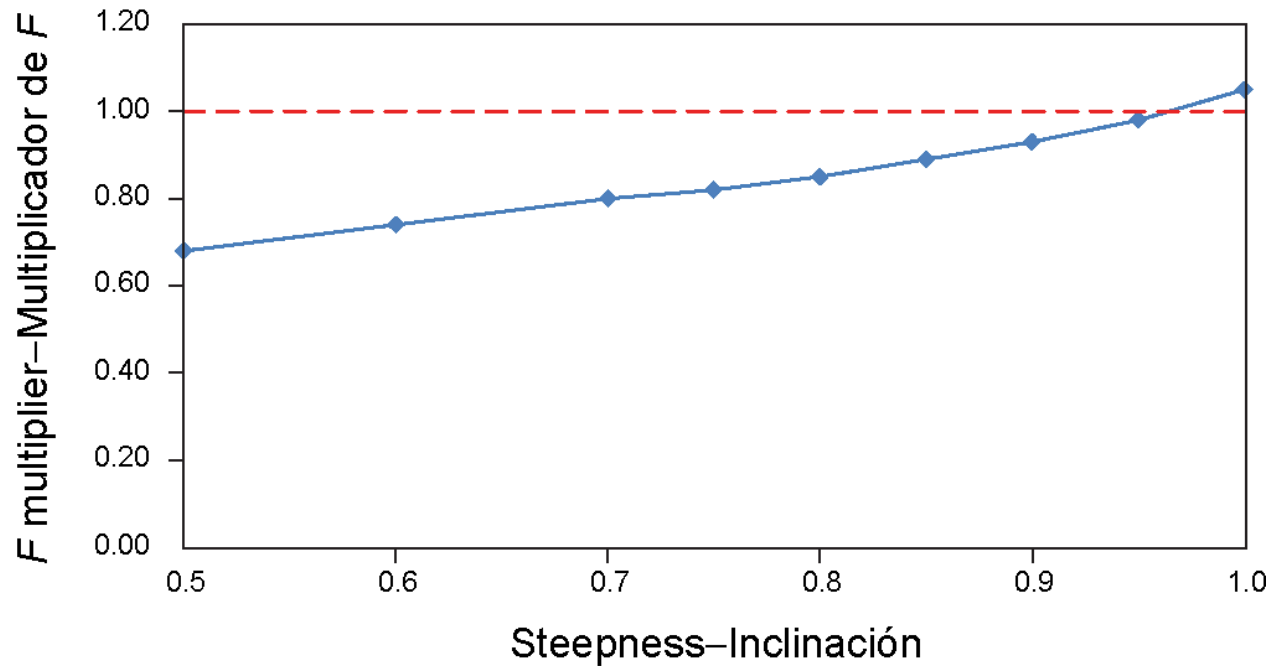


FIGURE A.6.  $F$  multiplier as a function of steepness.  
 FIGURA A.6. Multiplicador de  $F$  como función de la inclinación.

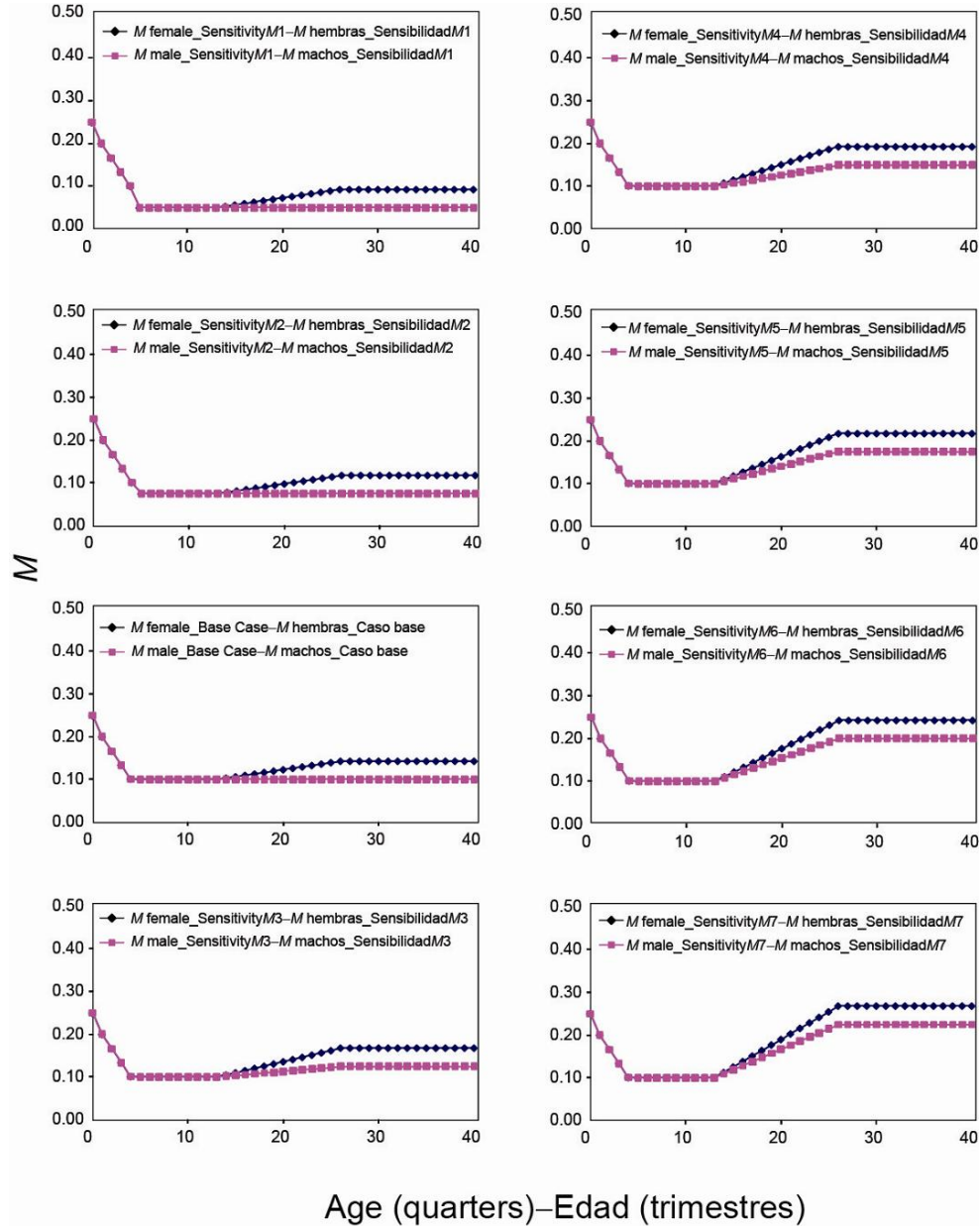
**TABLE A.1.** Estimates of the MSY and its associated quantities for bigeye tuna, for different assumptions on steepness ( $h$ ).

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

	<b>Base case– Caso base (<math>h=1</math>)</b>	<b><math>h = 0.9</math></b>	<b><math>h = 0.8</math></b>	<b><math>h = 0.75</math></b>	<b><math>h = 0.7</math></b>	<b><math>h = 0.6</math></b>	<b><math>h = 0.5</math></b>
MSY-RMS	106,706	104,468	102,782	101,994	101,199	99,483	97,415
$B_{MSY} - B_{RMS}$	418,468	547,941	679,829	754,430	838,483	1,051,330	1,375,260
$S_{MSY} - S_{RMS}$	105,969	146,270	187,294	210,470	236,561	302,550	402,818
$B_{MSY}/B_0 - B_{RMS}/B_0$	0.24	0.28	0.32	0.33	0.34	0.37	0.39
$S_{MSY}/S_0 - S_{RMS}/S_0$	0.20	0.25	0.28	0.30	0.31	0.34	0.38
$C_{recent}/MSY - C_{recent}/RMS$	0.97	0.99	1.00	1.01	1.02	1.04	1.06
$B_{recent}/B_{MSY} - B_{recent}/B_{RMS}$	1.02	0.90	0.83	0.80	0.78	0.74	0.70
$S_{recent}/S_{MSY} - S_{recent}/S_{RMS}$	1.08	0.92	0.84	0.81	0.79	0.74	0.70
$F$ multiplier- Multiplicador de $F$	1.05	0.93	0.85	0.82	0.80	0.74	0.68

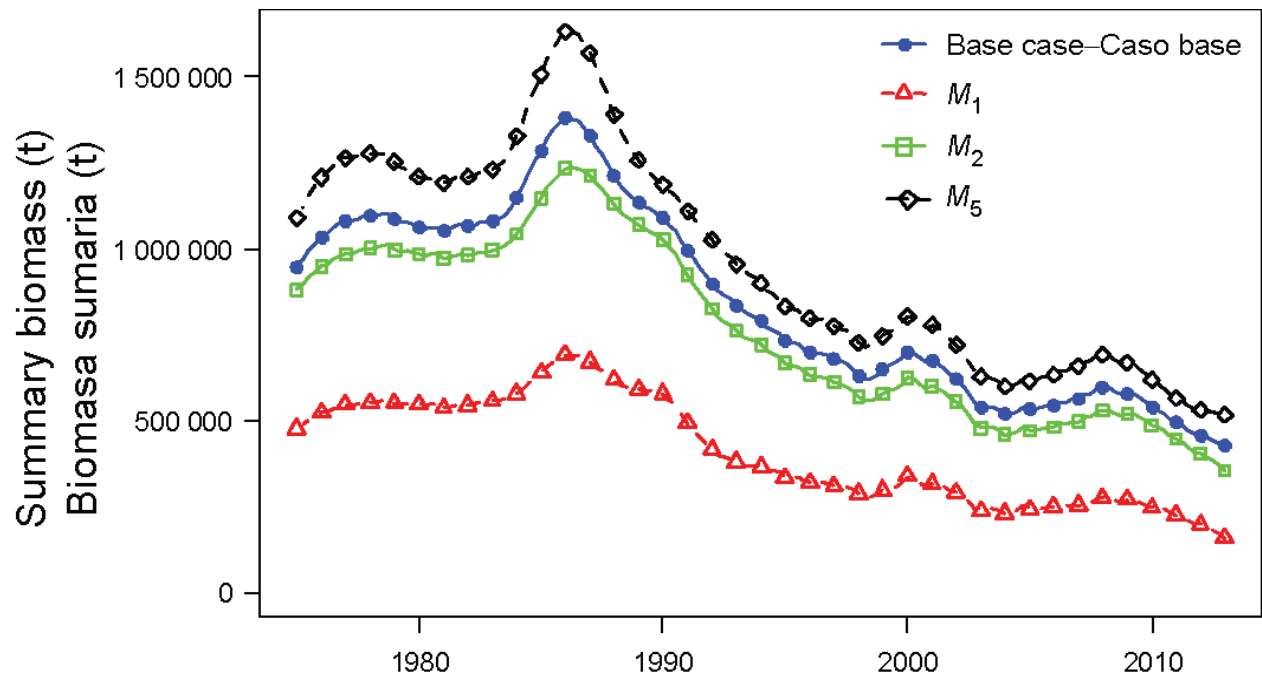


**APPENDIX B: SENSITIVITY ANALYSIS TO HIGHER RATES OF ADULT NATURAL MORTALITY**  
**ANEXO B: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD A TASAS MAYORES DE MORTALIDAD NATURAL DE ADULTOS**



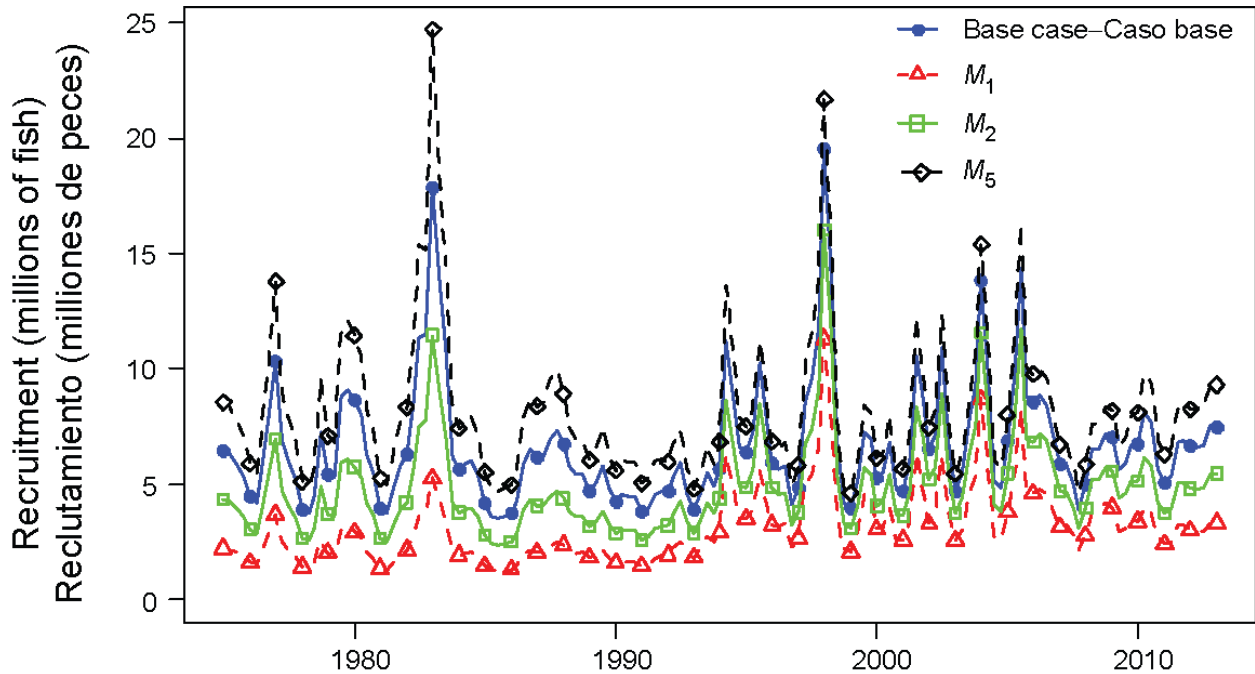
**FIGURE B.1.** Natural mortality ( $M$ ) schedules for female and male bigeye investigated in the sensitivity analysis to higher  $M$  values for adults.

**FIGURA B.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.



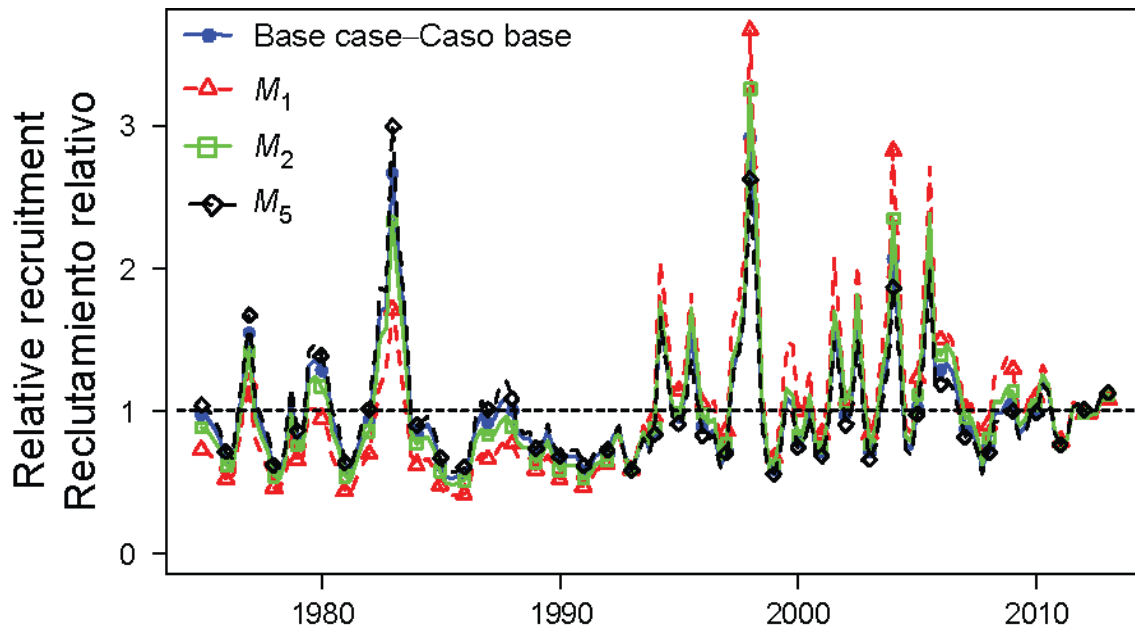
**FIGURE B.2.** Comparison of estimates of biomass of bigeye tuna 3+ quarters old (summary biomass) from the base case analysis and two sensitivity analyses assuming lower (Sensitivity  $M_1$ ) and higher (Sensitivity  $M_5$ ) rates of adult natural mortality ( $M$ ), respectively (see Figure B.1 to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

**FIGURA B.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 B.1 para comparar vectores de  $M$ ). t = toneladas métricas.



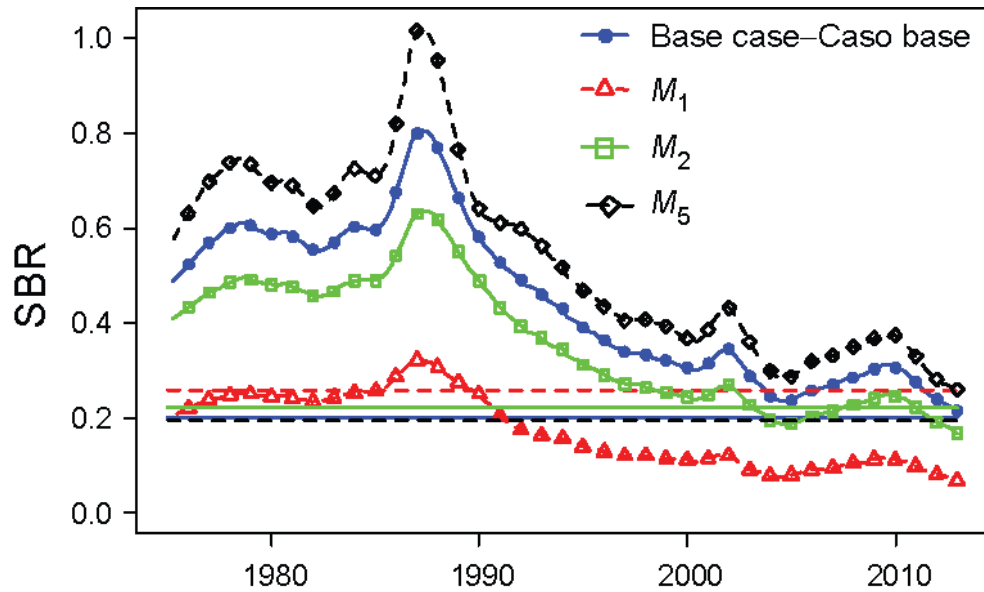
**FIGURE B.3a.** Comparison of estimates of absolute recruitment (in millions of fish) for bigeye tuna from the base case analysis and two sensitivity analyses assuming lower (Sensitivity  $M_1$ ) and higher (Sensitivity  $M_5$ ) rates of adult natural mortality ( $M$ ), respectively (see Figure B.1 to compare  $M$  schedules).

**FIGURA B.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  $M_1$ ) y mayores (Sensibilidad  $M_5$ ), respectivamente (ver Figura B.1 para comparar vectores de  $M$ ).



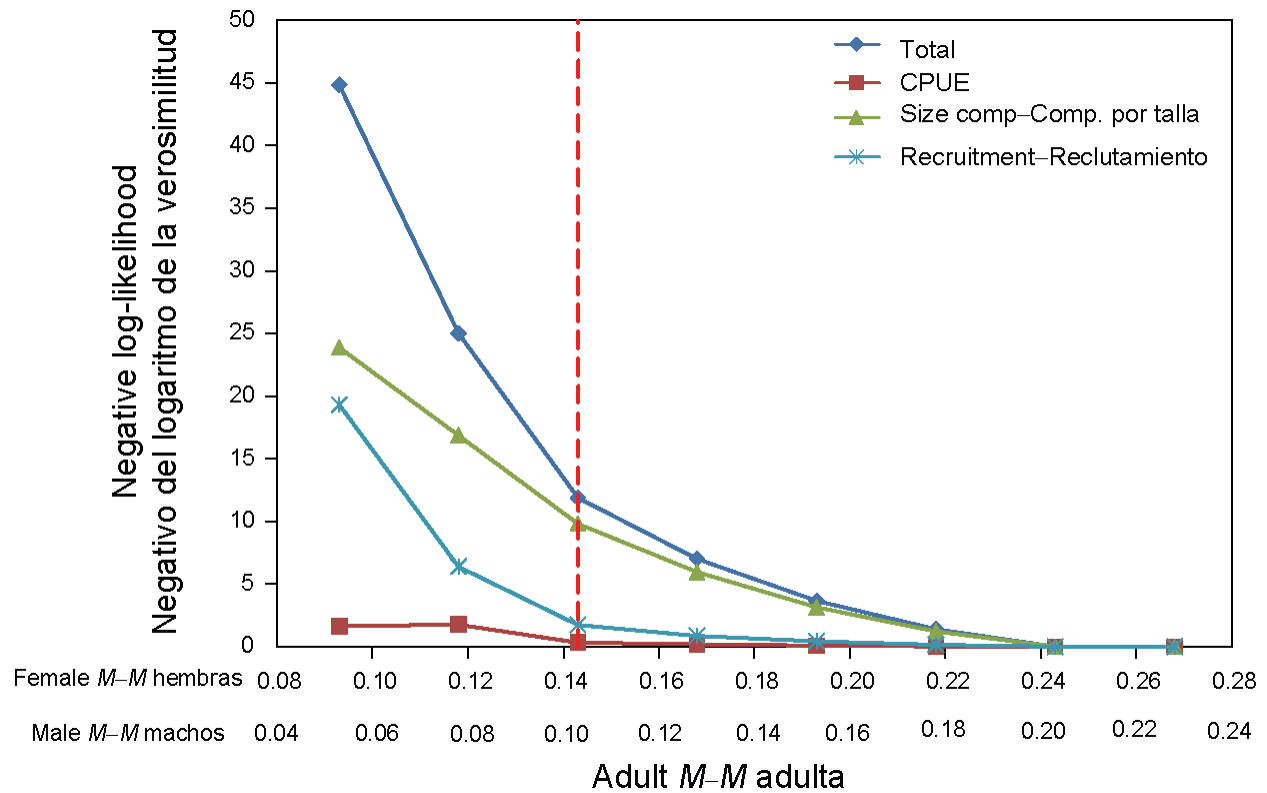
**FIGURE B.3b.** Comparison of estimates of relative recruitment for bigeye tuna from the base case analysis and from two sensitivity analyses assuming lower (Sensitivity  $M_1$ ) and higher (Sensitivity  $M_5$ ) rates of adult natural mortality ( $M$ ), respectively (see Figure B.1 to compare  $M$ 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

**FIGURA B.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 B.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).



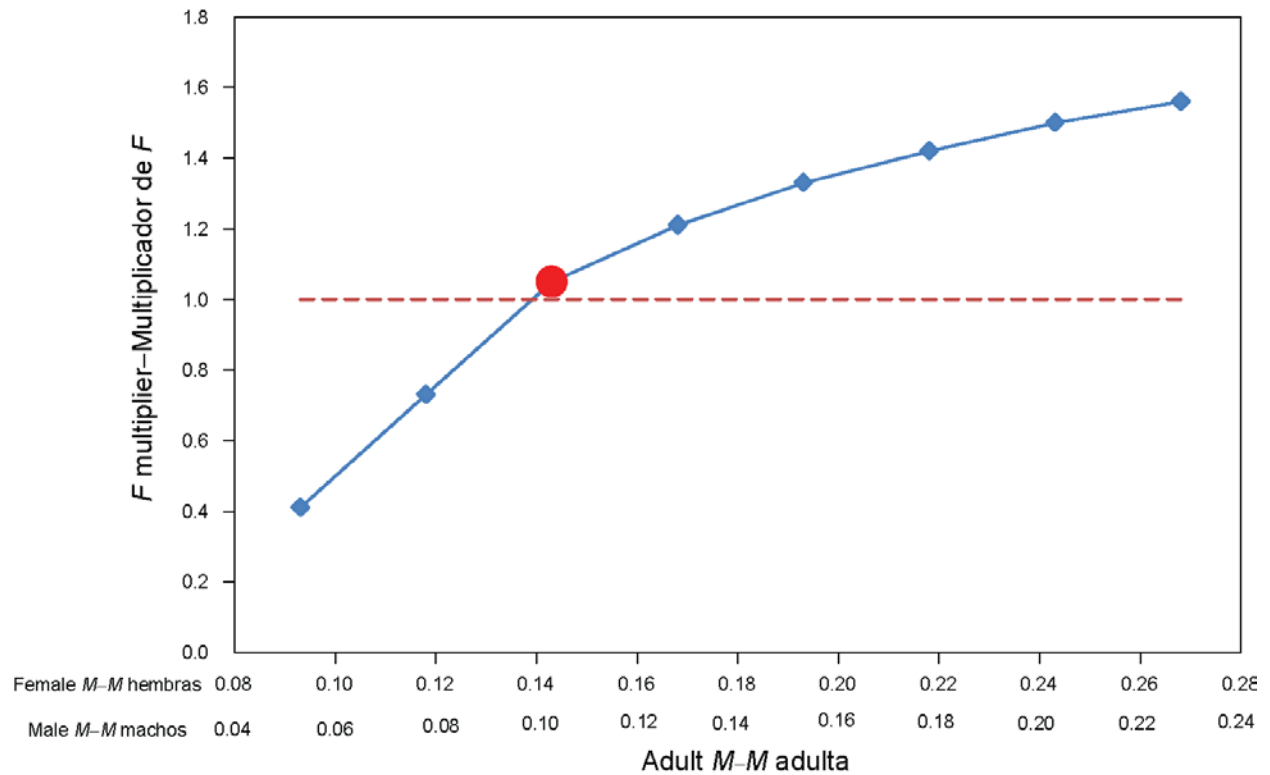
**FIGURE B.4.** Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the base case analysis and from two sensitivity analyses assuming lower (Sensitivity  $M_1$ ) and higher (Sensitivity  $M_5$ ) rates of adult natural mortality ( $M$ ), respectively (see Figure B.1 to compare  $M$  schedules). 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 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 B.1 para comparar vectores de  $M$ ). Las líneas horizontales representan los SBR asociados con el RMS bajo los dos escenarios.



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

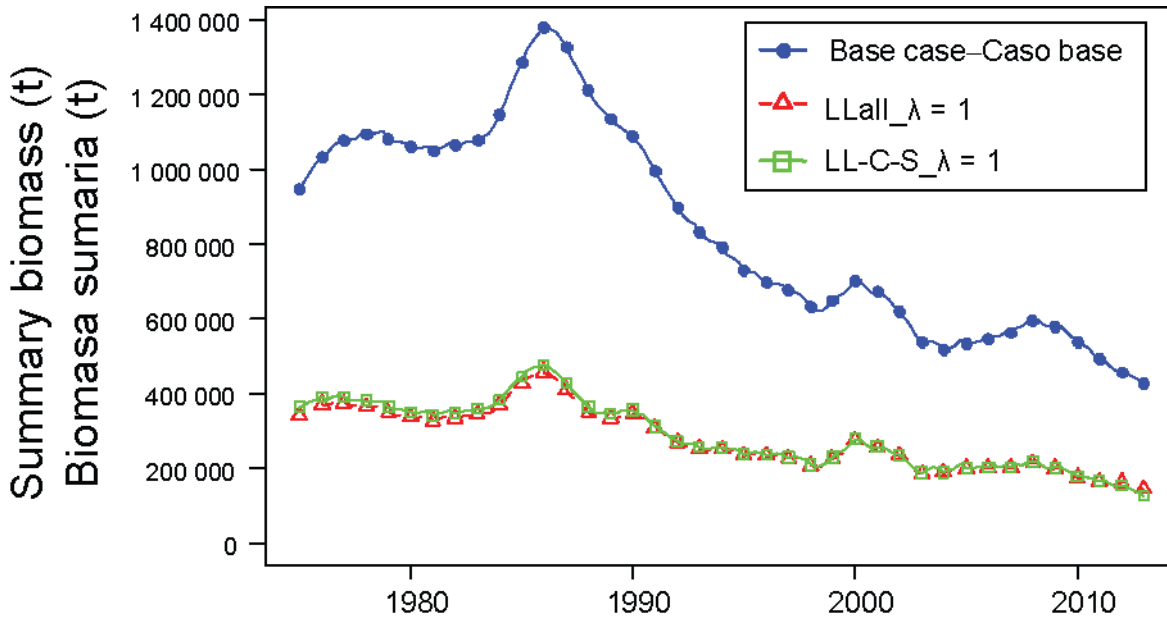
**TABLA B.1.** Estimaciones de las cantidades relacionadas con la ordenación para el atún patudo del caso base y del análisis de sensibilidad a la mortalidad natural ( $M$ ) de adultos (ver Figura B.1 para comparar vectores de  $M$ ).

	<b>M1</b>	<b>M2</b>	<b>Base case</b>	<b>M3</b>	<b>M4</b>	<b>M5</b>	<b>M6</b>	<b>M7</b>
Female M	0.09	0.12	0.14	0.17	0.19	0.22	0.24	0.27
Male M	0.05	0.08	0.10	0.13	0.15	0.18	0.20	0.23
MSY-RMS	100,282	94,542	106,706	112,840	117,782	121,804	124,890	127,458
$B_{MSY} - B_{RMS}$	561,929	487,368	418,468	419,145	416,585	413,296	410,355	407,473
$S_{MSY} - S_{RMS}$	168,599	138,347	105,969	103,381	99,086	95,869	92,700	89,789
$B_{MSY}/B_0 - B_{RMS}/B_0$	0.27	0.25	0.24	0.24	0.25	0.25	0.25	0.25
$S_{MSY}/S_0 - S_{RMS}/S_0$	0.26	0.22	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2
$C_{recent}/MSY - C_{recent}/RMS$	1.03	1.09	0.97	0.91	0.87	0.85	0.82	0.81
$B_{recent}/B_{MSY} - B_{recent}/B_{RMS}$	0.29	0.73	1.02	1.13	1.2	1.25	1.29	1.31
$S_{recent}/S_{MSY} - S_{recent}/S_{RMS}$	0.26	0.76	1.08	1.2	1.28	1.33	1.37	1.4
$F$ multiplier- Multiplicador de $F$	0.41	0.73	1.05	1.21	1.33	1.42	1.5	1.56



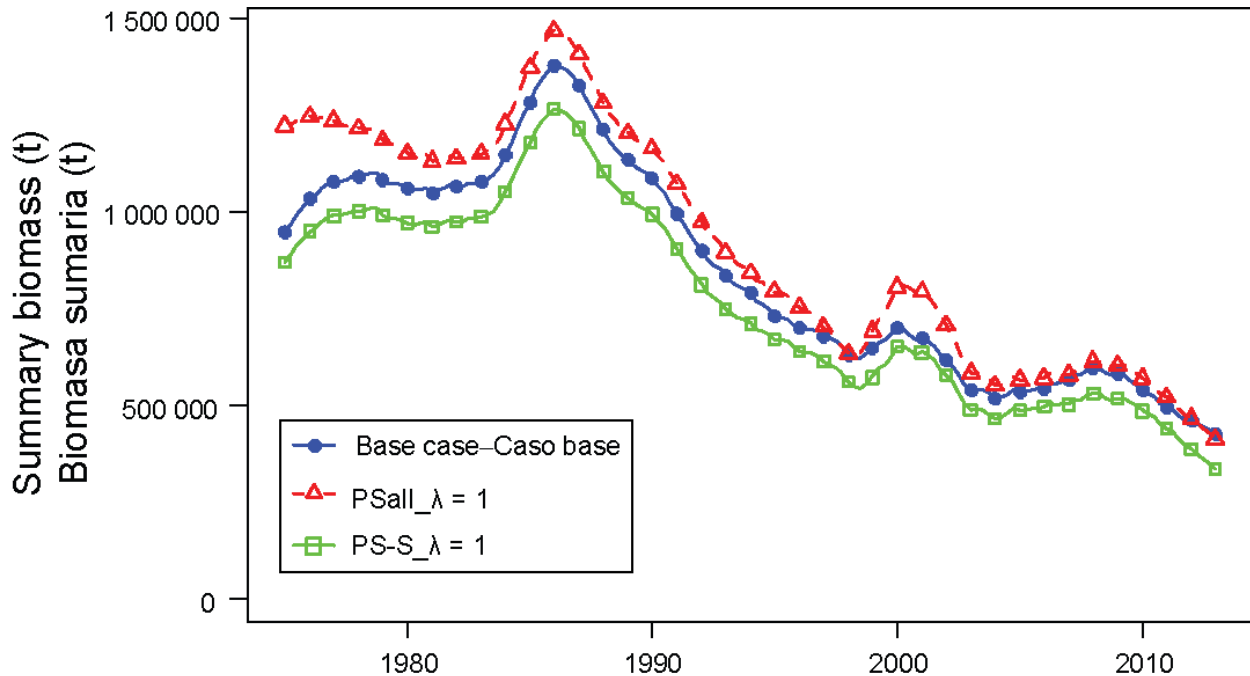
APPENDIX C: SENSITIVITY ANALYSIS TO THE WEIGHTING ASSIGNED TO THE SIZE COMPOSITION DATA

ANEXO C: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD A LA PONDERACIÓN ASIGNADA A LOS DATOS DE COMPOSICIÓN POR TALLA



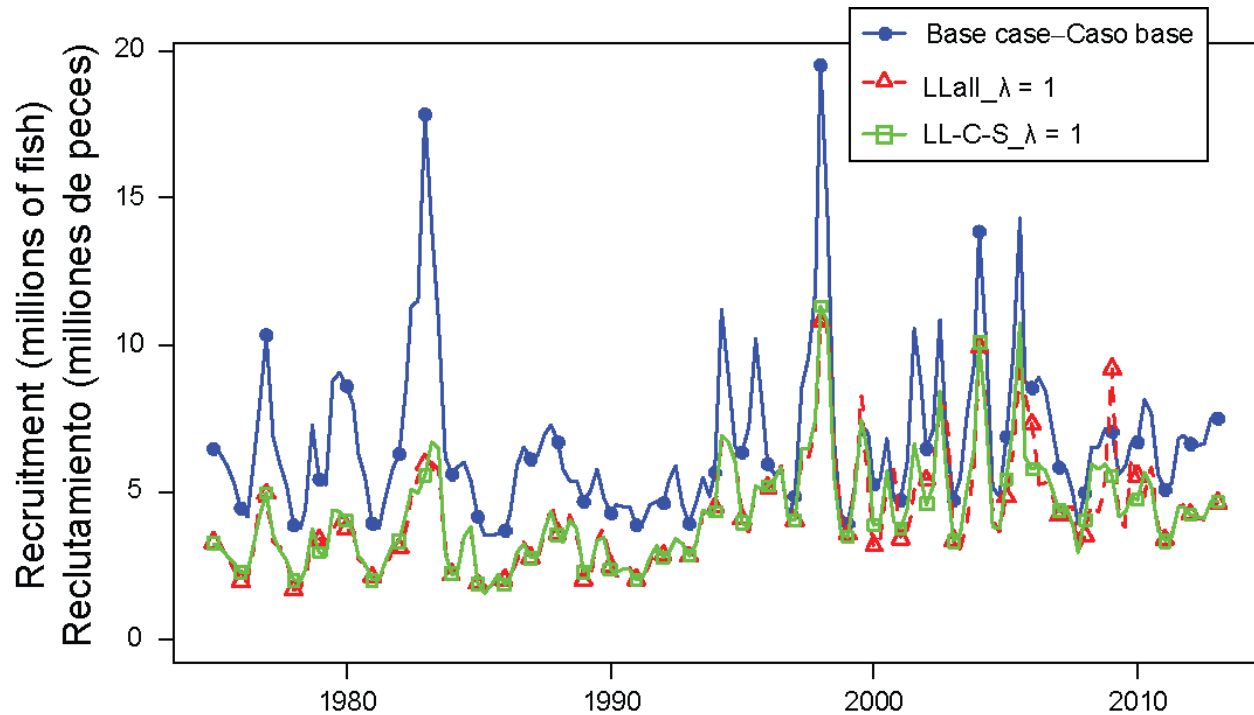
**FIGURE C.1a.** Comparison of estimates of biomass of bigeye tuna 3+ quarters old (summary biomass) from the base case analysis (blue dots; size-composition  $\lambda$  for all fisheries = 0.05) and two sensitivity analyses which up-weight ( $\lambda = 1$ ) the size-composition data of all the longline fisheries (Fisheries 12-19; green squares), or the Central and Southern longline fisheries only (Fisheries 14-17; red triangles). t = metric tons.

**FIGURA C.1a.** Comparación de las estimaciones de la biomasa de atún patudo de 3+ trimestres de edad (biomasa sumaria) del análisis de caso base (puntos azules;  $\lambda$  de composición por talla de todas las pesquerías = 0,05) y de dos análisis de sensibilidad que incrementan la ponderación ( $\lambda = 1$ ) de los datos de composición por talla de todas las pesquerías palangreras (Pesquerías 12-19, cuadros verdes), o de las pesquerías palangreras central y del sur solamente (Pesquerías 14-17; triángulos rojos). t = toneladas métricas.



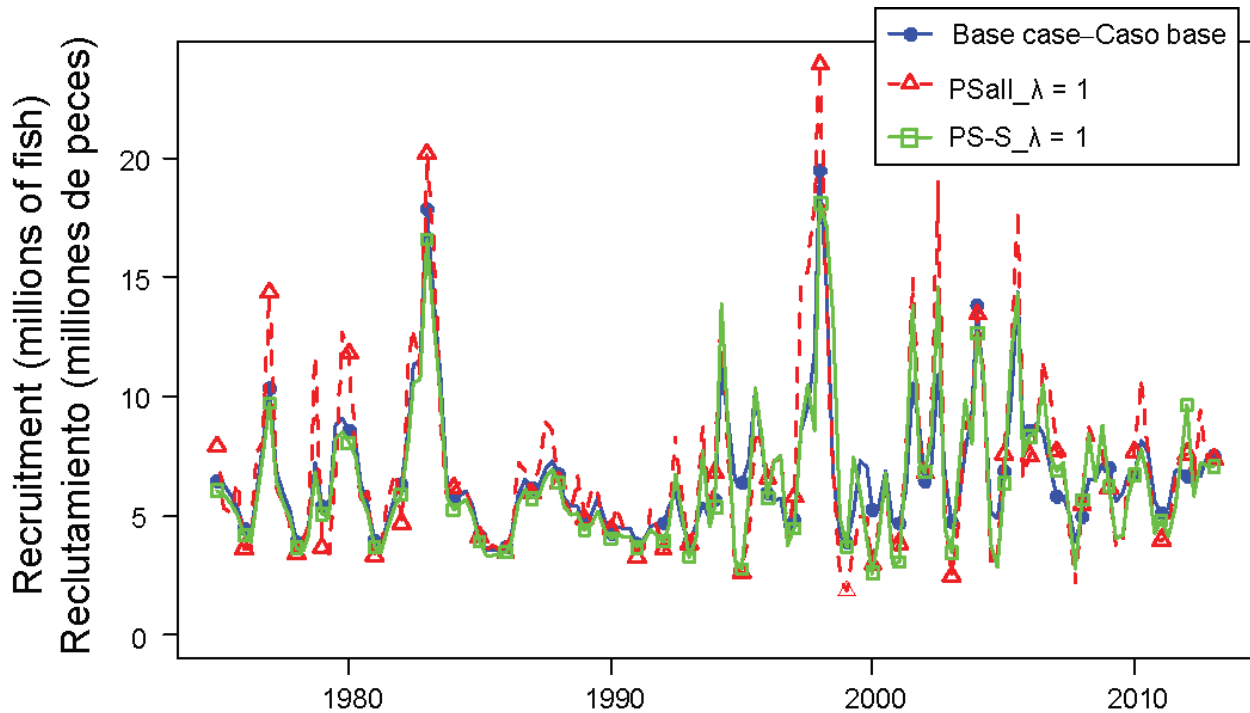
**FIGURE C.1b.** Comparison of estimates of biomass of bigeye tuna 3+ quarters old (summary biomass) from the base case analysis (blue dots; size composition  $\lambda$  for all fisheries = 0.05) and two sensitivity analyses which up-weight ( $\lambda = 1$ ) the size-composition data of all the purse-seine fisheries (Fisheries 1-11; red triangles), or the southern purse-seine fishery only (Fishery 2; green squares). t = metric tons.

**FIGURA C.1b.** Comparación de las estimaciones de la biomasa de atún patudo de 3+ trimestres de edad (biomasa sumaria) del análisis de caso base (puntos azules;  $\lambda$  de composición por talla de todas las pesquerías = 0,05) y de dos análisis de sensibilidad que incrementan la ponderación ( $\lambda = 1$ ) de los datos de composición por talla de todas las pesquerías cerqueras (Pesquerías 1-11, triángulos rojos), o de la pesquería cerquera del sur solamente (Pesquería 2; cuadros verdes). t = toneladas métricas.



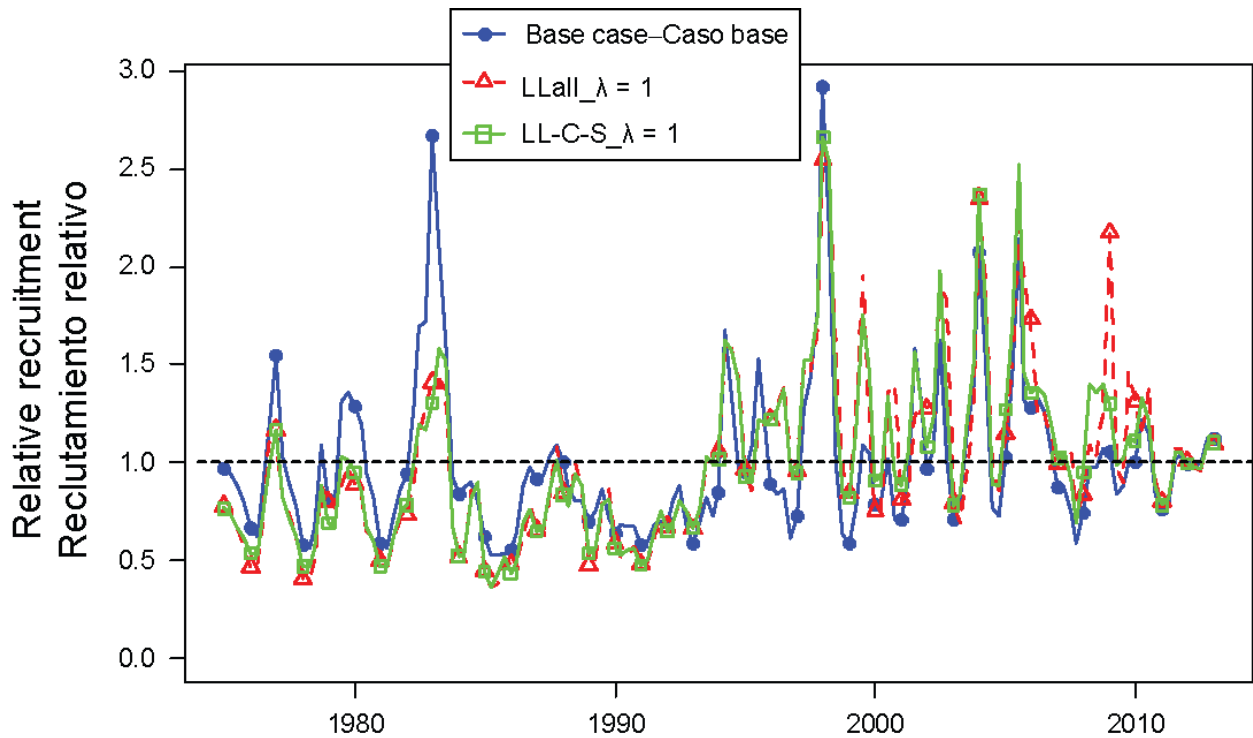
**FIGURE C.2a.** Comparison of estimates of absolute recruitment (in millions of fish) of bigeye tuna from the base case analysis (blue dots; size composition  $\lambda$  for all fisheries = 0.05) and two sensitivity analyses which up-weight ( $\lambda = 1$ ) the size-composition data of all longline fisheries (Fisheries 12-19; red triangles), or the central and southern longline fisheries only (Fisheries 14-17; green squares). t = metric tons.

**FIGURA C.2a.** Comparación de las estimaciones del reclutamiento absoluto (en millones de peces) de atún patudo del análisis de caso base (puntos azules;  $\lambda$  de composición por talla de todas las pesquerías = 0,05) y de dos análisis de sensibilidad que incrementan la ponderación ( $\lambda = 1$ ) de los datos de composición por talla de todas las pesquerías palangreras (Pesquerías 12-19, triángulos rojos), o de las pesquerías palangreras central y del sur solamente (Pesquerías 14-17; cuadros verdes). t = toneladas métricas.



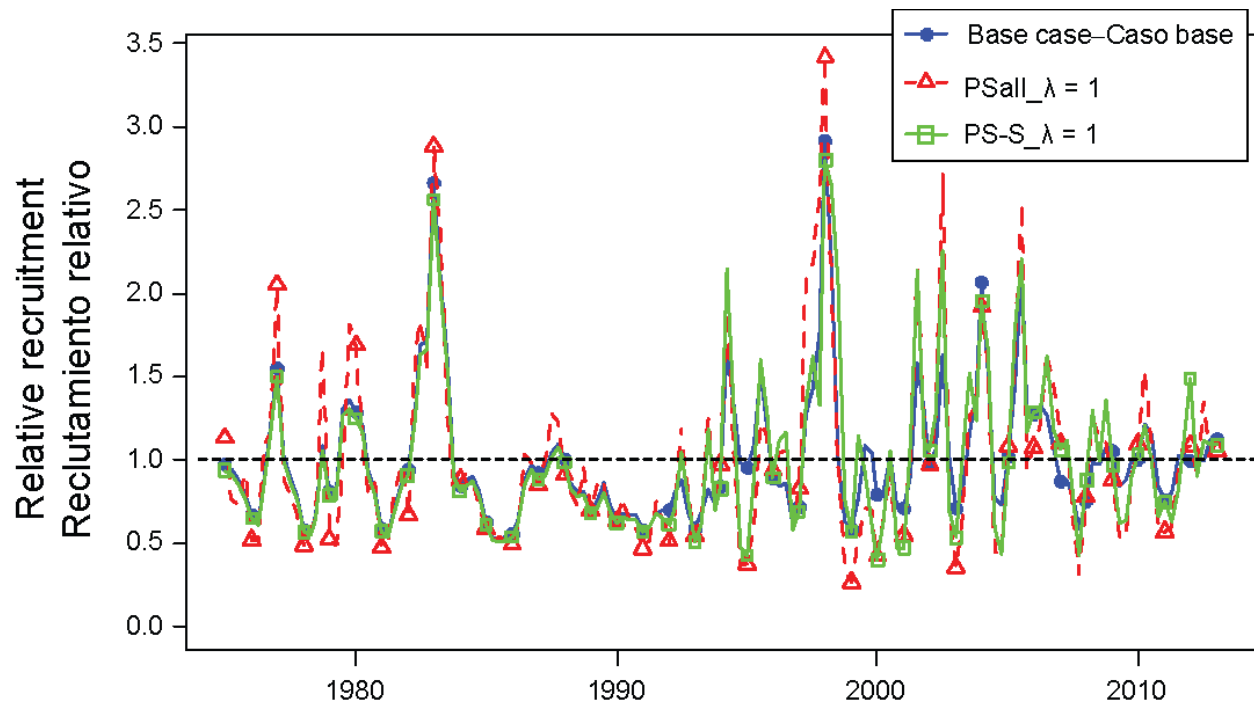
**FIGURE C.2b.** Comparison of estimates of absolute recruitment (in millions of fish) of bigeye tuna from the base case analysis (blue dots; size composition  $\lambda$  for all fisheries = 0.05) and two sensitivity analyses which up-weight ( $\lambda = 1$ ) the size-composition data of all purse-seine fisheries (Fisheries 1-11; red triangles), or the southern purse-seine fishery only (Fishery 2; green squares). t = metric tons.

**FIGURA C.2b.** Comparación de las estimaciones del reclutamiento absoluto (en millones de peces) de atún patudo del análisis de caso base (puntos azules;  $\lambda$  de composición por talla de todas las pesquerías = 0,05) y de dos análisis de sensibilidad que incrementan la ponderación ( $\lambda = 1$ ) de los datos de composición por talla de todas las pesquerías cerqueras (Pesquerías 1-11, triángulos rojos), o de la pesquería cerquera del sur solamente (Pesquería 2; cuadros verdes). t = toneladas métricas.



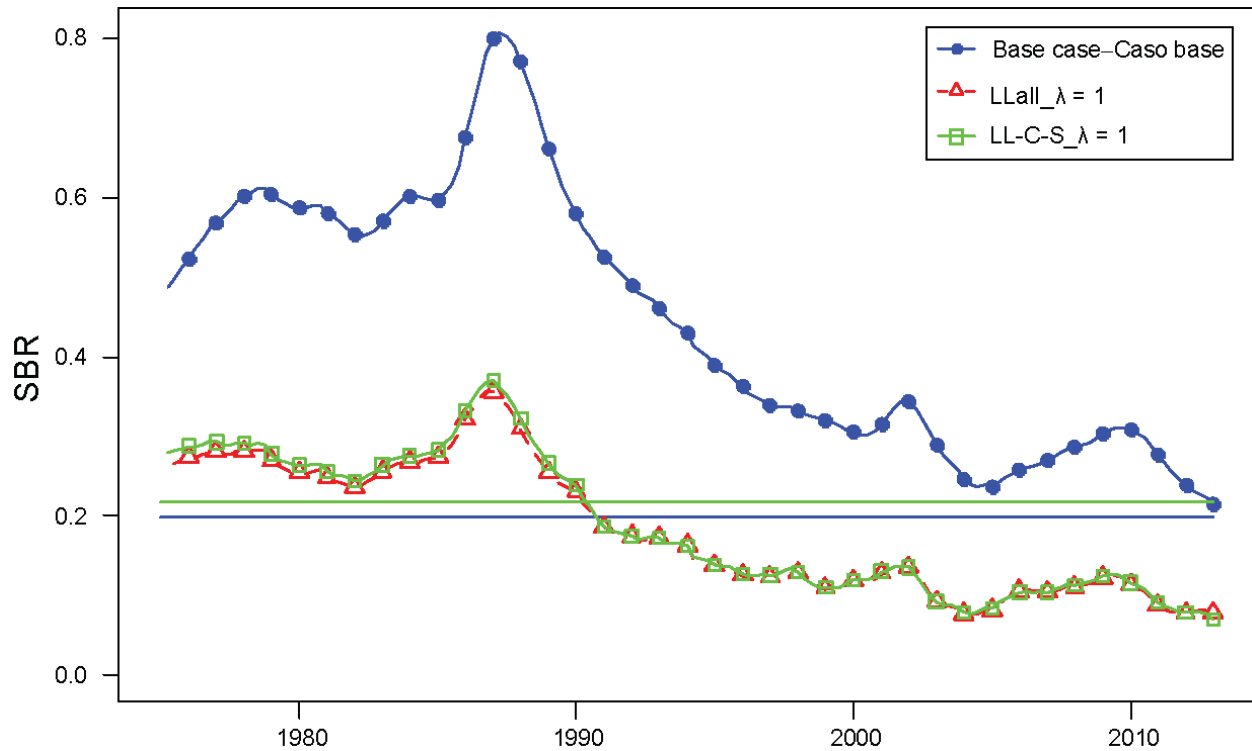
**FIGURE C.3a.** Comparison of estimates of relative recruitment of bigeye tuna from the base case analysis (blue dots; size composition  $\lambda$  for all fisheries = 0.05) and two sensitivity analyses which up-weight ( $\lambda = 1$ ) the size-composition data of all longline fisheries (Fisheries 12-19; red triangles), or the central and southern longline fisheries only (Fisheries 14-17; green squares). t = metric tons.

**FIGURA C.3a.** Comparación de las estimaciones del reclutamiento relativo de atún patudo del análisis de caso base (puntos azules;  $\lambda$  de composición por talla de todas las pesquerías = 0,05) y de dos análisis de sensibilidad que incrementan la ponderación ( $\lambda = 1$ ) de los datos de composición por talla de todas las pesquerías palangreras (Pesquerías 12-19, triángulos rojos), o de las pesquerías palangreras central y del sur solamente (Pesquerías 14-17; cuadros verdes). t = toneladas métricas.



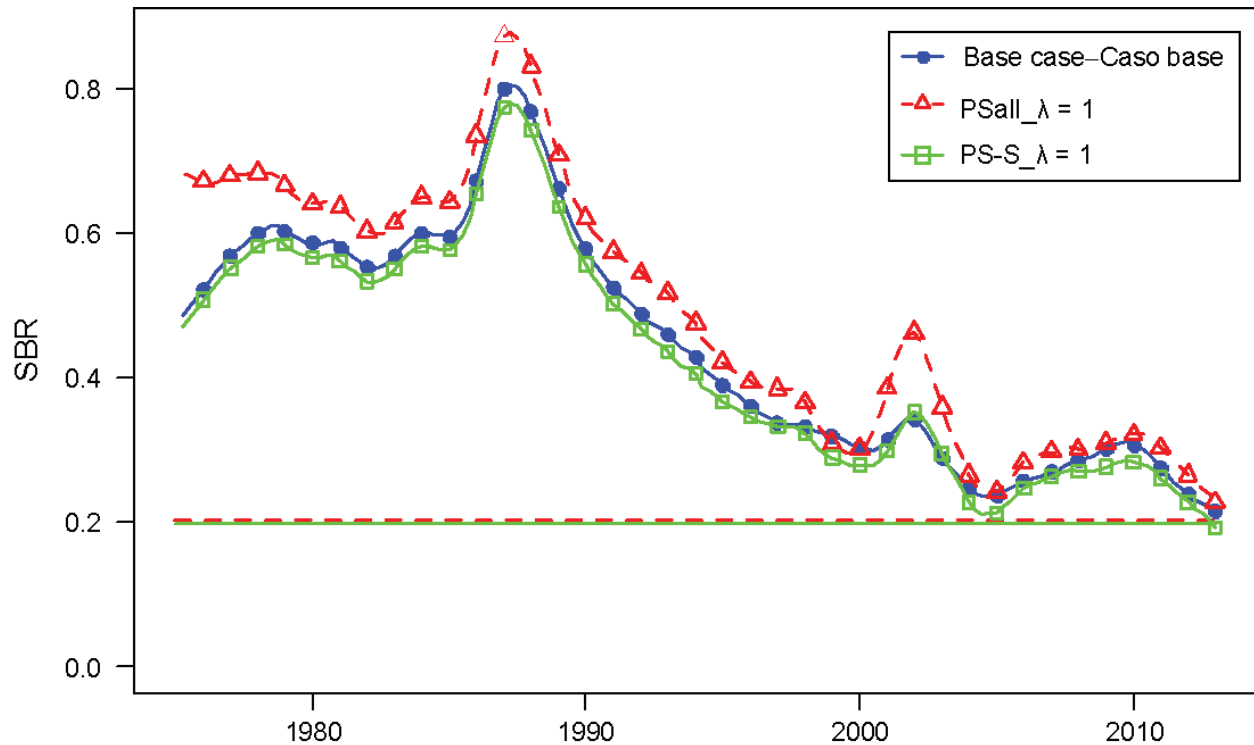
**FIGURE C.3b.** Comparison of estimates of relative recruitment of bigeye tuna from the base case analysis (blue dots; size composition  $\lambda$  for all fisheries = 0.05) and two sensitivity analyses which up-weight ( $\lambda = 1$ ) the size-composition data of all purse-seine fisheries (Fisheries 1-11; red triangles), or the southern purse-seine fishery only (Fishery 2; green squares). t = metric tons.

**FIGURA C.3b.** Comparación de las estimaciones del reclutamiento relativo de atún patudo del análisis de caso base (puntos azules;  $\lambda$  de composición por talla de todas las pesquerías = 0,05) y de dos análisis de sensibilidad que incrementan la ponderación ( $\lambda = 1$ ) de los datos de composición por talla de todas las pesquerías cerqueras (Pesquerías 1-11, triángulos rojos), o de la pesquería cerquera del sur solamente (Pesquería 2; cuadros verdes). t = toneladas métricas.



**FIGURE C.4a.** Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the base case analysis (blue dots; size composition  $\lambda$  for all fisheries = 0.05) and two sensitivity analyses which up-weight ( $\lambda = 1$ ) the size-composition data of all longline fisheries (Fisheries 12-19; red triangles), or the central and southern longline fisheries only (Fisheries 14-17; green squares). t = metric tons.

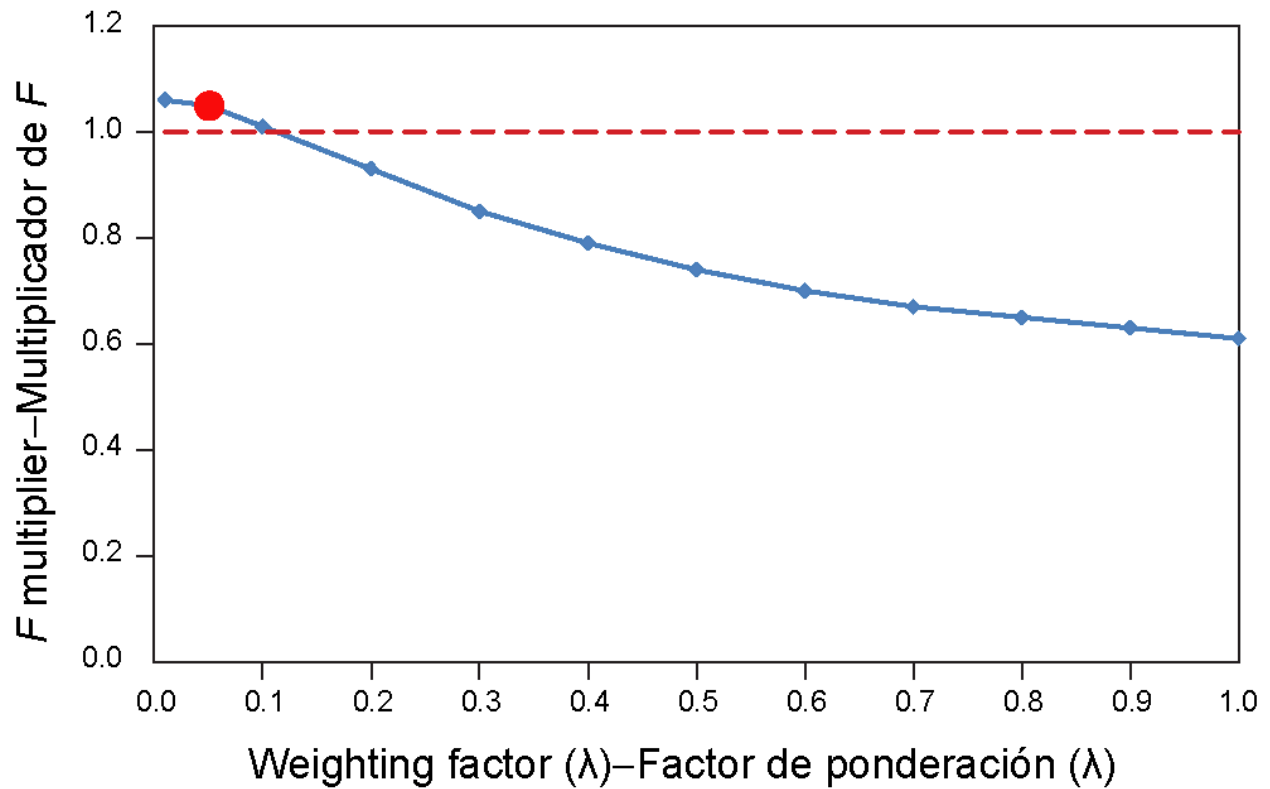
**FIGURA C.4a.** Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo del análisis de caso base (puntos azules;  $\lambda$  de composición por talla de todas las pesquerías = 0,05) y de dos análisis de sensibilidad que incrementan la ponderación ( $\lambda = 1$ ) de los datos de composición por talla de todas las pesquerías palangreras (Pesquerías 12-19, triángulos rojos), o de las pesquerías palangreras central y del sur solamente (Pesquerías 14-17; cuadros verdes). t = toneladas métricas.



**FIGURE C.4b.** Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the base case analysis (blue dots; size composition  $\lambda$  for all fisheries = 0.05) and two sensitivity analyses which up-weight ( $\lambda = 1$ ) the size-composition data of all purse-seine fisheries (Fisheries 1-11; red triangles), or the southern purse-seine fishery only (Fishery 2; green squares). t = metric tons.

**FIGURA C.4b.** Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo del análisis de caso base (puntos azules;  $\lambda$  de composición por talla de todas las pesquerías = 0,05) y de dos análisis de sensibilidad que incrementan la ponderación ( $\lambda = 1$ ) de los datos de composición por talla de todas las pesquerías cerqueras (Pesquerías 1-11, triángulos rojos), o de la pesquería cerquera del sur solamente (Pesquería 2; cuadros verdes). t = toneladas métricas.





**FIGURE C.5.** Relationship between the  $F$  multiplier and different levels ( $\lambda$ ) of weighting of the size composition data. The large dot indicates the  $\lambda$  assumed in the base case model (0.05). The horizontal dashed line indicates  $F_{MSY}$ .

**FIGURA C.5.** Relación entre el multiplicador de  $F$  y distintos niveles ( $\lambda$ ) de ponderación de los datos de composición por talla. El punto grande indica el  $\lambda$  supuesto en el modelo de caso base (0.05). La línea de trazos horizontal indica  $F_{MSY}$ .

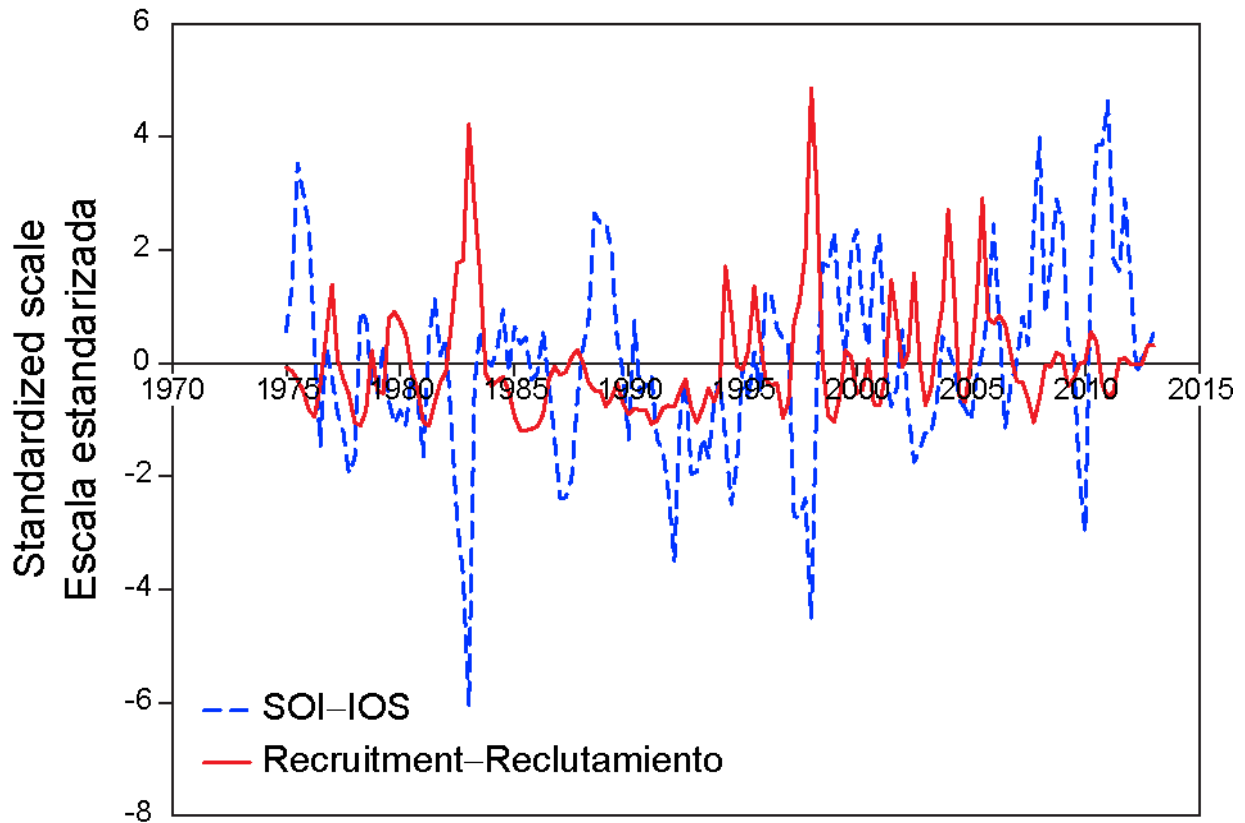
**TABLE C.1.** Estimates of management-related quantities for bigeye tuna for the base case and for sensitivity analyses to assigning different weighting factors ( $\lambda$ ) to the size-composition data for various fisheries (Table 2.1). LL: longline; PS: purse-seine.

**TABLA C.1.** Estimaciones de cantidades relacionadas con la ordenación del atún patudo del caso base y de los análisis de sensibilidad que asignan distintos factores de ponderación ( $\lambda$ ) a los datos de composición por talla de varias pesquerías (Tabla 2.1). LL: palangre; PS: red de cerco; all: todas.

	<b>Base case</b>	<b>PS-all <math>\lambda = 0.05</math></b>		<b>LL-all <math>\lambda = 0.05</math></b>	
	<b>All <math>\lambda = 0.05</math></b>	<b>LL-all <math>\lambda = 1</math></b>	<b>LL 14-17 <math>\lambda = 1</math></b>	<b>PS-all <math>\lambda = 1</math></b>	<b>LL 2 <math>\lambda = 1</math></b>
MSY-RMS	106,706	99,124	98,180	97,018	95,334
$B_{\text{MSY}} - B_{\text{RMS}}$	418,468	312,484	313,793	409,722	388,362
$S_{\text{MSY}} - S_{\text{RMS}}$	105,969	71,818	72,708	106,472	99,877
$B_{\text{MSY}}/B_0 - B_{\text{RMS}}/B_0$	0.24	0.29	0.29	0.24	0.24
$S_{\text{MSY}}/S_0 - S_{\text{RMS}}/S_0$	0.20	0.22	0.22	0.20	0.20
$C_{\text{recent}}/\text{MSY}-$					
$C_{\text{recent}}/\text{RMS}$	0.97	1.04	1.05	1.06	1.08
$B_{\text{recent}}/B_{\text{MSY}} - B_{\text{recent}}/B_{\text{RMS}}$	1.02	0.47	0.41	1.01	0.86
$S_{\text{recent}}/S_{\text{MSY}} - S_{\text{recent}}/S_{\text{RMS}}$	1.08	0.36	0.32	1.12	0.97
$F$ multiplier-					
Multiplicador de $F$	1.05	0.54	0.51	0.95	0.85

**APPENDIX D: CORRELATION WITH ENVIRONMENTAL VARIABLES**

**ANEXO D: CORRELACIÓN CON VARIABLES AMBIENTALES**



**FIGURE D.1.** Quarterly time series of bigeye standardized recruitments and the Southern Oscillation Index (SOI).

**FIGURA D.1.** 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.

	Age (quarters) - Edad (trimestres)				
	1-4	5-8	9-12	13-19	20+
1975	0.01	0.09	0.08	0.06	0.01
1976	0.01	0.05	0.11	0.09	0.01
1977	0.01	0.04	0.13	0.11	0.02
1978	0.01	0.05	0.15	0.11	0.02
1979	0.01	0.06	0.14	0.11	0.02
1980	0.01	0.05	0.15	0.12	0.02
1981	0.01	0.06	0.13	0.10	0.02
1982	0.01	0.04	0.10	0.09	0.01
1983	0.01	0.03	0.11	0.09	0.01
1984	0.01	0.03	0.10	0.08	0.01
1985	0.00	0.03	0.09	0.08	0.01
1986	0.00	0.03	0.12	0.11	0.02
1987	0.00	0.03	0.14	0.14	0.02
1988	0.00	0.03	0.13	0.13	0.02
1989	0.00	0.03	0.14	0.12	0.02
1990	0.01	0.03	0.13	0.17	0.12
1991	0.01	0.03	0.14	0.19	0.15
1992	0.01	0.03	0.13	0.16	0.12
1993	0.04	0.04	0.13	0.15	0.12
1994	0.15	0.14	0.23	0.19	0.13
1995	0.25	0.24	0.22	0.18	0.11
1996	0.37	0.29	0.24	0.16	0.10
1997	0.37	0.32	0.28	0.16	0.10
1998	0.27	0.27	0.21	0.17	0.12
1999	0.18	0.23	0.20	0.14	0.08
2000	0.33	0.40	0.30	0.17	0.10
2001	0.34	0.31	0.27	0.20	0.15
2002	0.35	0.40	0.35	0.28	0.22
2003	0.31	0.29	0.28	0.23	0.18
2004	0.33	0.33	0.28	0.20	0.14
2005	0.38	0.41	0.27	0.15	0.09
2006	0.41	0.44	0.28	0.15	0.09
2007	0.32	0.35	0.20	0.11	0.08
2008	0.35	0.42	0.28	0.12	0.05
2009	0.48	0.50	0.31	0.14	0.07
2010	0.47	0.47	0.25	0.15	0.10
2011	0.41	0.46	0.28	0.16	0.10
2012	0.49	0.48	0.33	0.17	0.16

## 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](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.
- Eveson, J. P., Laslett, G. M., and Polacheck, T. 2004. An integrated model for growth incorporating tag-recapture, length-frequency, and direct aging data. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 61: 292-306.
- 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.
- Francis, R.I.C. 2011. Data weighting in statistical fisheries stock assessment models. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 68: 1124-1138.
- 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](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.
- Laslett, G. M., Eveson, J. P., and Polacheck, T. 2002. A flexible maximum likelihood approach for fitting growth curves to tag-recapture data. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 59: 976-986.
- 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-WPBET-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 obsesus*) 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.
- Lennert-Cody, C.E. M. N. Maunder, A. Alexandre Aires-da-Silva and M. Minami. 2012. Defining population spatial units: simultaneous analysis of frequency distributions and time series. *Fisheries Research* 139: 85-92.
- 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 Deriso, R.B. (in press) A stock-recruitment model for highly fecund species based on temporal and spatial extent of spawning. *Fisheries Research*.
- 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.
- Method, 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](http://www.sefsc.noaa.gov/sedar/download/S16_AW_04.pdf?id=DOCUMENT)
- Method, R. D. 2009. User manual for Stock Synthesis. Model Version 3.04b. NOAA Fisheries.
- Method, R.D., Wetzel, C.R. 2013. Stock synthesis: providing a biological and statistical framework for fishery management forecasts across a data-poor to data-rich continuum. Fish. Res. 142: 86-99.
- 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.
- Schnute, J. 1981. A versatile growth-model with statistically stable parameters. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 38: 1128-1140.
- 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.dfompo.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.
- Zhou, J., Chen, Y., Dai, X., Harley, S.J., Hoyle, S.D., Maunder, M.N. and Aires-da-Silva, A. 2012. Implications of uncertainty in the spawner-recruitment relationship for fisheries management: An illustration using bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean. Fisheries Research 119-120: 89-93.