

COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL

COMITÉ CIENTÍFICO ASESOR

PRIMERA REUNIÓN

La Jolla, California (EE.UU.)

31 de agosto - 3 de septiembre de 2010

DOCUMENTO SAC-01-08a

CONDICIÓN DEL ATÚN PATUDO EN EL OCÉANO PACÍFICO

ORIENTAL EN 2009 Y PERSPECTIVAS PARA EL FUTURO

Alexandre Aires-da-Silva y Mark N. Maunder

ÍNDICE

1. Resumen.....	1
2. Datos .....	4
3. Supuestos y parámetros.....	8
4. Evaluación de la población.....	12
5. Condición de la población.....	21
6. Efectos simulados de operaciones de pesca futuras .....	25
7. Direcciones futuras.....	27
Figuras .....	28
Tablas .....	80
Anexos.....	87
Referencias .....	112

**1. RESUMEN**

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

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

que las curvas de selectividad por tamaño de las pesquerías de palangre antes de 1990 tienen forma de domo, en lugar de ser asintóticas, como en las evaluaciones previas. Se supuso también curvas de selectividad de tamaño en forma de domo para dos de las cuatro pesquerías de palangre durante el período tardío (después de 1990).

La evaluación de la población requiere una cantidad sustancial de información. Se analizaron datos de capturas retenidas, descartes, captura por unidad de esfuerzo (CPUE), y datos de talla por edad y composición por tamaño de las capturas de varias pesquerías distintas. Se hicieron también varios supuestos sobre procesos tales como crecimiento, reclutamiento, desplazamiento, mortalidad natural, y mortalidad por pesca. Se actualizaron los datos de captura y CPUE de las pesquerías de superficie para incluir datos nuevos de 2009. Se dispone de datos nuevos o actualizados de la captura palangrera de Taipei Chino (2006-2009), China (2008), Polinesia Francesa (2008), Japón (2006-2009), Corea (2008) y Estados Unidos (2007-2008). Se dispone de nuevos datos de frecuencia de talla de la pesquería de cerco para 2009. Se dispone de datos nuevos o actualizados de frecuencia de talla para la flota de palangre japonesa (2006-2008). Se realizaron análisis para evaluar la sensibilidad a: (1) una relación población-reclutamiento con diferentes valores estimados para el parámetro de inclinación; 2) suponer valores diferentes para el tamaño promedio de los peces más viejos en la curva de crecimiento de Richards; 3) suponer tasas menores y mayores de mortalidad natural ( $M$ ) de patudo adulto; y 4) usar datos solamente del período tardío de la pesquería (1995-2009), que mejor refleja la mezcla actual de pesquerías atuneras que operan en el OPO.

Han ocurrido cambios importantes en la cantidad de mortalidad por pesca causada por las pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. En promedio, desde 1993 la mortalidad por pesca de patudo de menos de unos 15 trimestres de edad ha aumentado sustancialmente, y la de los de más de unos 15 trimestres de edad ha aumentado en un grado mucho menor. El aumento de la mortalidad por pesca de los peces más jóvenes fue causado por la expansión de las pesquerías que capturan atún en asociación con objetos flotantes. La mortalidad por pesca de los peces de más de 20 trimestres de edad también ha aumentado de forma importante desde principios de los años 1990, a medida que patudos grandes se volvieron vulnerables a las pesquerías de palangre.

Dentro de la gama de 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.

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

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

cinco últimos años. Esta tendencia creciente podría ser parcialmente atribuida a las resoluciones de conservación de atún de la CIAT durante 2004-2009, reclutamientos superiores al promedio, y una reducción del esfuerzo de pesca con palangre en el OPO en los últimos años.

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

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

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

Se estima que las capturas recientes han sido un 17% mayores que aquéllas correspondientes a los niveles de RMS. Si la mortalidad por pesca ( $F$ ) es proporcional al esfuerzo de pesca, y se mantienen los patrones actuales de selectividad por edad, el nivel de esfuerzo de pesca correspondiente al RMS es aproximadamente un 13% mayor que el nivel de esfuerzo actual (2007-2009). El RMS de patudo en el OPO podría ser maximizado si el patrón de selectividad por edad fuese similar a aquél de las pesquerías de palangre, porque capturan peces más grandes de un peso cercano al crítico. Antes de la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes que comenzó en 1993, el RMS fue mayor que el RMS actual, y la mortalidad por pesca fue inferior a  $F_{RMS}$ .

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

Se predice que los picos recientes en el reclutamiento continúan la reciente tendencia creciente del SBR observada desde 2004, pero se espera que los altos niveles de mortalidad por pesca reduzcan, y luego estabilicen, el SBR bajo condiciones de reclutamiento promedio. Con los niveles actuales de esfuerzo, es probable que la población siga por encima del nivel correspondiente al RMS. Estas simulaciones se basan en el supuesto que los patrones de selectividad y capturabilidad no cambiarán en el futuro. Cambios en las prácticas con respecto a los objetivos de la pesca, o una mayor capturabilidad de patudo a medida que disminuye la abundancia (por ejemplo, capturabilidad dependiente de la densidad) podrían resultar en diferencias de los resultados aquí predichos.

## Resultados clave

1. Los resultados de esta evaluación indican una tendencia reciente de recuperación del atún patudo en el OPO (2005-2009), subsiguiente a las resoluciones de conservación de atún de la CIAT iniciadas en 2004;
2. Existe incertidumbre con respecto a los niveles de reclutamiento y biomasa recientes y futuros;
3. Se estima que las tasas recientes de mortalidad por pesca están por debajo del nivel correspondiente al RMS, y que los niveles recientes de la biomasa reproductora están por encima de dicho nivel. No obstante, estas interpretaciones son inciertas, y altamente sensibles a los supuestos correspondientes al parámetro de inclinación de la relación población-reclutamiento, el tamaño medio de los peces más viejos, los niveles supuestos de mortalidad natural del patudo adulto, y el período histórico de la explotación de patudo usado en la evaluación. Los resultados son más pesimistas si se supone una relación población-reclutamiento, un valor mayor para el tamaño medio de los peces viejos, y niveles más bajos de mortalidad natural del patudo adulto, y si se incluye solamente el período tardío de la pesquería (1995-2009) en la evaluación
4. Los resultados son más optimistas si se supone un valor más bajo para el tamaño medio de los peces viejos, y si se suponen niveles de mortalidad natural más altos para el patudo adulto;

## 2. DATOS

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

### 2.1. Definiciones de las pesquerías

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

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

En general, se definen las pesquerías de tal forma que, con el tiempo, ocurren pocos cambios en la composición por tamaño media de la captura. Se estratifican además las definiciones de las pesquerías

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

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

## 2.2. Captura

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

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

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

Se dispone de datos de captura actualizados o nuevos de las pesquerías de palangre (Pesquerías 12-23) de China (2008), Corea (2008), Estados Unidos (2007-2008), Japón (2006-2009), Polinesia Francesa (2008), y Taipei Chino (2006-2009). Se dispone de datos de captura de 2009 para China, Corea, Estados Unidos, Polinesia Francesa, y Vanuatu de las estadísticas de los informes mensuales. En el recuadro superior de la Figura 2.2 se ilustran las tendencias en la captura de patudo por cada pesquería del OPO durante cada año del período de 1975-2009. Se indican también las tendencias anuales de la captura correspondientes a la flota de superficie combinada (Pesquerías 1-11) y la flota de palangre (Pesquerías 12-23) (recuadro inferior de la Figura 2.2). Hubo una variación anual sustancial en las capturas de patudo de todas las

pesquerías que operan en el OPO (Figura 2.2, recuadro superior). Antes de 1996, aproximadamente, la flota de palangre (Pesquerías 12-23) extrajo más patudo (en peso) del OPO que la flota de superficie (Pesquerías 1-11) (Figura 2.2, recuadro inferior), pero desde 1996 las capturas de la flota de superficie han sido generalmente mayores que las de la flota de palangre. Cabe destacar que la evaluación presentada en este informe usa datos correspondientes al período desde el 1 de enero de 1975, y que antes de esa fecha ya se estaba extrayendo cantidades sustanciales de patudo del OPO.

### **2.2.1. Descartes**

Para los propósitos de la evaluación de poblaciones, se supone que los buques de cerco descartan patudo de sus capturas por uno de dos motivos: ineficacias en el proceso de pesca (por ejemplo, si la captura de un lance no cabe en las bodegas disponibles del buque), o porque los pescadores seleccionan solamente el pescado de más de un cierto tamaño. En ambos casos, se estima la cantidad de patudo descartado con información reunida por observadores de los programas de la CIAT o nacionales, aplicando métodos descritos por Maunder y Watters (2003). Sin considerar el motivo por el descarte, se supone que muere todo el pescado descartado.

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

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

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

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

### **2.3. Índices de abundancia**

Se derivaron índices de abundancia de los datos de captura y esfuerzo de cerco y de palangre. Se actualizaron los datos de esfuerzo de pesca de las pesquerías de superficie (Pesquerías 1-7), y se incluyeron datos nuevos de 2009. Se dispone de datos nuevos o actualizados de captura y esfuerzo de las pesquerías palangreras japonesas (2006-2009). En la Figura 2.4 se ilustran las tendencias en la cantidad de esfuerzo de pesca ejercido por las pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún

patudo en el OPO. Mientras que el esfuerzo de pesca cerquero (en días de pesca) ha mostrado una tendencia creciente durante la década actual (Pesquerías 2, 3 y 5), el esfuerzo de pesca de palangre ha disminuido paulatinamente (pesquerías de palangre tardías 13, 15, 17, y 19).

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

Se obtuvieron estimaciones de la CPUE estandarizada (1975-2009) para las ocho pesquerías de palangre (tempranas y tardías) (Pesquerías 12-19). Se usó un modelo lineal general delta logarítmico normal, en el cual las variables explicativas fueron latitud, longitud, y anzuelos por canasta (Hoyle y Maunder 2006).

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

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

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

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

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

Antes de 1990, los lances sobre atunes no asociados capturaban principalmente patudo mediano (Figura 2.6b, Pesquería 6), pero desde entonces han capturado más patudo pequeño y grande (de más de 125 cm) (Figura 2.6c, Pesquería 7). Las capturas de las pesquerías de palangre (Pesquerías 12-19) son de composición por tamaño marcadamente diferente. En la zona al norte de 10°N (pesquerías de palangre del norte 12 y 13), los palangreros capturan principalmente pescado mediano, y la composición por tamaño media muestra dos picos notorios (las bandas en 80 cm y 120 cm en la Figura 2.6c); en las zonas central y del sur de las pesquerías de palangre (Pesquerías 14-15 y 16-17, respectivamente), capturan cantidades sustanciales de patudos medianos y grandes, pero la composición de tamaños tiene una sola moda (Figuras 2.6d y 2.6e), pero parece haber ocurrido una transición de peces medianos a peces de más de 150

cm a fines de los años 1980. Parece también ocurrir un cambio a peces más grandes capturados por buques de palangre en la zona costera (Pesquerías 18 y 19) a fines de los años 1980, pero estos peces no son tan grandes como aquéllos capturados en las zonas central y sur en el período tardío (Pesquerías 15 y 17). A fin de modelar mejor estos cambios observados en los datos de composición por talla del patudo capturado con palangre, y para tratar el patrón de residuales asociado (ver Sección 4.3.1), la presente evaluación considera dos bloques de tiempo con capturabilidad y/o selectividad distintas para todas las pesquerías de palangre (ver Sección 2.1).

## **2.5. Datos de talla por edad**

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

## **3. SUPUESTOS Y PARÁMETROS**

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

#### **3.1.1. Crecimiento**

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

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

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

Los estudios de crecimiento y evaluaciones de poblaciones de especies de atunes previos (por ejemplo, Harley y Maunder 2005; Maunder 2002a) indican que el mejor ajuste del crecimiento rápido y casi lineal de los atunes juveniles es por un modelo de crecimiento de Richards. En dos evaluaciones tempranas de

la población de patudo (Aires-da-Silva y Maunder 2007, 2009), se usó una curva de crecimiento de von Bertalanffy para predecir la talla por edad promedio. Esto se debió principalmente a que no se contaba todavía con una función de Richards en *Stock Synthesis* (versión 2; Methot 2005). En la evaluación más reciente del patudo (Aires-da-Silva y Maunder 2010a), se realizó un análisis de sensibilidad usando el modelo de crecimiento de Richards. Se lograron mejoras sustanciales del ajuste del modelo a los datos, particularmente a los datos de talla por edad (lecturas de otolitos) y composición de tallas.

Siguiendo las recomendaciones de la [revisión externa](#) de la evaluación del patudo por el personal de la CIAT, celebrada en mayo de 2010, en la evaluación actual se pasa del modelo tradicional de von Bertalanffy a un modelo de Richards más flexible. Análisis de sensibilidad previos señalaron que los resultados de la evaluación del patudo son altamente sensibles al valor supuesto del tamaño promedio de los peces más viejos, el parámetro  $L_2$  en el modelo de crecimiento (Hampton y Maunder 2005; Aires-da-Silva y Maunder 2007; Aires da Silva y Maunder 2010c). La selección de  $L_2$  para el patudo es algo arbitraria, y el parámetro ha sido generalmente fijado alrededor del tamaño de los peces más grandes en los datos. Al igual que en evaluaciones previas, y siguiendo la recomendación de la [revisión externa](#), en la presente evaluación del patudo se pre-especifica  $L_2$  en lugar de estimarlo; se fija en 185,5 cm, valor que es aproximadamente el tamaño promedio de los peces más grandes en los datos. Se realizó un análisis de sensibilidad para investigar el efecto sobre los resultados de la evaluación de suponer distintos valores de  $L_2$ , y se computó también un perfil de probabilidad de este parámetro (Anexo B).

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

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

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

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

### 3.1.2. Mortalidad natural

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

Se retiene la observación previa que distintos niveles de mortalidad natural ejercieron un efecto grande sobre el tamaño absoluto de la población y el tamaño de la población en relación con aquél correspondiente al rendimiento máximo sostenible (RMS; ver definición en la Sección 5) (Watters y

Maunder 2001). Harley y Maunder (2005) realizaron un análisis de sensibilidad para evaluar el efecto de incrementar la mortalidad natural del patudo de menos de 10 trimestres de edad. Además, se evaluó el efecto sobre la evaluación de la población de patudo de suponer varios escenarios alternativos de tasas de mortalidad natural de juveniles (Documento [SARM-9-INF-B](#)<sup>1</sup>). Las cantidades de ordenación mostraron poca sensibilidad cuando se supusieron niveles mayores de  $M$  para los peces de 0-5 trimestres de edad. Por contraste, las cantidades de ordenación mostraron una mayor sensibilidad al supuesto acerca de la mayor edad temprana (5-12 trimestres) incluida en los altos niveles de  $M$ . No obstante, los altos niveles de  $M$  supuestos para el patudo de 5-12 trimestres de edad (60-120 cm) parecen poco realistas. El presente informe incluye un análisis de sensibilidad al supuesto de tasas mayores de mortalidad natural para el patudo adulto (Anexo C).

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

### 3.1.3. Reclutamiento y reproducción

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

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

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

---

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

### 3.1.4. Desplazamientos

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

### 3.1.5. Estructura de la población

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

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

## 3.2. Influencias ambientales

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

existía una relación negativa significativa, pero que explicaba solamente una pequeña proporción de la variabilidad total del reclutamiento.

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

En general, los análisis en los que no se incluyeron índices ambientales produjeron estimaciones del reclutamiento similares a aquéllas que usan la velocidad zonal (Harley y Maunder 2004). Esto sugiere que hay información suficiente en los datos de frecuencia de talla para estimar la fuerza de la mayoría de las clases anuales históricas, pero el índice podría ser útil para reducir la incertidumbre en las estimaciones de la fuerza de las cohortes más recientes, para las que se dispone de pocas muestras de composición por tamaño. Un análisis de sensibilidad previo del efecto de incluir el índice ambiental señaló que el índice no fue estadísticamente significativo (Maunder y Hoyle 2006), o explicó tan sólo una pequeña proporción de la variación total en el reclutamiento (Maunder y Hoyle 2007). No obstante, el patrón de reclutamiento de “dos escalones” del patudo en el OPO (Sección 4.1.2), que consiste en un período de reclutamientos más bajos (1975-1993) seguido por un período de reclutamientos relativamente grandes (1994-2009), podría estar impidiendo una correlación significativa. Podría ser preferible investigar correlaciones ambientales para el período tardío solamente. En el Anexo B, se comparan las series de tiempo de reclutamientos trimestrales estimados de patudo de solamente el período tardío de la pesquería (1995-2009) con el Índice de Oscilación del Sur (IOS; Philander 1990) (ver Anexo D). Una evaluación de la estructura espacial en la evaluación del patudo señala que tendencias similares del reclutamiento en distintas regiones del OPO podrían ser impulsadas por un efecto ambiental a gran escala similar (por ejemplo, eventos de El Niño/La Niña) ([Aires-da-Silva y Maunder 2010b](#))

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

#### **4. EVALUACIÓN DE LA POBLACIÓN**

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

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

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

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

1. Talla media por edad y variabilidad de la talla por edad. Tal como se propuso en la evaluación previa del patudo como modificación futura ([Aires-da-Silva y Maunder 2010a](#)), y siguiendo una recomendación de la revisión externa, se adoptó una curva de crecimiento de Richards más flexible como alternativa a la función de crecimiento de von Bertalanffy usada en evaluaciones previas. Además, fueron estimados, en lugar de fijos, los parámetros de un modelo lineal que relaciona las desviaciones estándar en la talla por edad con las tallas medias por edad.
2. Reclutamiento en cada trimestre desde el primer trimestre de 1975 hasta el cuarto trimestre de 2009 (incluye estimación del reclutamiento virgen (o promedio) y anomalías temporales del reclutamiento);
3. Coeficientes de capturabilidad de las once series de tiempo de CPUE usadas como índices de abundancia (pesquerías sobre objetos flotantes 2, 3, y 5, pesquerías de palangre 12-19). Se suponen dos bloques de tiempo (pesquerías tempranas y tardías, divididas en 1990) con distintos parámetros de capturabilidad para las pesquerías de palangre nuevas definidas (norte, central, sur, y costera, Pesquerías 12-19);
4. Coeficiente de variación (CV) de los tres índices de CPUE que se usan como índices de abundancia para las pesquerías sobre objetos flotantes (Pesquerías 2, 3, y 5) o índices de CPUE de las pesquerías de palangre tempranas y tardías del norte (Pesquerías 12 y 13), centrales (Pesquerías 14 y 15), y costeras (Pesquerías 18 y 19). Siguiendo una recomendación de la revisión externa, los coeficientes de variación (CV) de la CPUE de las pesquerías de palangre del sur tempranas y tardías (Pesquerías 16 y 17) fueron fijadas en 0,15, en lugar de estimadas, ya que son los índices de abundancia más fiables de la pesquería de palangre.
5. Curvas de selectividad para 15 de las 23 pesquerías (las Pesquerías 8-11 tienen curvas de selectividad supuestas, y las selectividades de las Pesquerías 20-23 son iguales que las de las Pesquerías 13, 15, 17, y 19, respectivamente). Con la excepción de las pesquerías de palangre central y del sur (Pesquerías 15 y 17) tardías, que capturan patudo más grande, se supone que las curvas de selectividad de todas las pesquerías que retienen sus capturas tienen forma de domo (normal doble)
6. Tamaño inicial y estructura por edad de la población. Se estiman dos parámetros de mortalidad por pesca inicial (para las pesquerías de superficie y las pesquerías de palangre combinadas, respectivamente). Además, se estima el reclutamiento medio usado para estimar las condiciones iniciales y desviaciones para las 15 clases de edad más jóvenes.

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

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

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

Hay incertidumbre en los resultados de la presente evaluación de la población. Esta incertidumbre resulta de que los datos observados no representan perfectamente la población de patudo en el OPO. Además, es posible que el modelo de evaluación de la población no represente perfectamente la dinámica de la población de patudo ni de las pesquerías que operan en el OPO. Se expresa la incertidumbre en la forma

de intervalos de confianza aproximados y CV. Se estimaron los intervalos de confianza y CV bajo el supuesto que el modelo de evaluación de la población representa perfectamente la dinámica del sistema. Ya que es poco probable que se satisfaga este supuesto, es posible que estos valores subestimen el grado de incertidumbre en los resultados de la presente evaluación.

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

1. **Evaluación del caso base:** inclinación de la relación población-reclutamiento = 1 (no hay relación entre población y reclutamiento); tamaño medio de los peces mayores ( $L_2$ ) fijado en 185,5 cm, y se estiman los parámetros que definen variabilidad de la talla por edad; ajustado a las series de tiempo de CPUE de las pesquerías sobre objetos flotantes 2 a 5 y las pesquerías de palangre 12 a 19; dos bloques de tiempo de capturabilidad y selectividad para las pesquerías de palangre 12 a 19; selectividades asintóticas basadas en talla para las pesquerías de palangre tardías 15 y 17, que capturan patudo más grande.
2. **Sensibilidad a la inclinación de la relación población-reclutamiento.** La evaluación del caso base incluye un supuesto que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población, y se usó una relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (1957) con una inclinación de 0,75 para el análisis de sensibilidad. Además, se computó un perfil de verosimilitud para la inclinación (inclinación de entre 0,5 y 1, con incrementos de 0,1).
3. **Sensibilidad al tamaño promedio de los peces más viejos** (el parámetro  $L_2$  de la función de crecimiento de Richards). Se fija  $L_2$  en 185,5 cm en el modelo de caso base. Se consideraron dos valores adicionales de  $L_2$  para el análisis de sensibilidad, uno menor (170 cm) y el otro mayor (200 cm). Además, se computó un perfil de verosimilitud para  $L_2$  ( $L_2$  entre 160 y 200 cm, con incrementos de 5 cm).
4. **Sensibilidad al supuesto de valores mayores de mortalidad natural de adultos tanto para machos como para hembras.** Al definir los vectores alternativos de  $M$  para el patudo, y para mantener las diferencias absolutas por edad de la mortalidad natural estimada a partir de datos de proporciones de sexos (Figura 3.2), se incrementaron/redujeron por el mismo factor multiplicativo los valores de  $M$  para hembras y machos adultos (12+ trimestres de edad) supuestos en el caso base (Figura C.1).
5. **Sensibilidad al uso de datos de datos del período tardío de la pesquería solamente (1995-2009).** Este período es el que mejor refleja la mezcla actual de pesquerías (de superficie y de palangre) y selectividades que operan en el OPO. Este análisis de sensibilidad es motivado por preocupaciones por los sesgos potenciales en las estimaciones de la productividad de la población de patudo (reclutamiento virgen), que podrían ser causados por un cambio de las estimaciones de reclutamiento de bajas a altas, lo cual coincide con la expansión de las pesquerías sobre objetos flotantes desde 1993 (Documento [SARM-9-INF-B](#); [Aires-da-Silva, Maunder y Tomlinson 2010](#)). Es realizado además para tratar causas potenciales del patrón de residuales observado en el ajuste del modelo a las composiciones por talla de la captura palangrera, aparte de los cambios de capturabilidad y selectividad que ya son tratados mediante dos bloques de tiempo para las pesquerías de palangre.

#### 4.1. Resultados de la evaluación

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

#### 4.1.1. Mortalidad por pesca

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

En la Figura 4.3 se ilustran las tendencias temporales en la cantidad de mortalidad por pesca anual por edad de atún patudo. Estas tendencias reflejan la distribución del esfuerzo de pesca entre las varias pesquerías que capturan patudo (Figura 2.4) y cambios en la capturabilidad. La tendencia temporal en la tasa de mortalidad por pesca anual demuestra que la mortalidad por pesca ha aumentado mucho para los peces pequeños (9-12 trimestres de edad) desde principios de los años 1990, y ha continuado casi estable durante la década más reciente. Esto se debió a la expansión de las pesquerías de cerco que capturan patudo juvenil asociado con objetos flotantes desde 1993. La mortalidad por pesca de peces de mayor edad (13 trimestres y más de edad) también ha aumentado durante el período histórico de la evaluación (1975-2009). No obstante, los niveles promedio de mortalidad por pesca de adultos han permanecido en casi la mitad de aquéllos de la mortalidad por pesca de juveniles desde mediados de los años 1990. De hecho, se ha observado una disminución brusca de la mortalidad por pesca de peces de mayor edad durante la década actual, como resultado de la reducción del esfuerzo de pesca de palangre en el OPO (Figura 2.4). En el Anexo D (Tabla D.1) se presenta un resumen anual de las estimaciones de la mortalidad por pesca total.

#### 4.1.2. Reclutamiento

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

En la Figura 4.5a se ilustra la serie de tiempo del reclutamiento trimestral (peces de edad 0 trimestres) estimado de patudo, y en la Figura 4.5b y la Tabla 4.1 el reclutamiento total que se estima ocurre durante cada año. La serie de tiempo del reclutamiento estimado de patudo tiene varias características importantes. En primer lugar, las estimaciones del reclutamiento antes de 1993 son muy inciertas, ya que las técnicas para capturar patudos pequeños asociados con objetos flotantes no estaban en uso. Además, se puede identificar un patrón de ‘dos escalones’ en la serie de tiempo de reclutamientos de patudo en el OPO (Figura 4.5a). Este patrón es caracterizado por un período temprano de reclutamientos bajos (1975-1993) seguido por un período de reclutamientos relativamente grandes (1994-2009). Este cambio coincidió con la expansión de las pesquerías que capturan patudo en asociación con objetos flotantes. En otros documentos se ha propuesto una serie de hipótesis alternativas potenciales para explicar este patrón (Documento [SARM-9-INF-B](#); [Aires-da-Silva, Maunder y Tomlinson 2010](#)). Se investigó el impacto sobre los resultados de la evaluación de patudo de reclutamientos antes de 1994 con sesgos negativos potenciales. Un ajuste de los cocientes de biomasa reproductora (SBR; ver definición en la Sección 5.1) y

las cantidades de ordenación resultaría en una evaluación más pesimista de la población (ver Anexo A de SARM-9-INF-B). Se realizó un análisis de sensibilidad, usando datos de pesca que abarcan el período más reciente de la pesquería solamente (1995-2009), que mejor refleja la mezcla actual de pesquerías (de superficie y de palangre) y selectividades que operan en el OPO (Anexo D). En el Anexo D, se comparan las series de tiempo de reclutamientos trimestrales estimados de patudo (1995-2009) con el Índice de Oscilación del Sur (IOS; Philander 1990). La relación suele indicar que el reclutamiento de patudo es incrementado por eventos fuertes de El Niño y reducido por eventos fuertes de La Niña (Figura D.5).. Hubo un período de reclutamiento anual alto durante 1994-1998, seguido por un período de reclutamiento bajo en 1999-2000. Los reclutamientos desde 2001 hasta 2006 fueron superiores al promedio, y particularmente grandes en 2005 y 2006. El reclutamiento en 2007 fue inferior al promedio, pero el reclutamiento en 2008 parece haber sido particularmente alto. La estimación anual más reciente del reclutamiento (2009) está ligeramente por debajo del nivel promedio, pero esta estimación es altamente incierta, y debe ser considerada con cautela, debido a que el patudo recién reclutado está representado en solamente unos pocos conjuntos de datos de frecuencia de talla.

### 4.1.3. Biomasa

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

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

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

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

En segundo lugar, es aparente que la pesca ha reducido la biomasa total de patudo presente en el OPO. Se formó esta conclusión sobre la base de los resultados de una simulación en la cual se proyectó durante todo el período histórico de la evaluación (1975-2009) la biomasa de patudo que se estima estaría presente en el OPO en ausencia de la pesca, usando la serie de tiempo de anomalías estimadas del reclutamiento y el efecto ambiental estimado sin pesca. A fin de estimar el impacto de las distintas pesquerías sobre la reducción de la población, realizamos simulaciones en las que se excluyó cada arte y se extendió el modelo a futuro, igual que en la simulación sin pesca (ver detalles de la metodología de simulación en Wang *et al.* 2009). En la Figura 4.8 se ilustran los resultados de este análisis. Queda claro que la pesquería de palangre ejerció el mayor impacto sobre la población antes de 1995, pero con la reducción del esfuerzo de las pesquerías de palangre, y la expansión de la pesca sobre objetos flotantes, actualmente el impacto de la pesquería de cerco sobre la población es mucho mayor que aquél de la

pesquería palangrera. Los descartes de patudo pequeño ejercen un impacto pequeño, pero detectable, sobre la reducción de la población. En general, se estima que la biomasa reproductora actual es aproximadamente el 26% de lo que se esperaría si no hubiera ocurrido la pesca.

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

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

El peso medio en las pesquerías tanto de superficie como de palangre disminuyó alrededor de 1997-1998, al ingresar a la pesquería una cohorte fuerte. Luego aumentaron los pesos medios a medida que crecieron los peces en esa cohorte, y luego disminuyeron de nuevo a medida que esa cohorte fue extraída de la población.

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

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

#### **4.2. Comparaciones con fuentes externas de datos**

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

#### **4.3. Diagnósticos**

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

##### **4.3.1. Análisis de residuales**

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

los incrementos de la CPUE observados a mediados de los años 1980 (Pesquería 16) y principios de los 2000 (Pesquería 17). Los ajustes a las series de datos de CPUE de las pesquerías de superficie son menos satisfactorios.

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

No se puede identificar un patrón prominente de residuales en el ajuste del modelo a los datos de composición por talla obtenidos de ambos períodos de las pesquerías de palangre del norte (Pesquerías 12 y 13), centrales (Pesquerías 14 y 15), y costeras (Pesquerías 18 y 19). Además, se ha mejorado el ajuste del modelo a los datos de composición por talla de la pesquería de palangre del sur. El cambio importante en el patrón de residuales a fines de los años 1980 identificado en evaluaciones previas ha sido minimizado ([Aires da Silva y Maunder 2010a](#); [Aires-da-Silva, Maunder y Lennert-Cody 2010](#)). Esto se podría deber a las nuevas definiciones de las pesquerías de palangre, y también a los dos bloques de tiempo de la capturabilidad/selectividad de las pesquerías de palangre supuestos en la presente evaluación. No obstante, el patrón de residuales sigue fuerte en el ajuste del modelo a los datos de talla del período tardío de la pesquería de palangre del sur (Pesquería 17; Figura 4.11e). Específicamente, las proporciones de peces de tamaño mediano son sistemáticamente subestimados alrededor de dos modas notorias de talla centradas en unos 100 y 150 cm. Razones posibles por el patrón restante son problemas adicionales de especificación espacial errónea, selectividad que varía con el tiempo, e insuficiente flexibilidad en la curva de selectividad por tamaño normal doble supuesta. En las Figuras 4.11g y 4.11h se presentan los ajustes promedio a las composiciones por talla observadas de las capturas de las pesquerías de superficie y de palangre, respectivamente, definidas en el modelo de evaluación de la población. Se ilustran también los ajustes del modelo a las composiciones por talla de las capturas recientes de patudo para distintas pesquerías (Figuras 4.11e-h).

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

#### **4.3.2. Análisis retrospectivo**

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

cantidades estimadas a medida que se incluyen más datos en el modelo. Las estimaciones de los años más recientes son a menudo inciertas y sesgadas.

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

#### 4.4. Análisis de sensibilidad

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

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

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

Se realizó un análisis de sensibilidad al supuesto de varios escenarios de mortalidad natural ( $M$ ) de atunes patudo adultos de ambos sexos (Figura C.1). Para ser consistente con las diferencias absolutas de  $M$  entre hembras y machos estimada a partir de datos de proporción por sexo, la diferencia absoluta de  $M$  entre los sexos fue mantenida igual en todos los análisis de sensibilidad. Las estimaciones de biomasa y reclutamiento son muy sensibles a la  $M$  adulta (Figuras C.2 y C.3); son mayores con niveles altos de  $M$  adulta. Tal como se espera, las estimaciones de reclutamiento absoluto aumentan para explicar capturas observadas con tasas mayores de mortalidad natural (Figura C.3a). Tal como se describe en [Aires-da-](#)

[Silva, Maunder y Tomlinson \(2010\)](#), suponer tasas mayores de  $M$  adulta ayuda a minimizar el patrón de ‘dos escalones’ del reclutamiento de patudo (Sección 4.1.2). Un perfil de verosimilitud en la  $M$  adulta señala que el modelo se ajusta mejor con valores más altos de  $M$  que aquéllos supuestos en el caso base (Figura C.5), pero estas tasas parecen excesivamente altas para el patudo.

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

Cuando se usan solamente datos del período tardío de la pesquería (1995-2009) en la evaluación del patudo, y no se supone una relación población-reclutamiento (inclinación = 1), las estimaciones de la biomasa sumaria son más bajas que aquéllas del caso base (Figura D.1). Si se supone una relación población-reclutamiento (inclinación = 0.75), las estimaciones de la biomasa sumaria son ligeramente mayores que aquéllas del caso base (Figura D.1). Estos resultados son explicados parcialmente por diferencias en el reclutamiento absoluto, pero las tendencias del reclutamiento relativo son muy similares (Figura D.2b).

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

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

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

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

#### **4.6. Resumen de los resultados del modelo de evaluación**

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

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

momento de cría.

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

La biomasa de patudos de 3+ trimestres de edad aumentó durante 1983-1985, y alcanzó su nivel pico de unas 845 mil toneladas en 1986, tras lo cual disminuyó a una mínima histórica de unas 347 mil toneladas al principio de 2004. Desde entonces, la biomasa de patudo de 3+ trimestres de edad patudo ha mostrado una tendencia creciente en el OPO. En general, la biomasa reproductora ha seguido una tendencia similar a de la biomasa de peces de 3+ trimestres, pero con un retraso de 1 a 2 años. Hay incertidumbre en las biomásas estimadas de tanto los patudos de 3+ trimestres como de los reproductores. No obstante, es aparente que la pesca ha reducido la biomasa total de patudo en el OPO. Se estima que la biomasa de tanto los peces de 3+ trimestres de edad como los reproductores viene creciendo en los cinco últimos años. Los resultados de un estudio de simulación (Sección 6.2.2) indican que esta tendencia creciente podría ser atribuida al efecto de las resoluciones de conservación de atunes de la CIAT durante 2004-2009. Factores adicionales que probablemente contribuyen a este incremento son reclutamientos superiores al promedio y esfuerzo palangrero reducido en el OPO en años recientes.

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

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

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

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

## 5. CONDICIÓN DE LA POBLACIÓN

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

En la Figura 5.3a se ilustran las series de tiempo históricas de las tasas de explotación, la biomasa reproductora y las biomásas sumarias con respecto a los puntos de referencia de RMS. En general, los puntos de referencia no fueron rebasados hasta los años recientes. Según los resultados del caso base, las dos estimaciones más recientes indican que la población de patudo en el OPO se encuentra probablemente subexplotada ( $S > S_{RMS}$ ) y que está ocurriendo subpesca ( $F < F_{RMS}$ ). No obstante, esta interpretación

depende mucho de los supuestos acerca del parámetro de inclinación de la relación población-reclutamiento, el tamaño promedio de los peces más viejos, los niveles de mortalidad natural de adultos, y el período histórico de la pesquería considerado (Figura 5.3b).

### 5.3. Sensibilidad a parametrizaciones y datos alternativos

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

### **6.1. Supuestos sobre las operaciones de pesca**

#### **6.1.1. Esfuerzo de pesca**

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

Los análisis realizados fueron:

1. Se incrementó el esfuerzo de pesca trimestral (tasas de mortalidad por pesca) durante 2004-2009 para simular un escenario en el cual las resoluciones de conservación de atunes C-04-09, C-06-02, y C-09-01 no estuvieron en vigor.
  - a. Las Resoluciones C-04-09 y C-06-02 establecen restricciones del esfuerzo de cerco y las capturas de palangre durante 2004-2007: una veda de seis semanas durante el tercer o cuarto trimestre del año para las pesquerías de cerco, y que las capturas de palangre no rebasen los niveles de 2001. Para 2004-2007, las tasas de mortalidad por pesca de las pesquerías de cerco fueron incrementadas un 86% en el tercer trimestre, y las de las pesquerías de palangre un 13% en todos los trimestres.
  - b. La Resolución C-09-01, adoptada en 2009, establece medidas más restrictivas que las resoluciones previas. En el caso de los buques de cerco, el esfuerzo de pesca debe cesar durante un período de 59 días en 2009, 62 días en 2010, y 73 días (12 semanas) en 2011. Además, establece una veda espacial para los buques de cerco en la zona desde 96° hasta 110°O entre 4°N y 3°S del 29 de septiembre al 29 de octubre. El escenario 'sin resolución' corresponde a un aumento de 80% de la mortalidad por pesca por las

pesquerías de cerco aplicado en el tercer y cuarto trimestre de 2009, y a un aumento de 19% de la mortalidad por pesca de los palangreros en todos los trimestres.

2. Las tasas de mortalidad por pesca trimestrales de cada año en el futuro fueron fijadas iguales a la tasa media durante 2007-2009, para simular mantener las tasas de mortalidad por pesca en los niveles actuales ( $F_{cur}$ ) – una estrategia de explotación *estatu quo*. Suponer períodos de veda incrementados en 2010 y 2011, conforme a la Resolución C-09-01, arroja resultados más optimistas que suponer una estrategia de explotación *estatu quo*.
3. Se realizó un análisis adicional que estima la condición de la población si se aproximara el esfuerzo de pesca a los niveles correspondientes al RMS ( $F_{RMS}$ ).

## 6.2. Resultados de la simulación

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

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

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

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

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

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

Mantener las poblaciones de atunes en niveles que permitan capturar el RMS es la meta de la ordenación especificada en la Convención de la CIAT. A fin de evaluar el impacto sobre la población de patudo de una estrategia de explotación que apuntara al RMS, se proyectó la población 10 años a futuro, con el supuesto de tasas de mortalidad por pesca (esfuerzo de pesca) correspondientes al RMS ( $F_{RMS}$ ). Mientras

que las capturas proyectadas para las pesquerías de superficie en  $F_{RMS}$  son unas 4.000 toneladas mayores que los niveles obtenidos en  $F_{cur}$  (Figura 6.3b, panel superior), las capturas palangreras en  $F_{cur}$  y  $F_{RMS}$  se estabilizan en aproximadamente el mismo nivel de 28.000 toneladas (Figura 6.3b, panel inferior). No obstante, los niveles de SBR a largo plazo que se lograrían si las tasas de mortalidad por pesca actuales persistiesen en el futuro (0,23) son mayores que aquéllas correspondientes al RMS (0,19) (Figura 6.4).

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

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

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

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

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

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

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

## **7. DIRECCIONES FUTURAS**

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

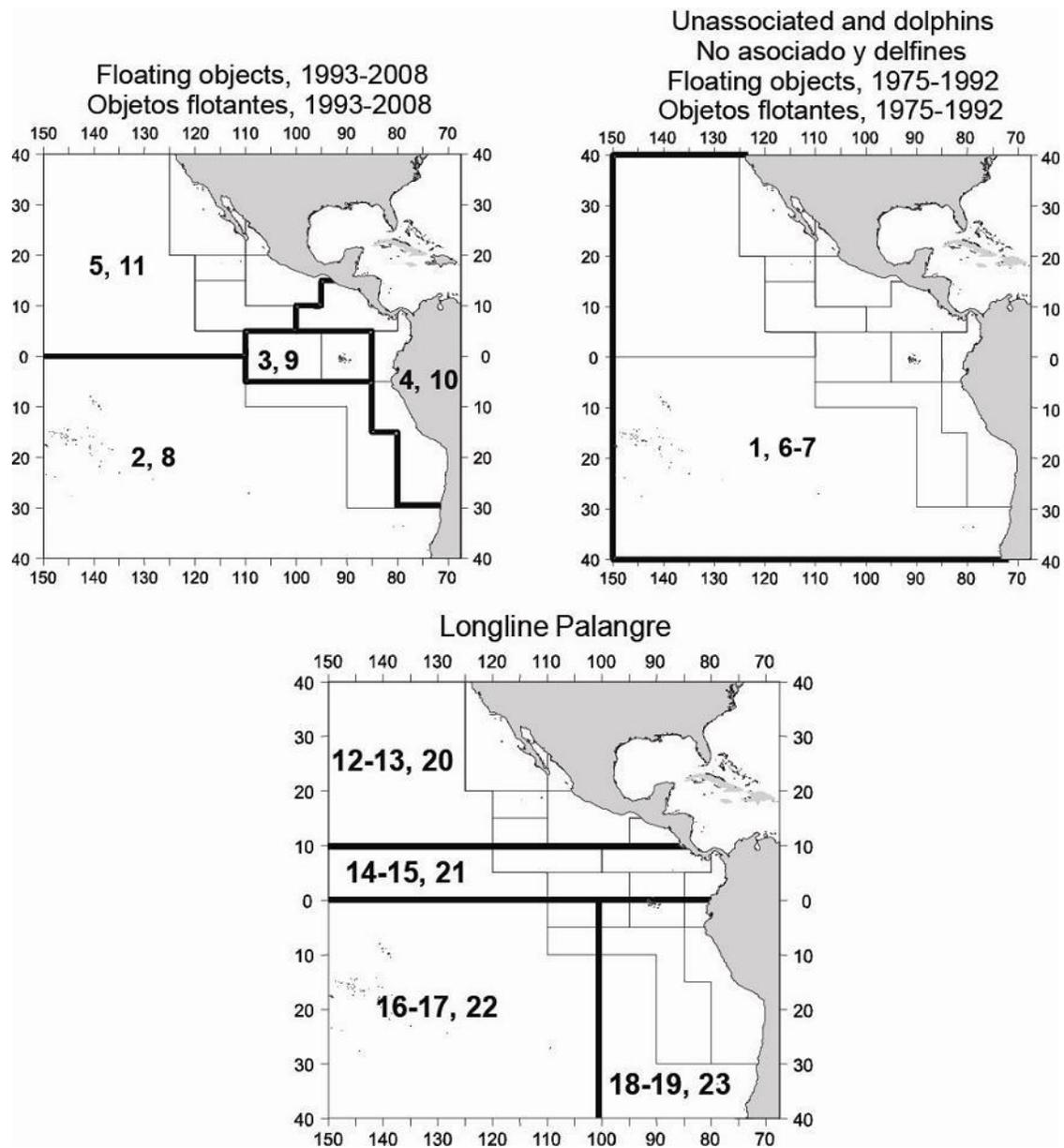
El personal de la CIAT piensa continuar la colección de datos de captura, esfuerzo, y composición por tamaño de las pesquerías que capturan atún patudo en el OPO. En la próxima evaluación de la población se incorporarán datos actualizados y nuevos.

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

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

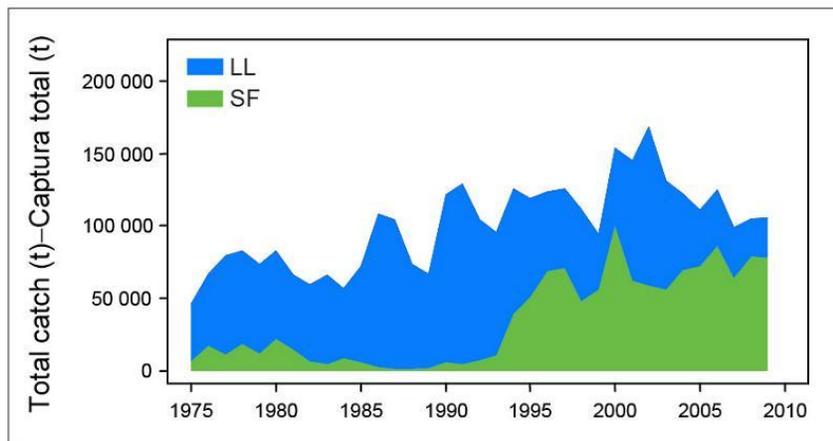
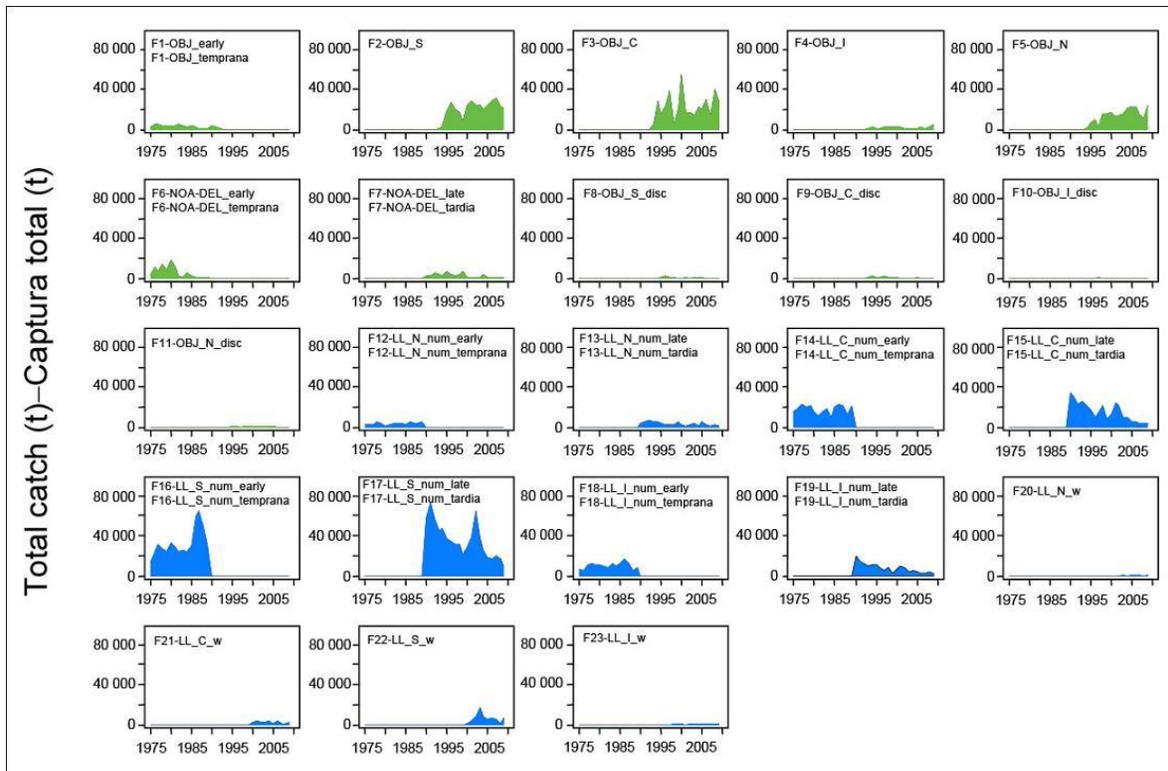
El personal de la CIAT seguirá desarrollando la evaluación del atún patudo del OPO con *Stock Synthesis* (Versión 3). En gran parte, los avances dependerán de cómo se modifique el software de *Stock Synthesis* en el futuro. Los cambios siguientes serían deseables para evaluaciones futuras:

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



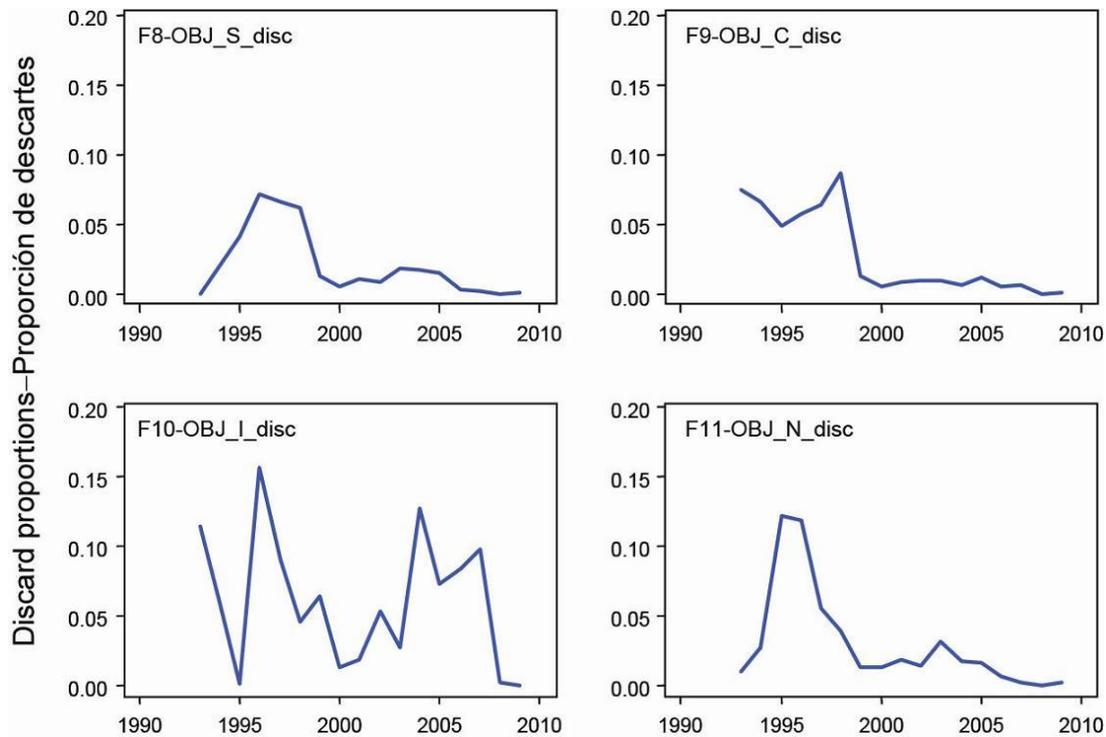
**FIGURE 2.1.** Spatial extents of the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO. The thin lines indicate the boundaries of 13 length-frequency sampling areas, the bold lines the boundaries of each fishery defined for the stock assessment, and the bold numbers the fisheries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

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



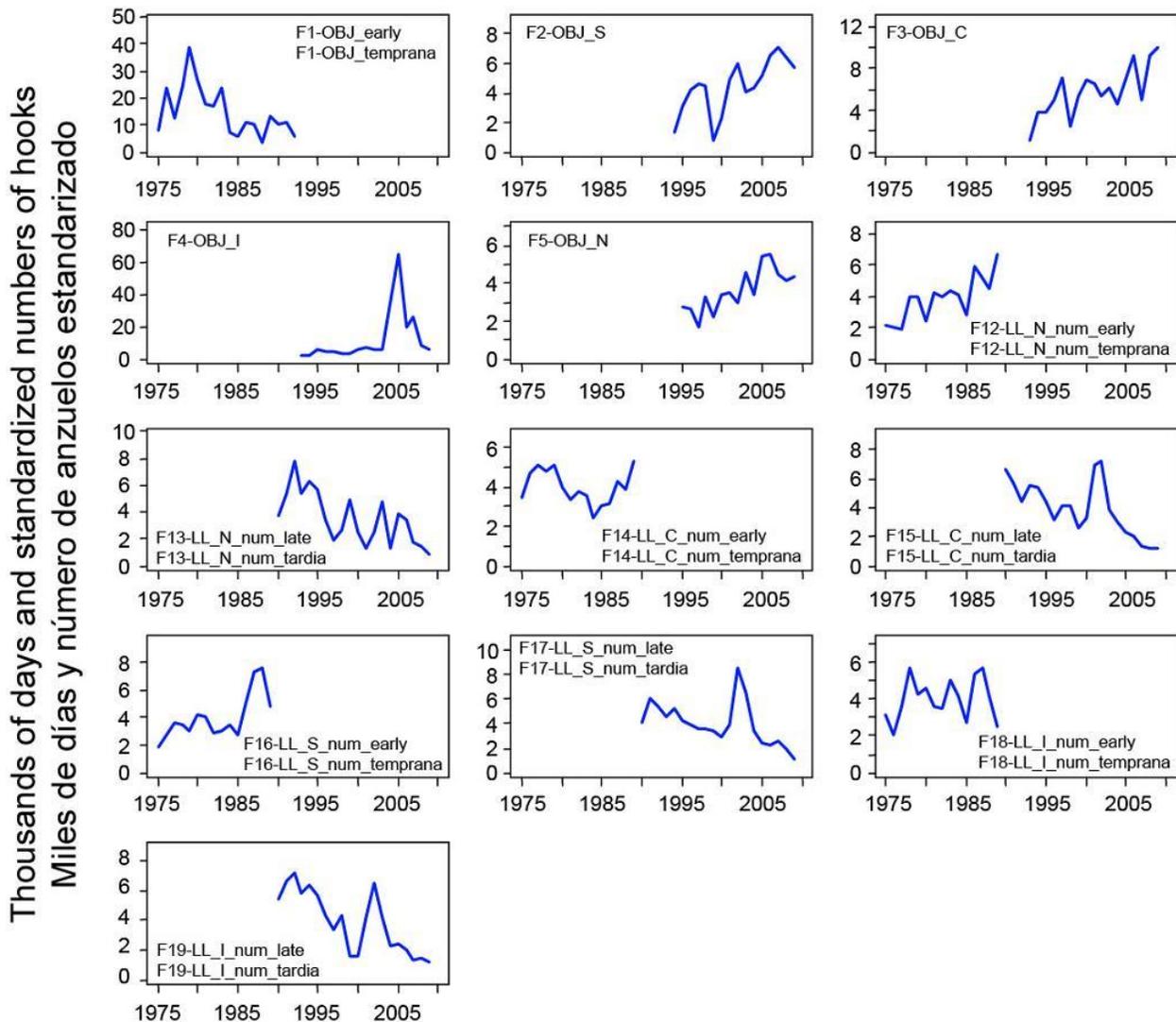
**FIGURE 2.2.** Upper panel: Annual catches of bigeye tuna taken by the fisheries defined for the stock assessment of that species in the EPO (Table 2.1). The stock assessment model uses catches in numbers of fish for longline Fisheries 12-19, but the figure shows catches in weight estimated by the model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

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



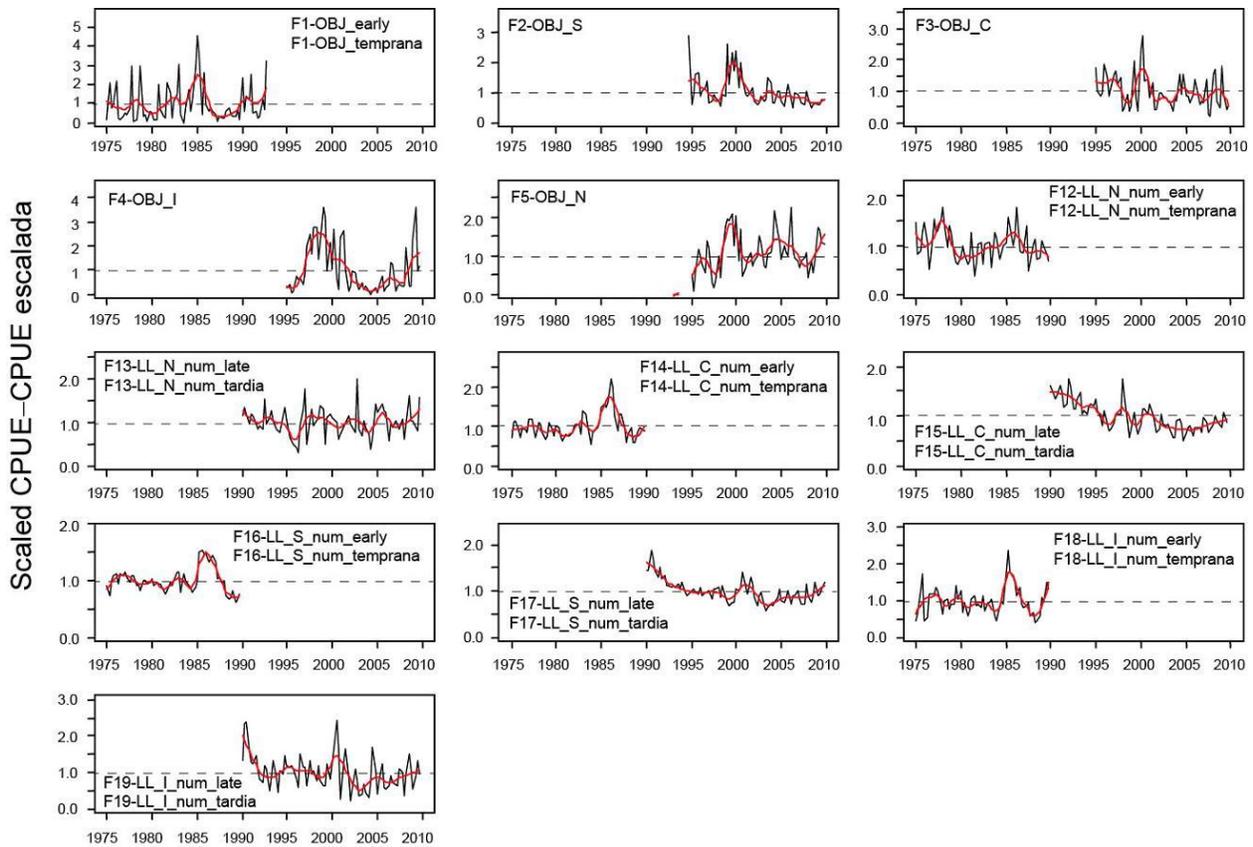
**FIGURE 2.3.** Weights of discarded bigeye tuna as proportions of the total (retained plus discarded) annual catches for the four floating-object fisheries. Fisheries 2-5 are the “real” fisheries, and Fisheries 8-11 are the corresponding discard fisheries. The numbers in the panels correspond to the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

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



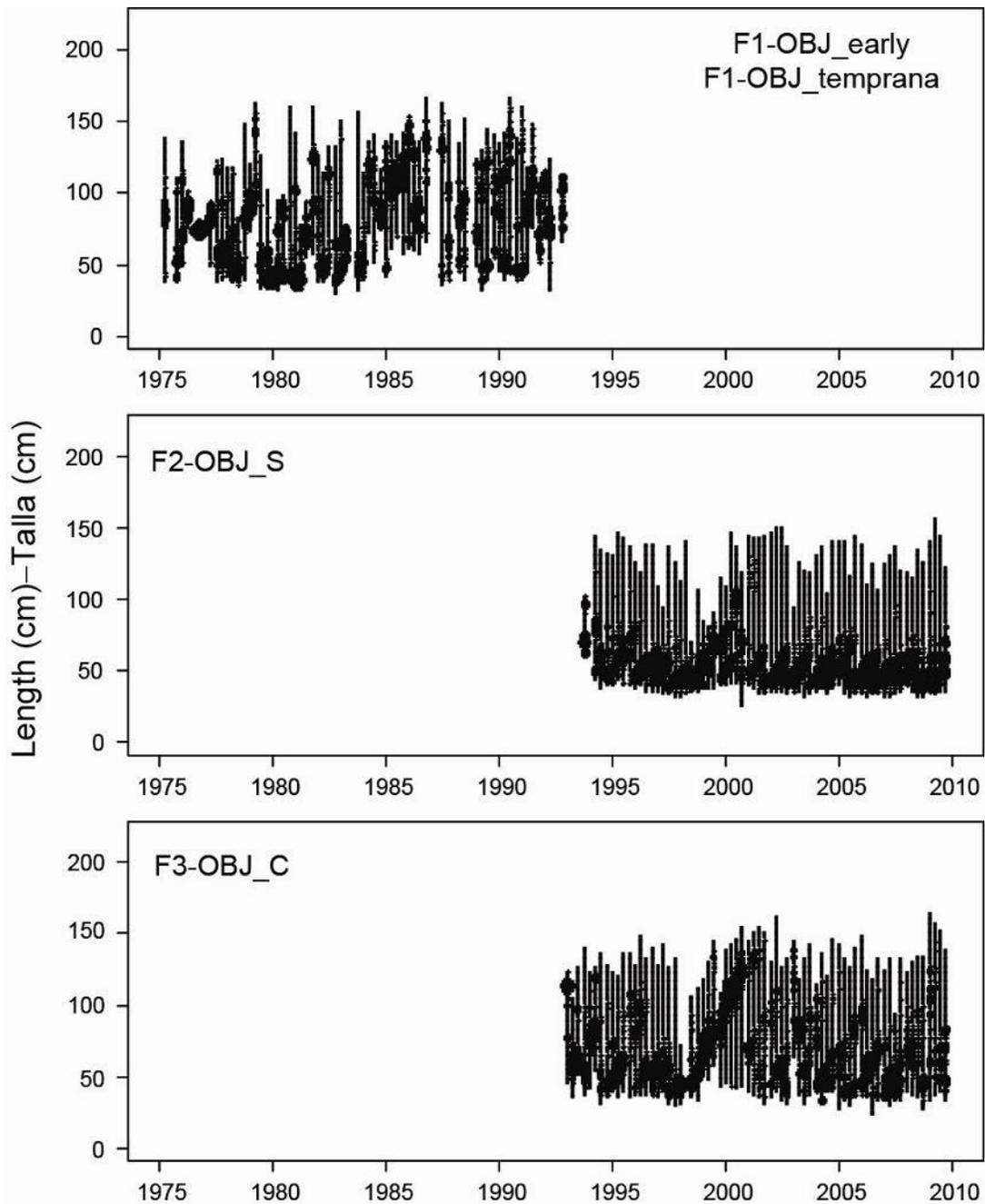
**FIGURE 2.4.** Annual fishing effort by purse-seine vessels of more than 363 metric tons of capacity and longline vessels in the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO (Table 2.1). The effort for Fisheries 1-5 is in days fished, and that for Fisheries 12-19 in standardized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

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



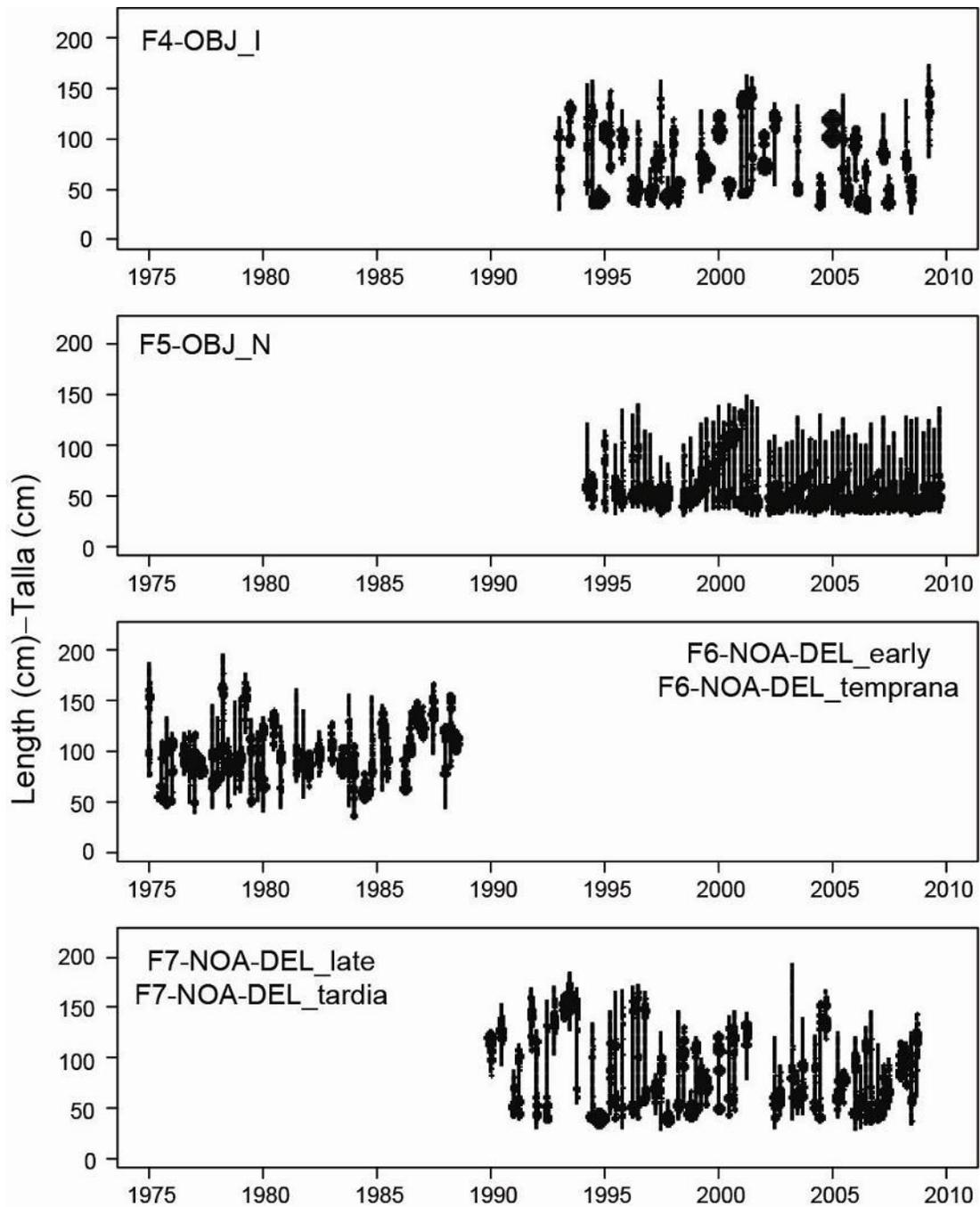
**FIGURE 2.5.** Quarterly CPUE and four-quarterly running average CPUEs of the fisheries defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO (Table 2.1). The CPUEs for the floating-object fisheries (1-5) are in kilograms per day fished, and those for the longline fisheries (12-19) are standardized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

**FIGURA 2.5.** CPUE trimestral y promedio móvil de cuatro trimestres de CPUE de las pesquerías definidas para la evaluación de la población de atún patado 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.



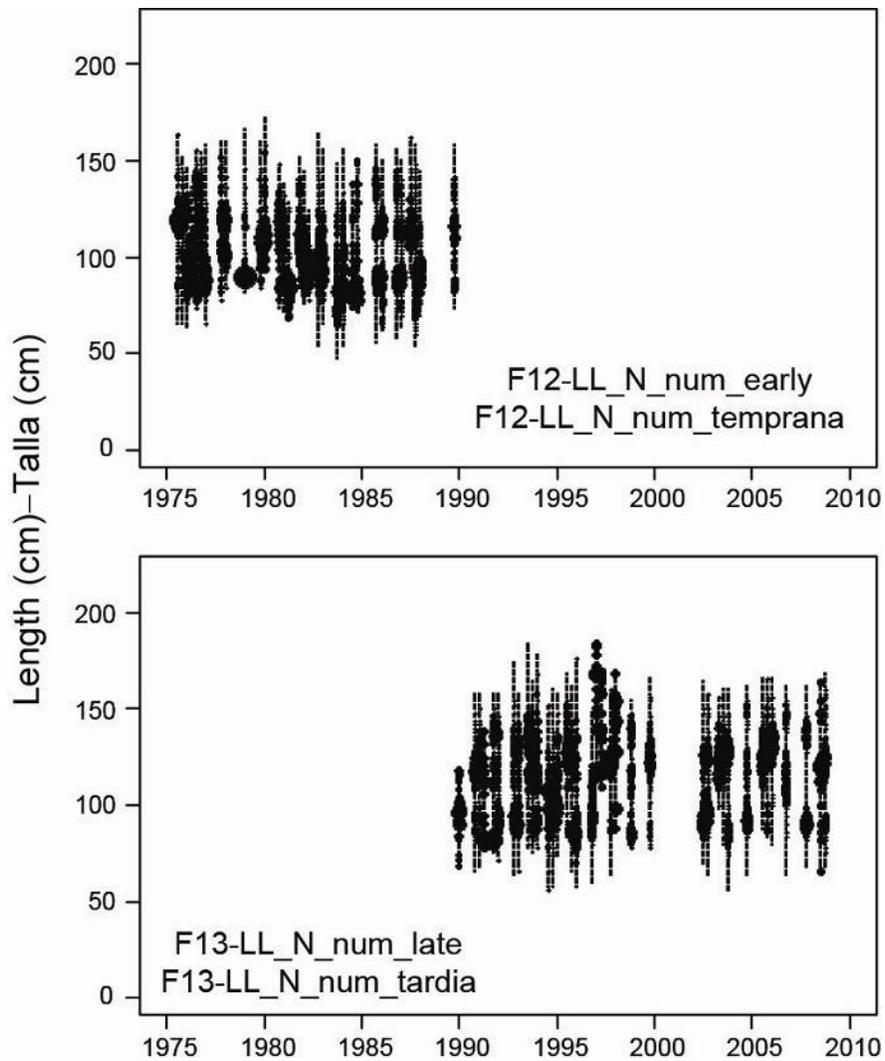
**FIGURE 2.6a.** Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by Fisheries 1, 2 and 3, by quarter. The areas of the circles are proportional to the catches. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

**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.



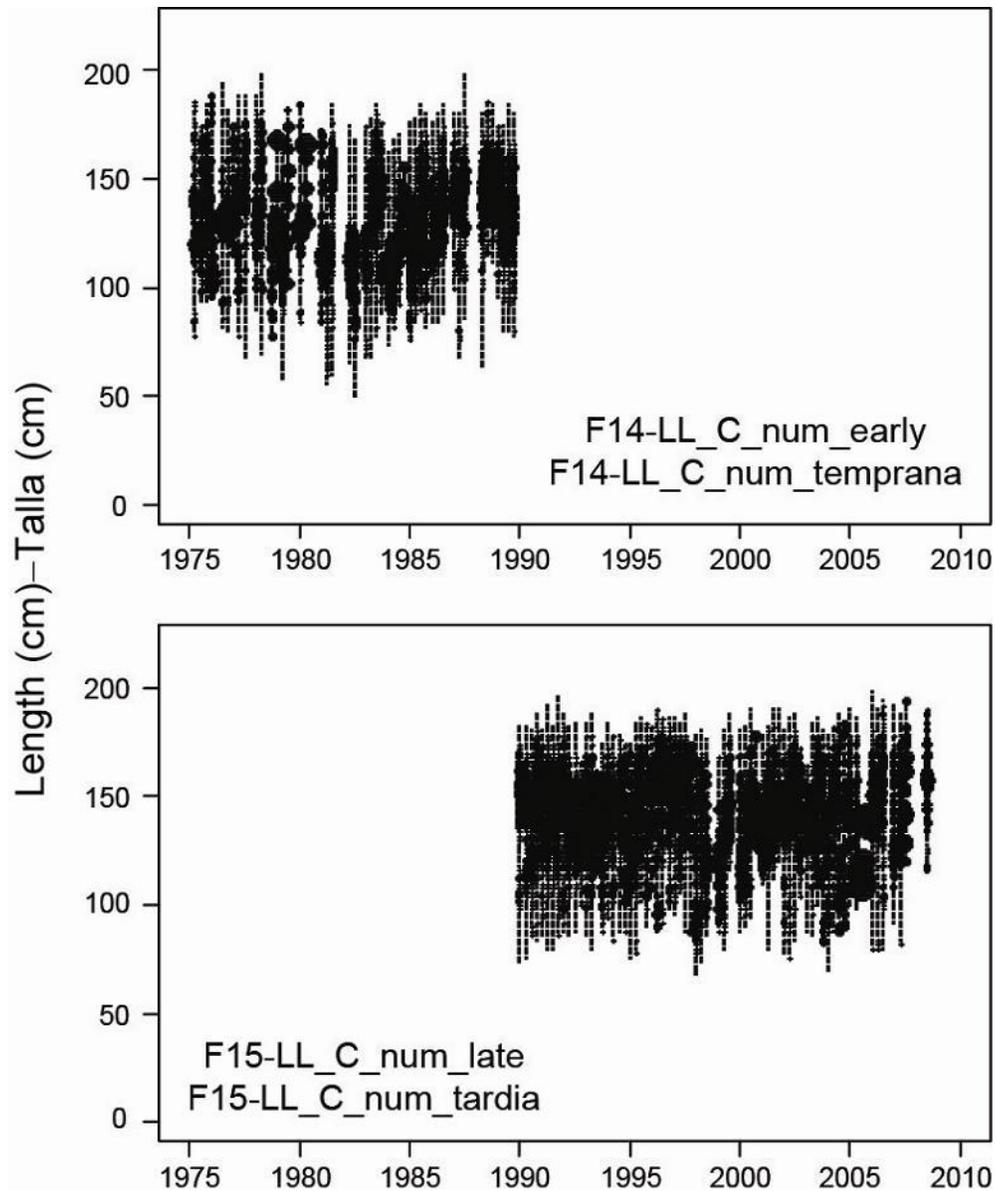
**FIGURE 2.6b.** Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by Fisheries 4, 5, 6, and 7, by quarter. The areas of the circles are proportional to the catches. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

**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.



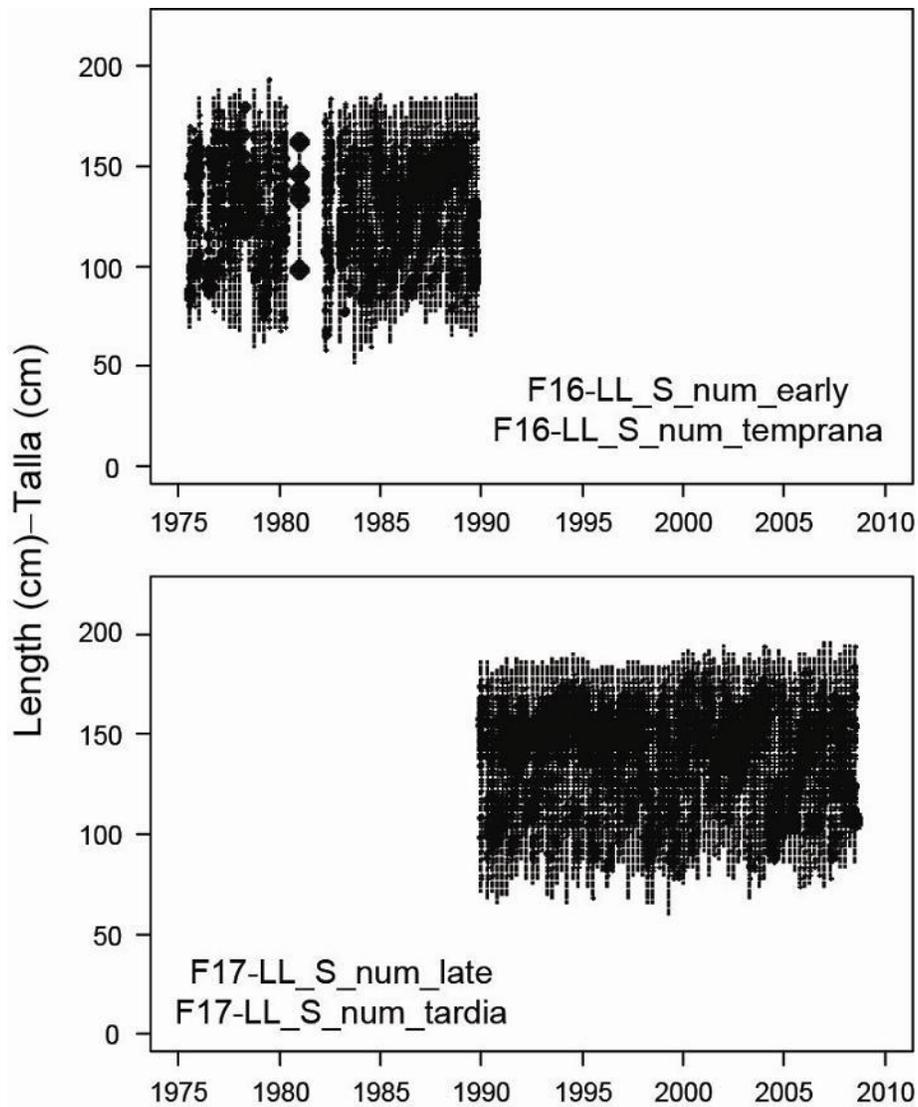
**FIGURE 2.6c.** Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by the northern longline fishery (Fisheries 12 and 13), by quarter. The areas of the circles are proportional to the catches. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

**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.



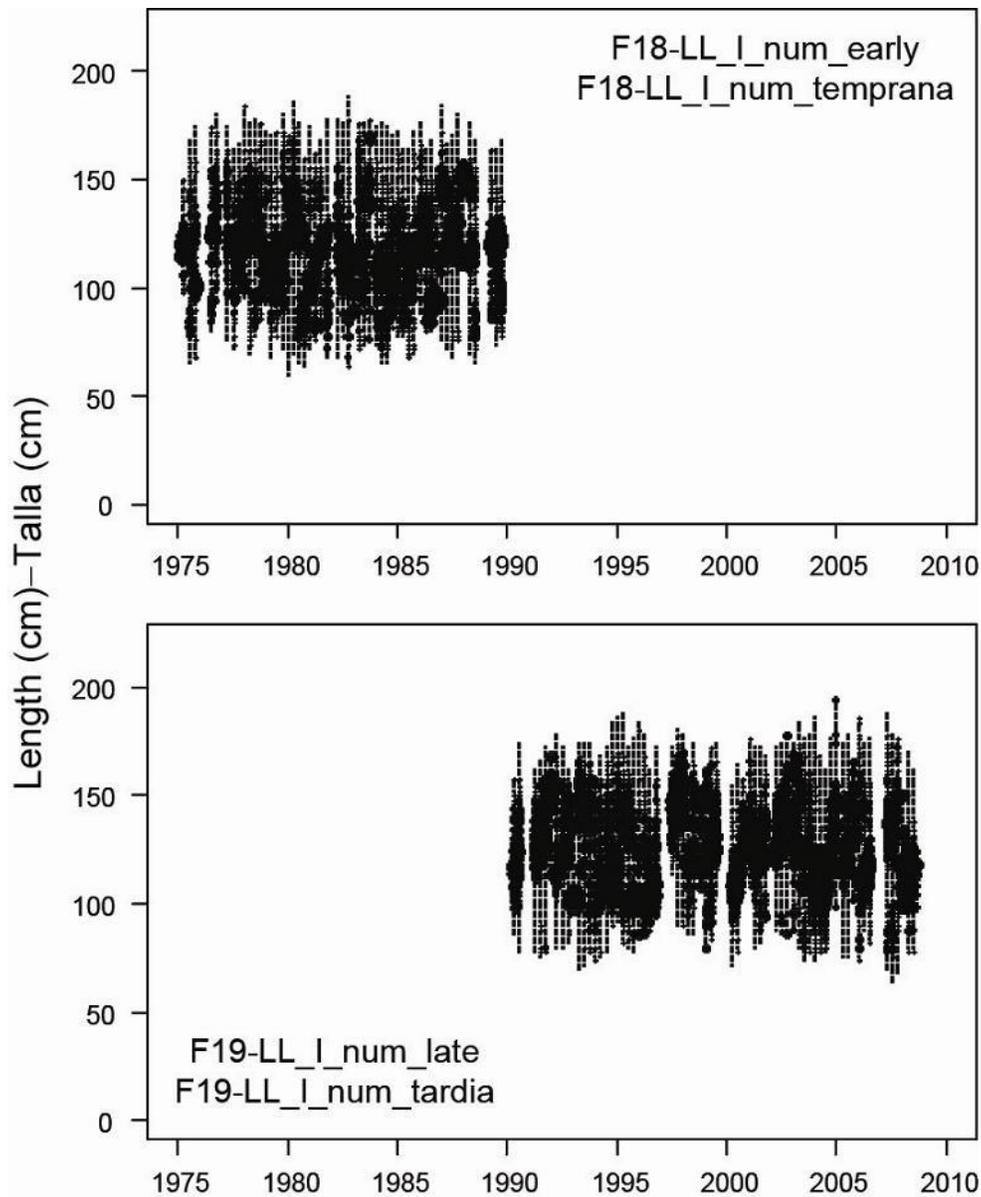
**FIGURE 2.6d.** Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by the central longline fisheries (Fisheries 14 and 15), by quarter. The areas of the circles are proportional to the catches. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

**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.



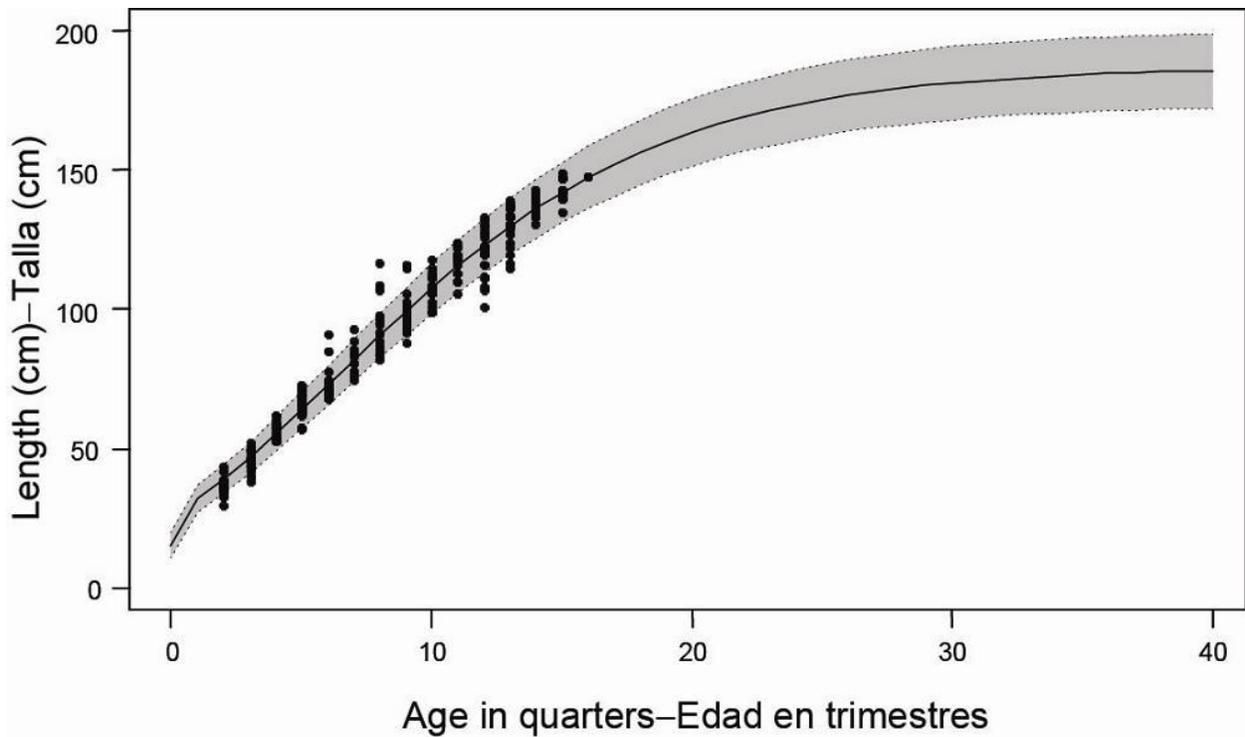
**FIGURE 2.6e.** Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by the southern longline fisheries (Fisheries 16 and 17), by quarter. The areas of the circles are proportional to the catches. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

**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.



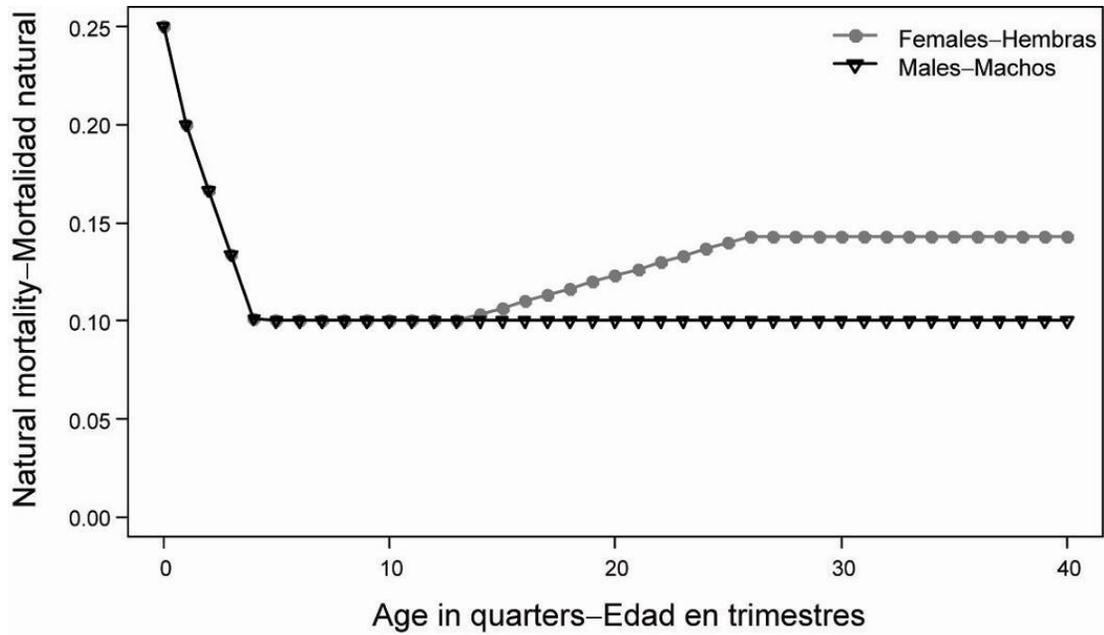
**FIGURE 2.6f.** Size compositions of the catches of bigeye tuna taken by the inshore longline fisheries (Fisheries 18 and 19), by quarter. The areas of the circles are proportional to the catches. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

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

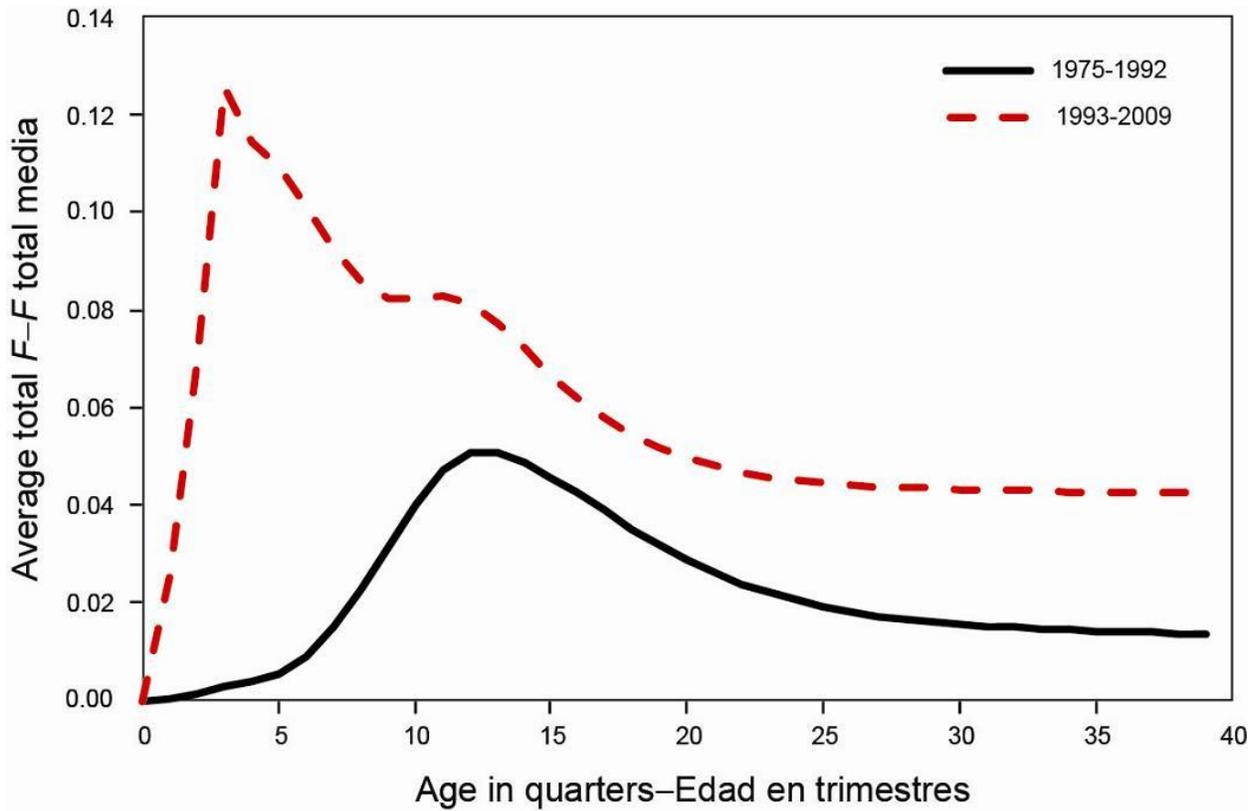
**FIGURA 3.1.** Talla media estimada por edad del atún patudo en el OPO. Los puntos representan los datos de otolitos de talla por edad de Schaefer y Fuller (2006). Las líneas de trazos indican los intervalos de confianza estimados ( $\pm 2$  desviaciones estándar) de la talla media por edad.



**FIGURE 3.2.** Quarterly natural mortality ( $M$ ) rates used for the base case assessment of bigeye tuna in the EPO.  
**FIGURA 3.2.** Tasas trimestrales de mortalidad natural ( $M$ ) usadas en la evaluación del caso base del atún patudo en el OPO.

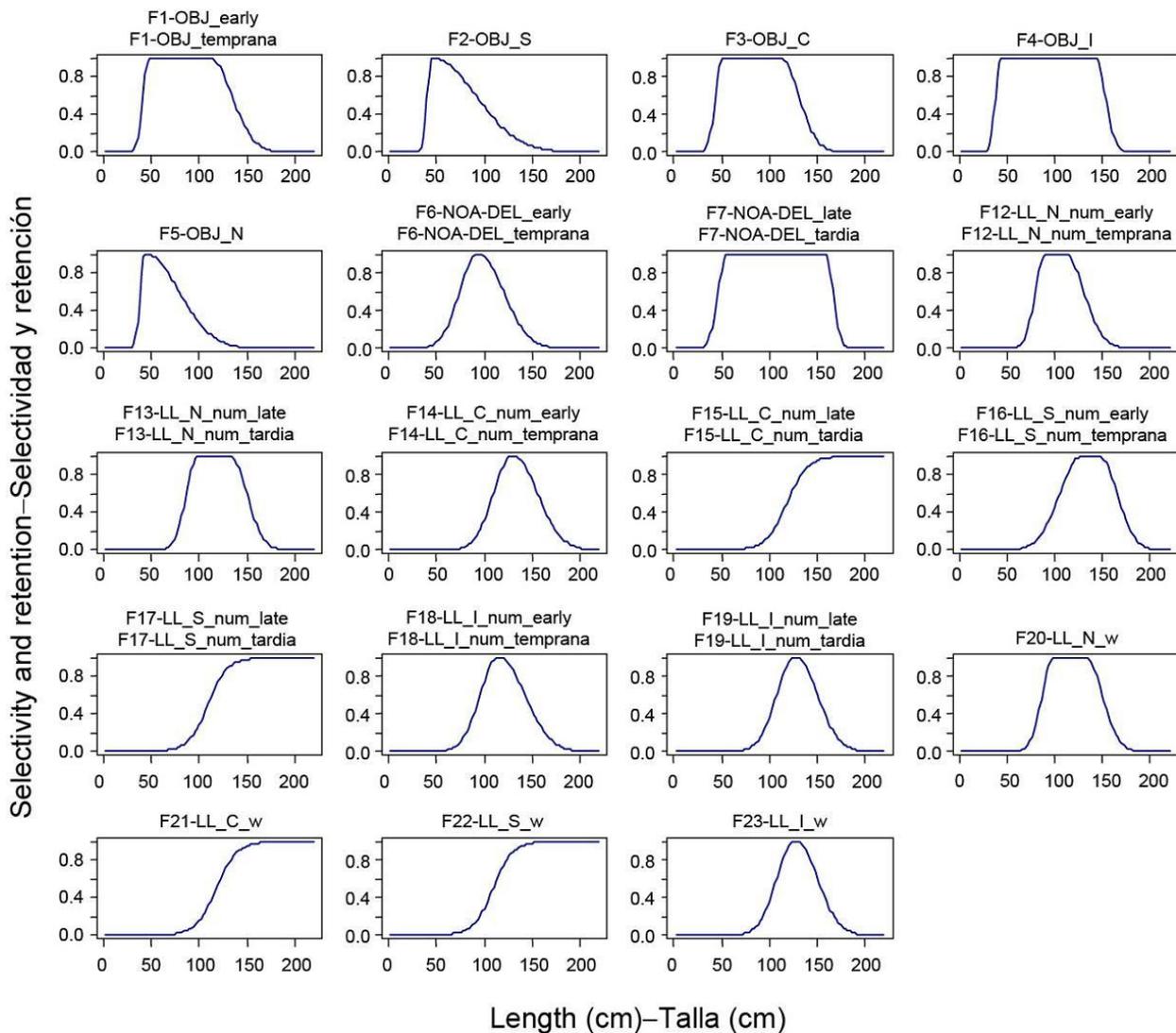


**FIGURE 3.3.** Age-specific maturity schedule (proportions of mature females) of bigeye tuna as assumed in the base case model.  
**FIGURA 3.3.** Relación de madurez por edad (proporción de hembras maduras) de atún patudo, supuesto en el modelo del caso base.



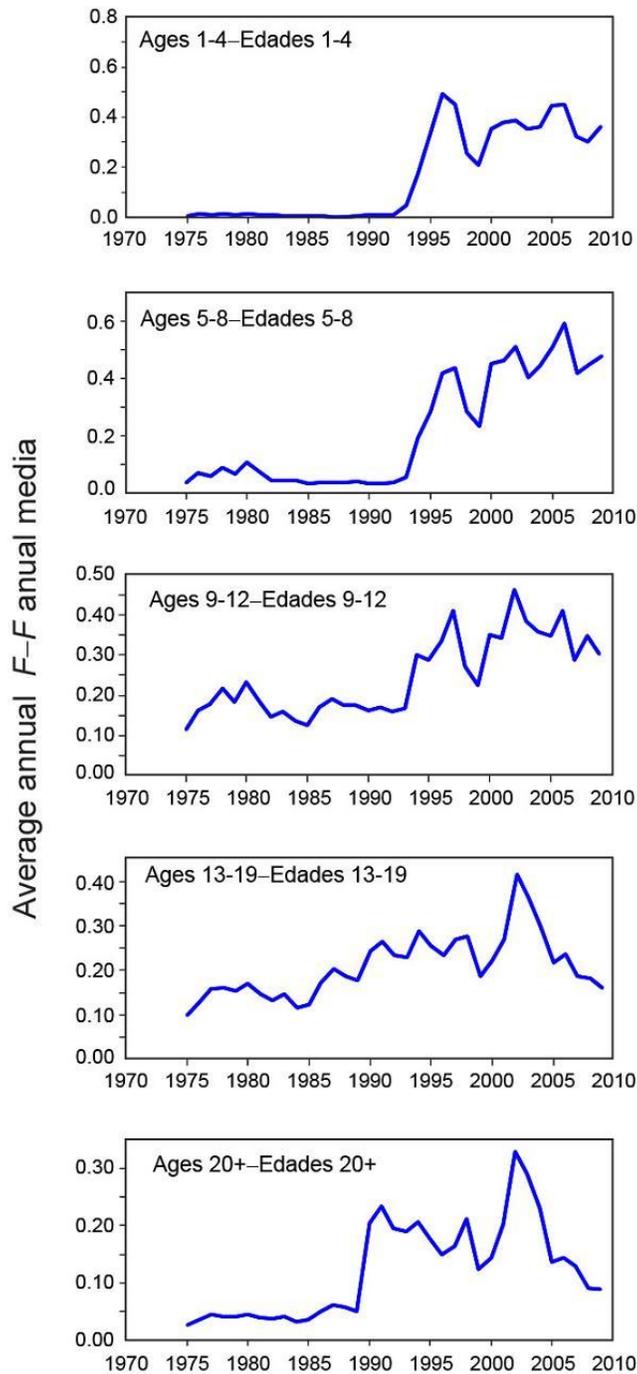
**FIGURE 4.1.** Average quarterly fishing mortality at age of bigeye tuna, by all gears, in the EPO. The curves for 1975-1992 and 1993-2009 display the averages for the periods before and after the expansion of the floating-object fisheries, respectively.

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



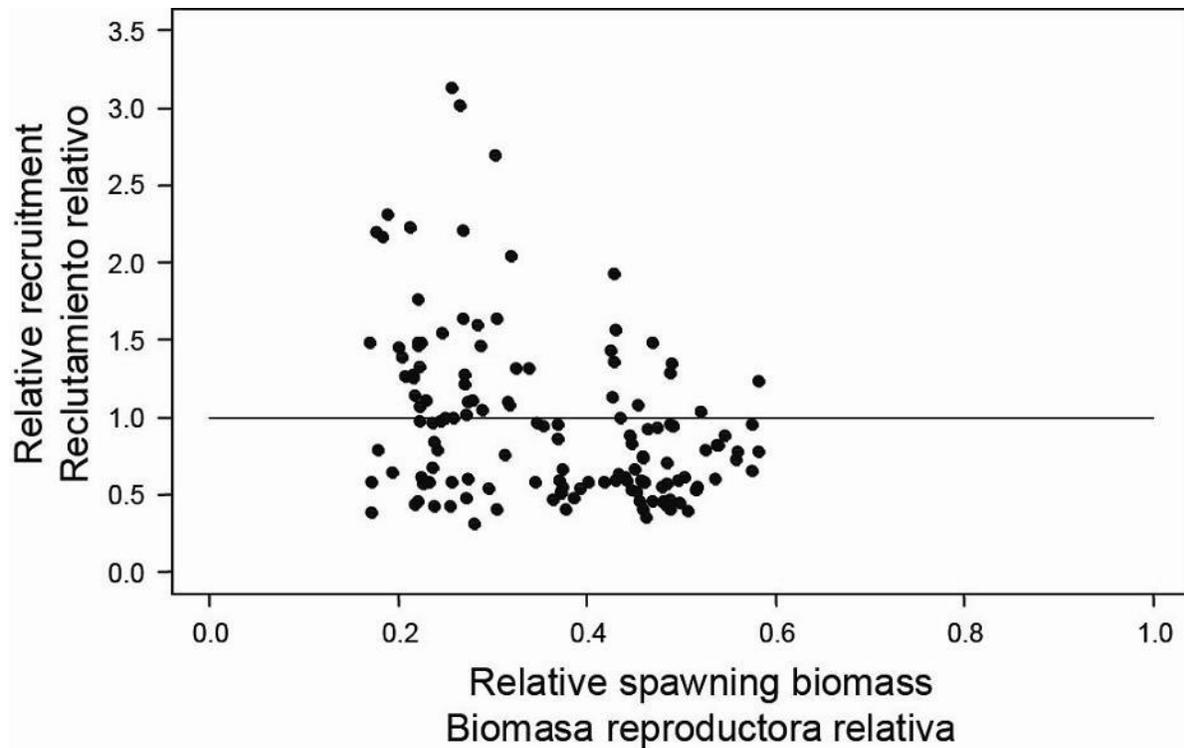
**FIGURE 4.2.** Size selectivity curves for surface Fisheries 1-7 and longline Fisheries 12-23 estimated with *Stock Synthesis*. Age 1-3 quarter fish are assumed to be fully selected for the discard fisheries (8-11). The selectivity curves for Fisheries 20-23 are the same as those for Fisheries 13, 15,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

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



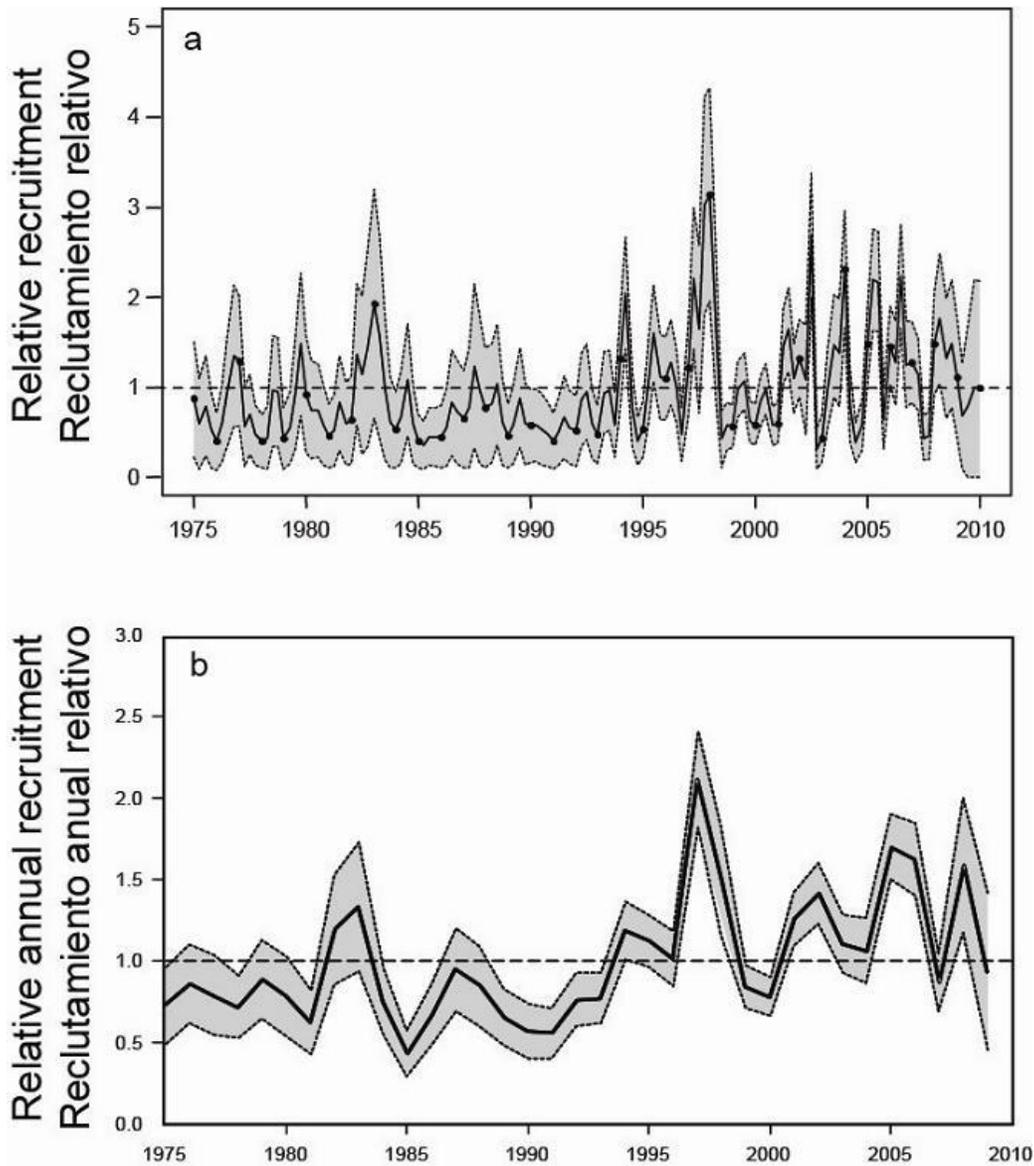
**FIGURE 4.3.** Average annual fishing mortality, by all gears, of bigeye tuna recruited to the fisheries of the EPO. Each panel illustrates the average fishing mortality rates that affected the fish within the range of ages indicated in the title of each panel. For example, the trend illustrated in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

**FIGURA 4.3.** Mortalidad por pesca anual media, por todas las artes, de atún patudo reclutado a las pesquerías del OPO. Cada recuadro ilustra las tasas medias de mortalidad por pesca que afectaron a los peces de la edad indicada en el título de cada recuadro. Por ejemplo, la tendencia ilustrada en el recuadro superior es un promedio de las mortalidades por pesca que afectaron a los peces de entre 1 y 4 trimestres de edad.



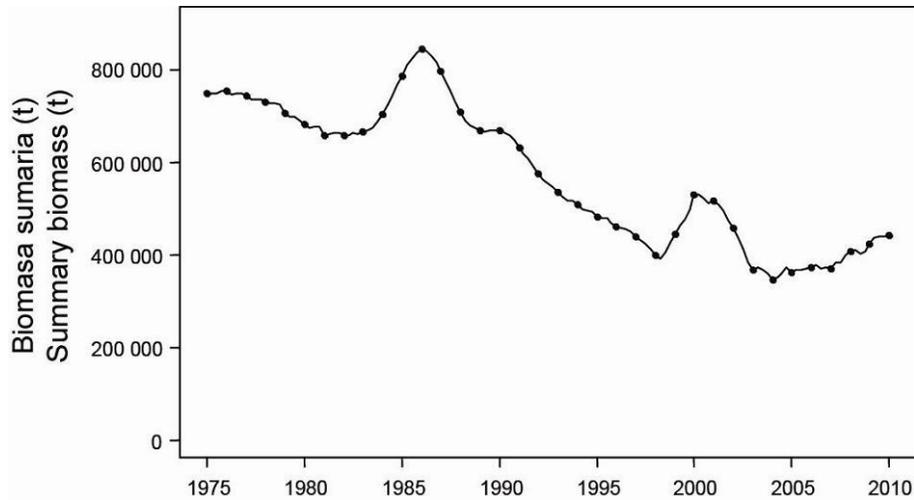
**FIGURE 4.4.** Estimated relationship between the recruitment and spawning biomass of bigeye tuna. The recruitment is scaled so that the estimate of virgin recruitment is equal to 1.0. Likewise, the spawning biomass is scaled so that the estimate of virgin spawning biomass is equal to 1.0. The horizontal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

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



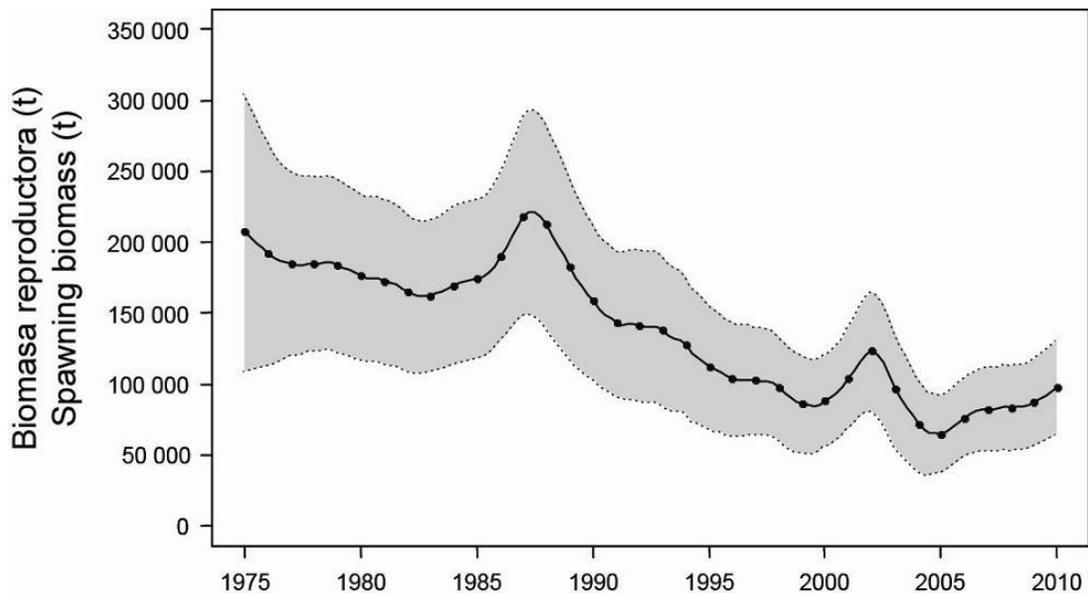
**FIGURE 4.5.** Estimated recruitment of bigeye tuna to the fisheries of the EPO: a) quarterly recruitment; b) annual recruitment. The estimates are scaled so that the estimate of virgin recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line). The bold line illustrates the maximum likelihood estimates of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



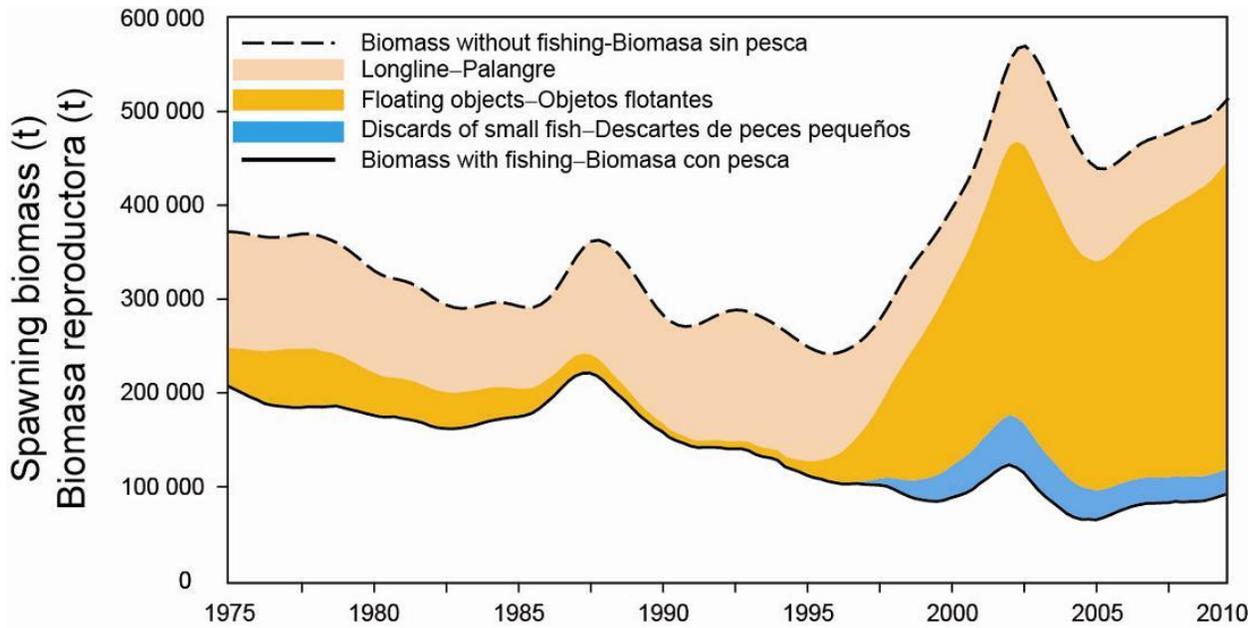
**FIGURE 4.6.** Maximum likelihood estimates of the biomass of bigeye tuna 3+ quarters old in the EPO (summary biomass). Since the assessment model represents time on a quarterly basis, there are four estimates of biomass for each year. t = metric tons.

**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.



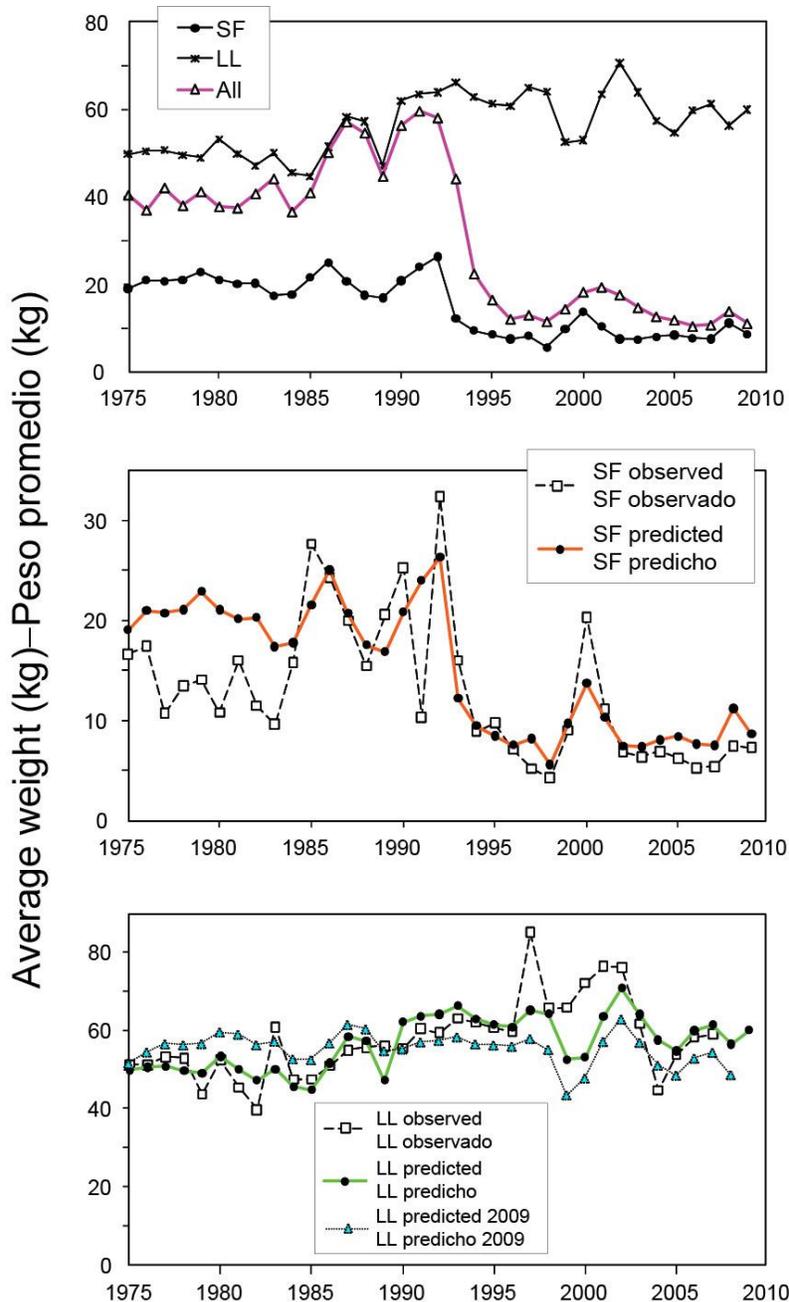
**FIGURE 4.7.** Maximum likelihood estimates of the spawning biomass (Section 4.1.3) of bigeye tuna in the EPO. The solid line illustrates the maximum likelihood estimates of the biomasses, and the dashed lines the confidence intervals ( $\pm 2$  standard deviations) around those estimates. Since the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



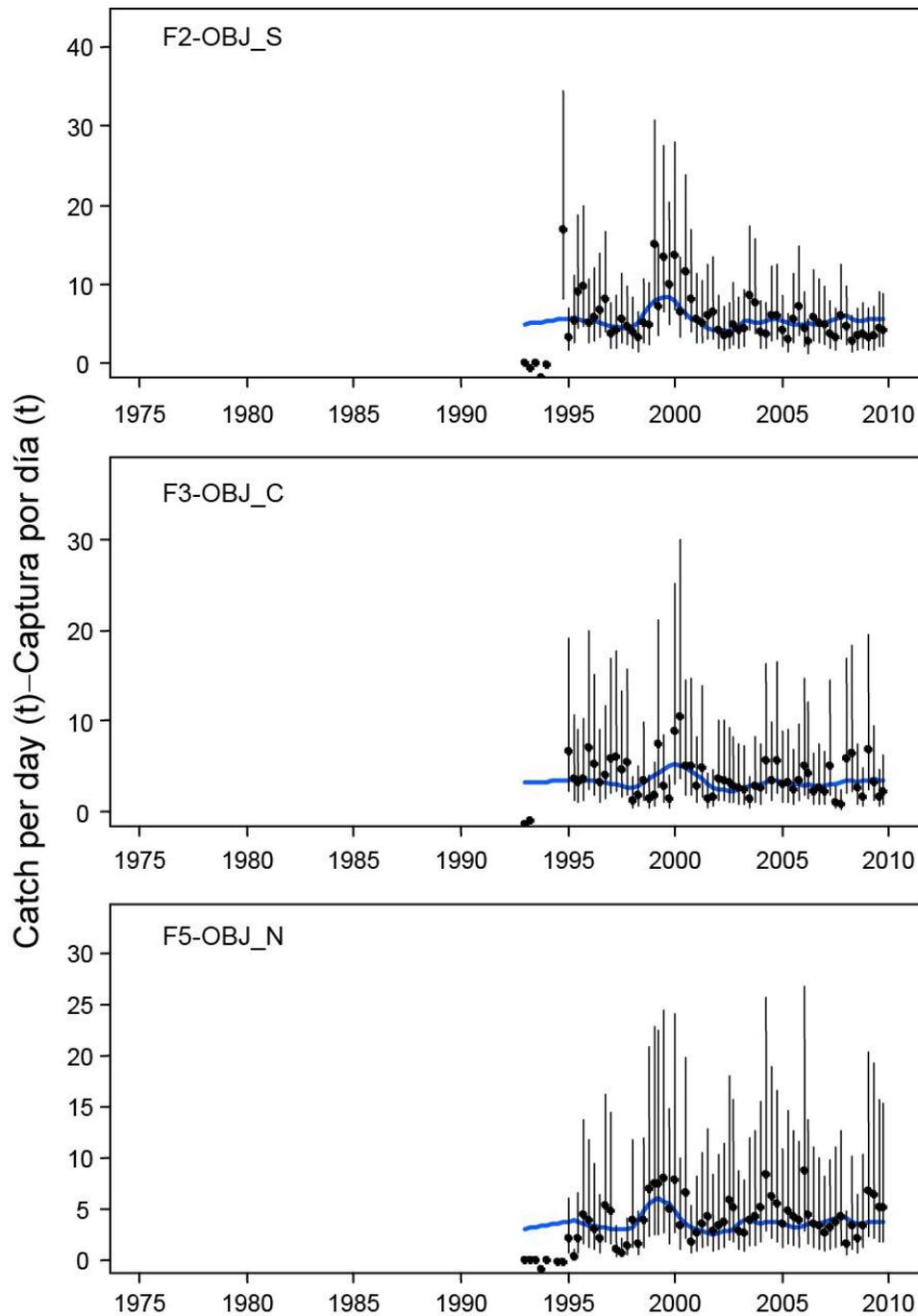
**FIGURE 4.8.** Trajectory of the spawning biomass of a simulated population of bigeye tuna that was not exploited (top line) and that predicted by the stock assessment model (bottom line). The shaded areas between the two lines show the portions of the impact attributed to each fishing method. t = metric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



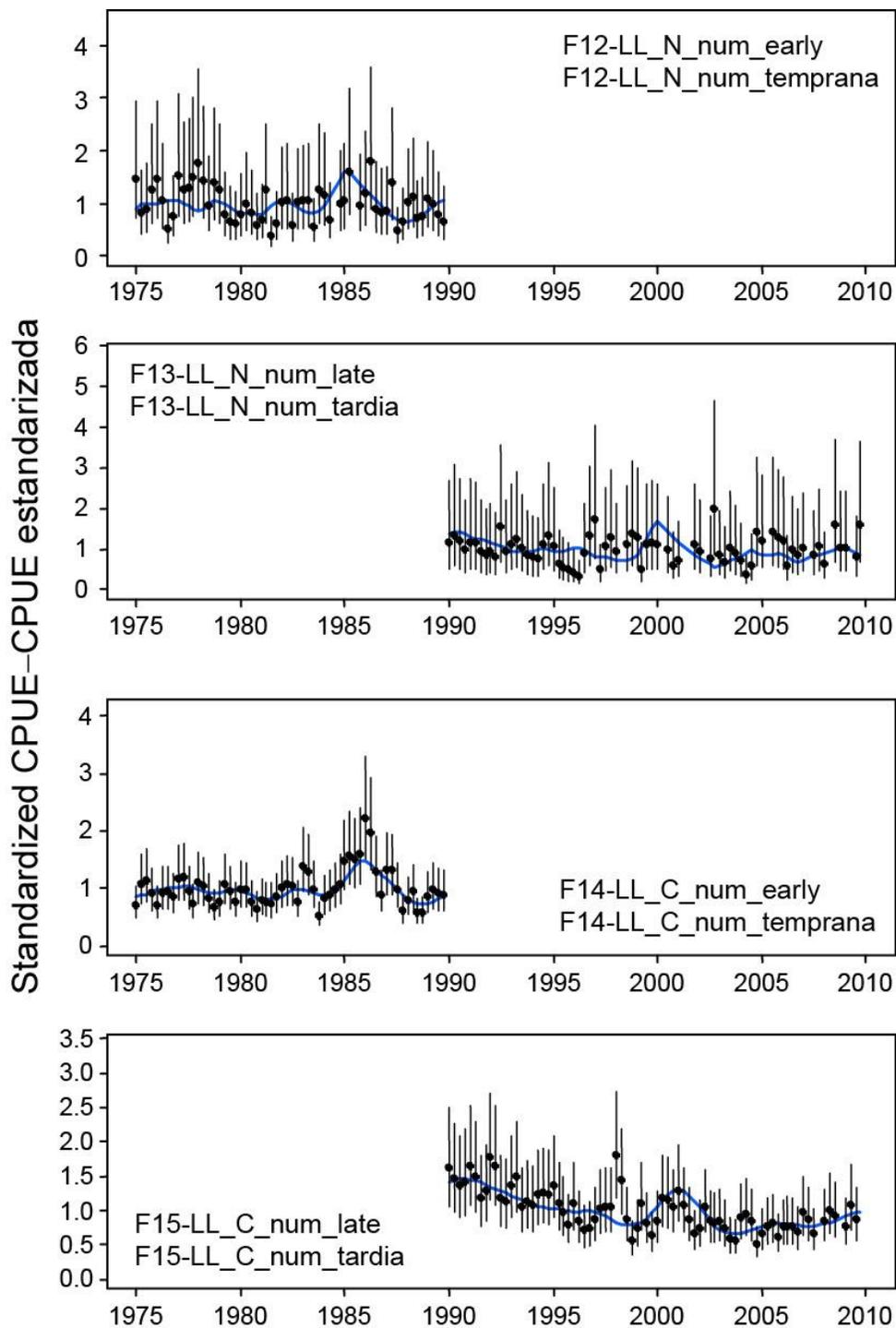
**FIGURE 4.9.** Average weights of bigeye tuna caught in the EPO, 1975-2009, by the surface fisheries (SF, Fisheries 1-7), longline fisheries (LL, Fisheries 12-23), and all fisheries combined (All). Upper panel: predicted average weights; middle panel: predicted and observed average weights for the surface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

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



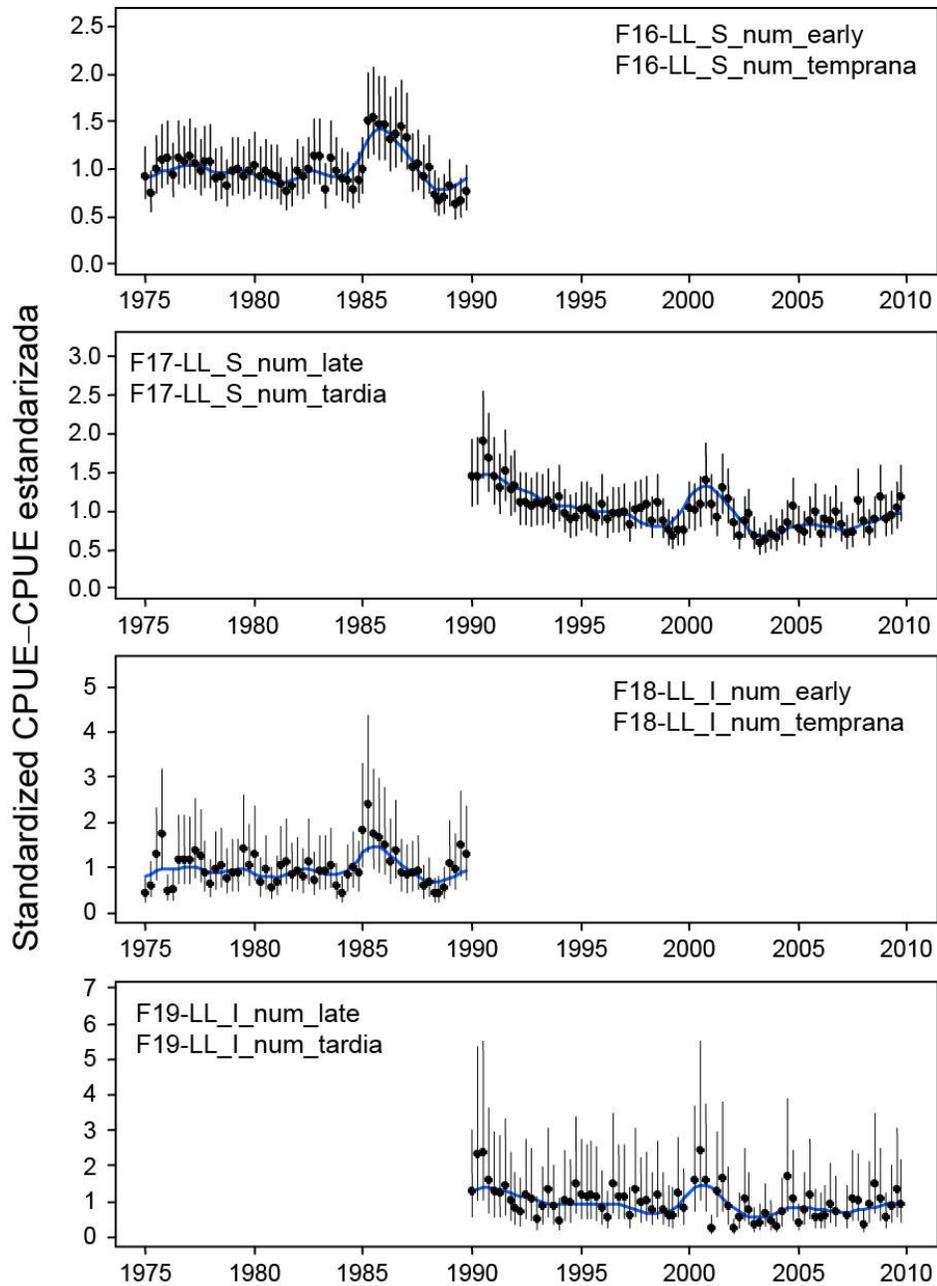
**FIGURE 4.10a.** Model fit to the CPUE data from different surface fisheries. The CPUEs for surface fisheries 2, 3, and 5 are in tons per day fished. The vertical lines represent the estimated confidence intervals ( $\pm 2$  standard deviations) around the observed CPUE values. The numbers in the panels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

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



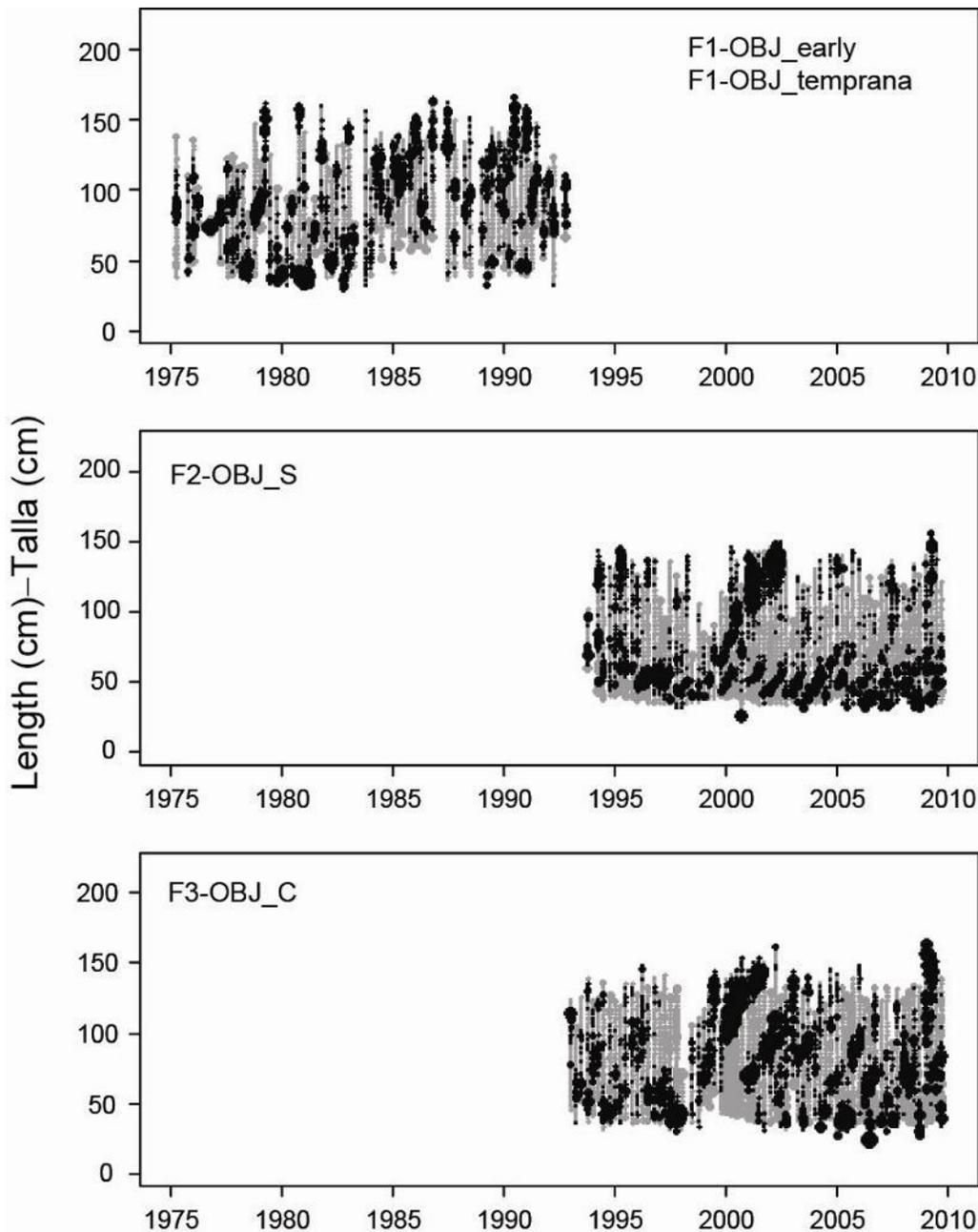
**FIGURE 4.10b.** Model fit to the CPUE data from different longline fisheries. The CPUEs for longline Fisheries 12-15 are standardized CPUE. The vertical lines represent the estimated confidence intervals ( $\pm 2$  standard deviations) around the CPUE values. The numbers in the panels correspond to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

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



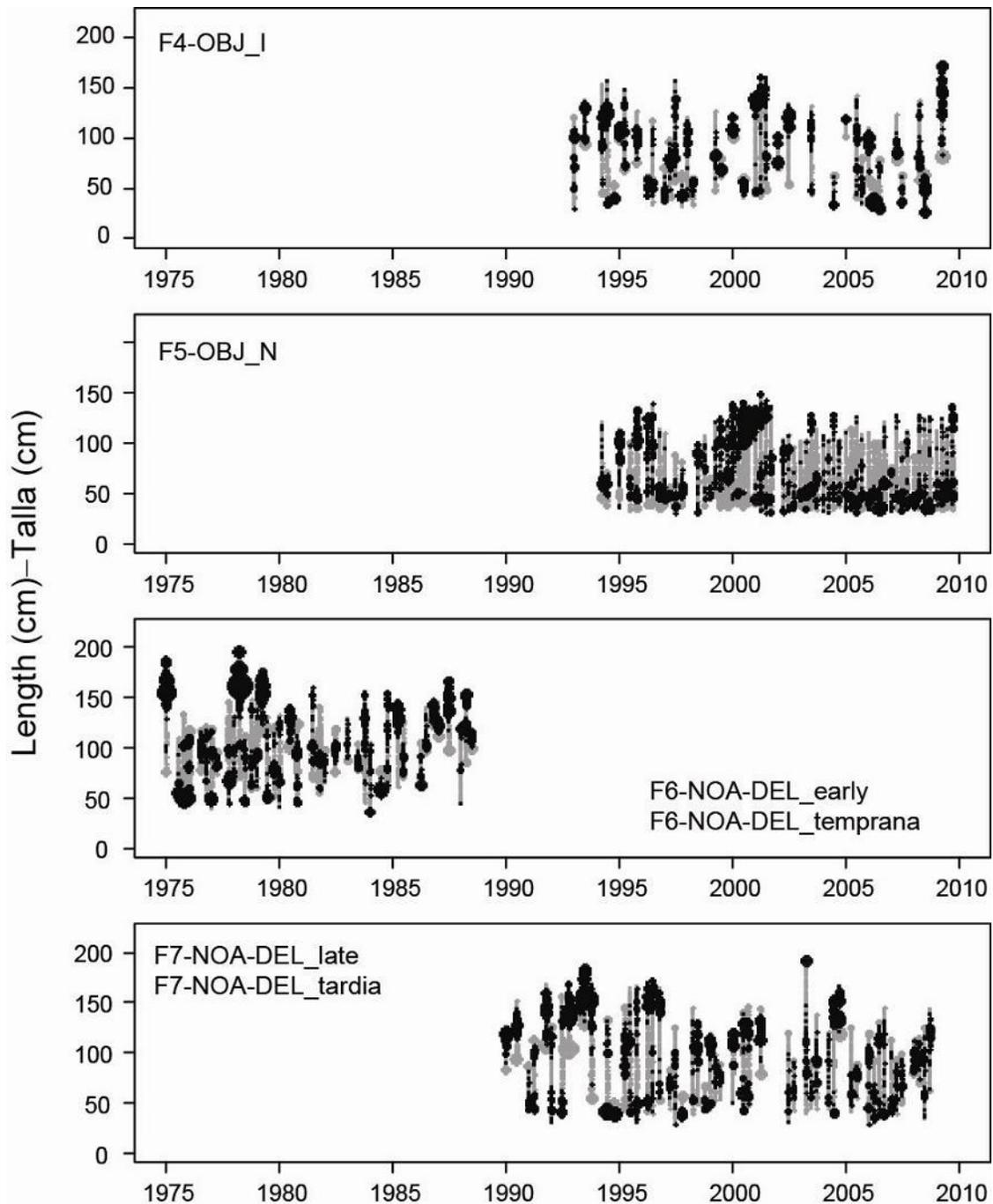
**FIGURE 4.10c.** Model fit to the CPUE data from different longline fisheries. The CPUEs for longline Fisheries 16-19 are standardized CPUE. The vertical lines represent the fixed and estimated confidence intervals ( $\pm 2$  standard deviations) around the CPUE values for the southern (Fisheries 16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

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



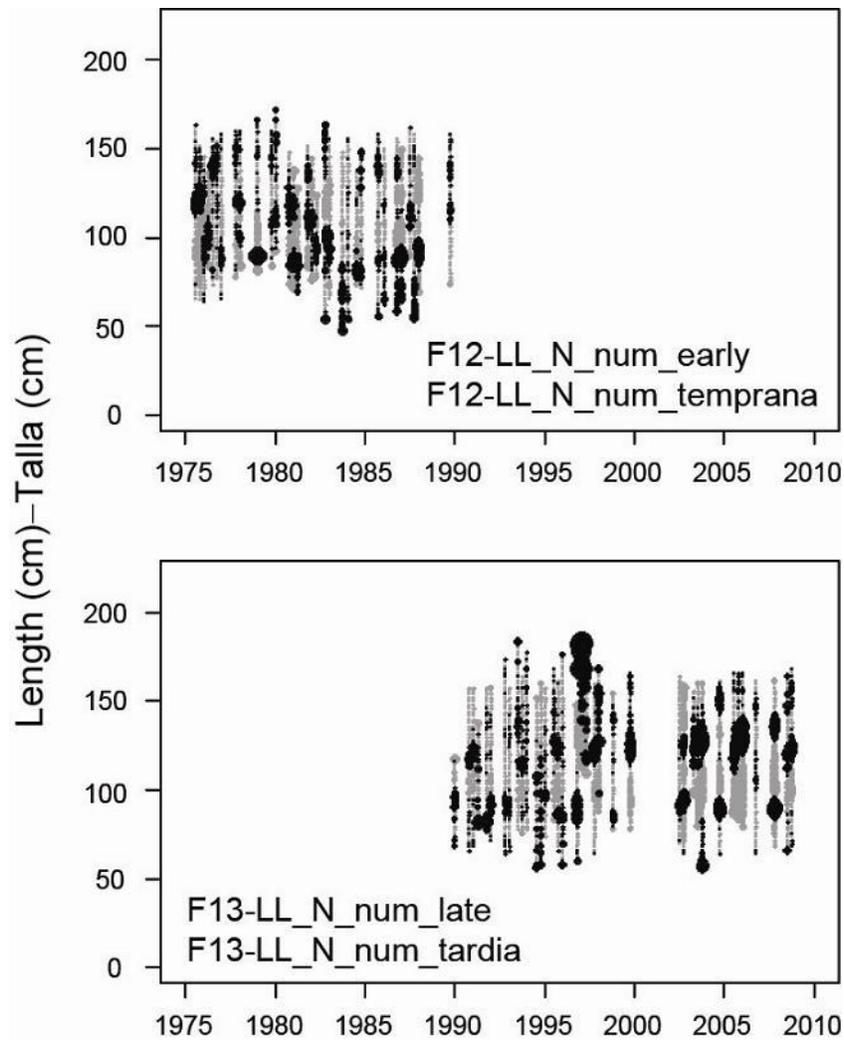
**FIGURE 4.11a.** Pearson residual plots for the model fits to the length-composition data for Fisheries 1, 2, and 3. The gray and black circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The areas of the circles are proportional to the absolute values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

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



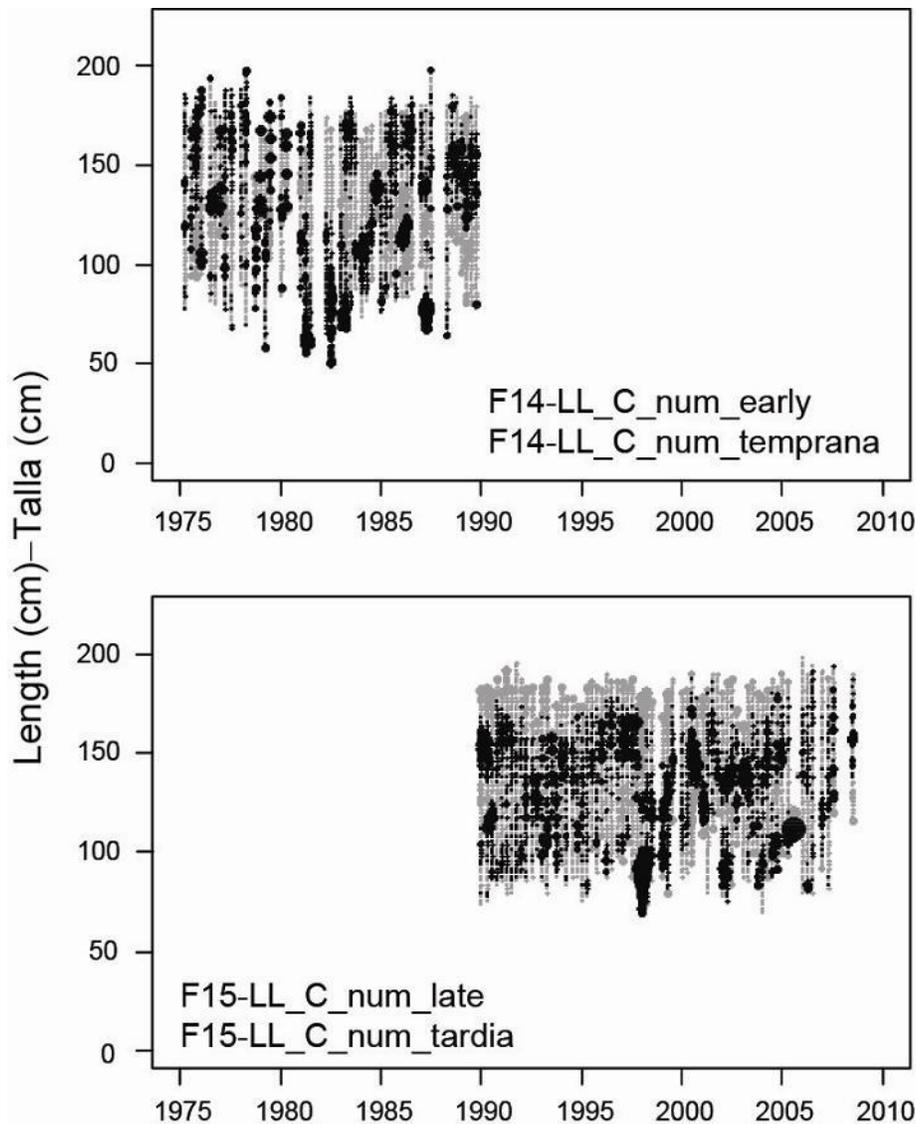
**FIGURE 4.11b.** Pearson residual plots for the model fits to the length-composition data for Fisheries 4-7. The gray and black circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The areas of the circles are proportional to the absolute values of the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

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



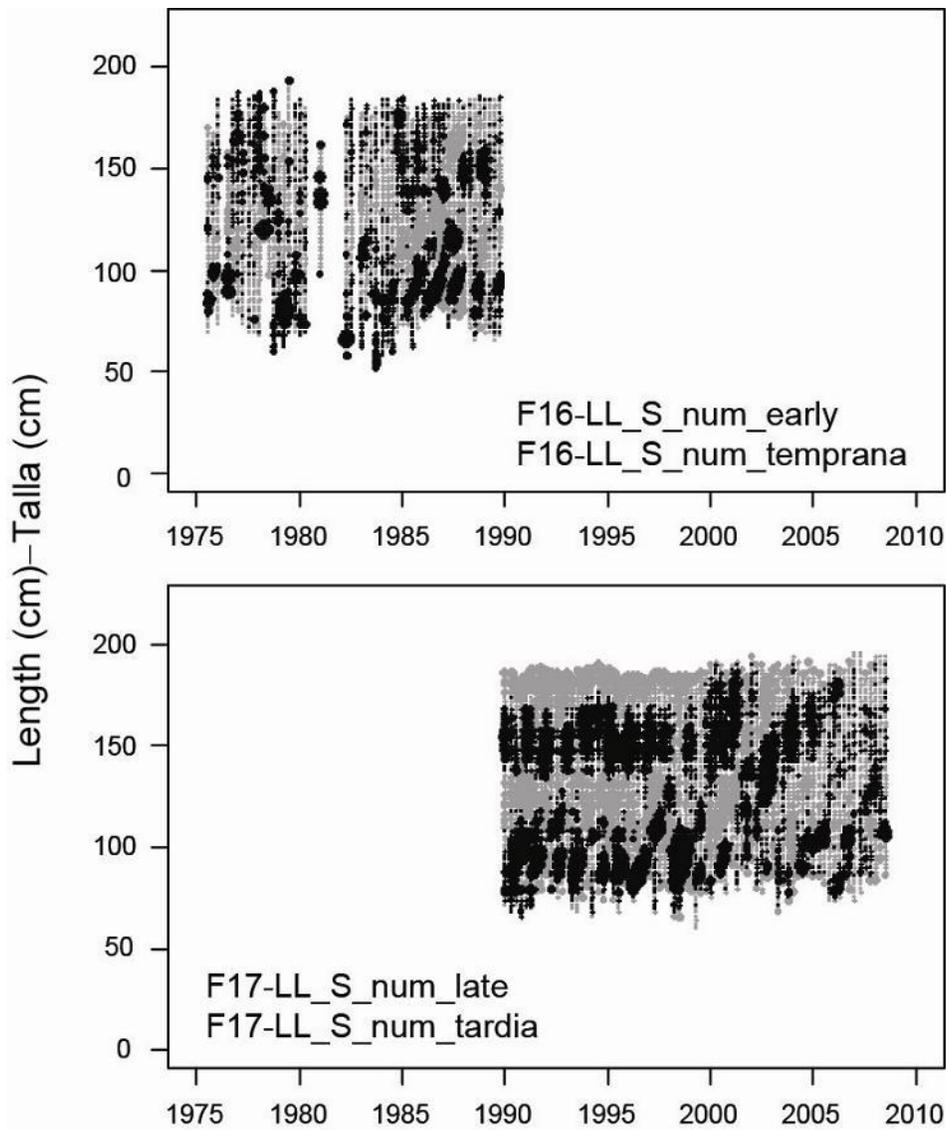
**FIGURE 4.11c.** Pearson residual plots for the model fits to the length-composition data for Fisheries 12 and 13. The gray and black circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The areas of the circles are proportional to the absolute values of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

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



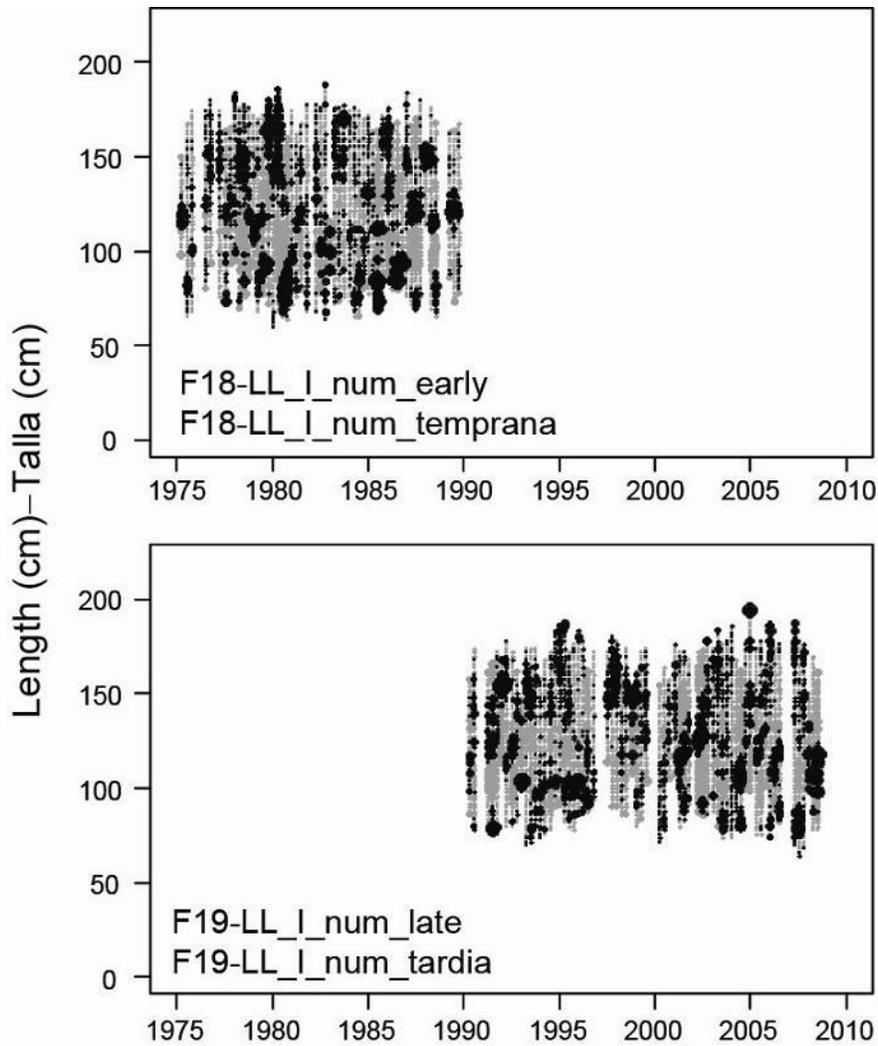
**FIGURE 4.11d.** Pearson residual plots for the model fits to the length-composition data for Fisheries 14 and 15. The gray and black circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The areas of the circles are proportional to the absolute values of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

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



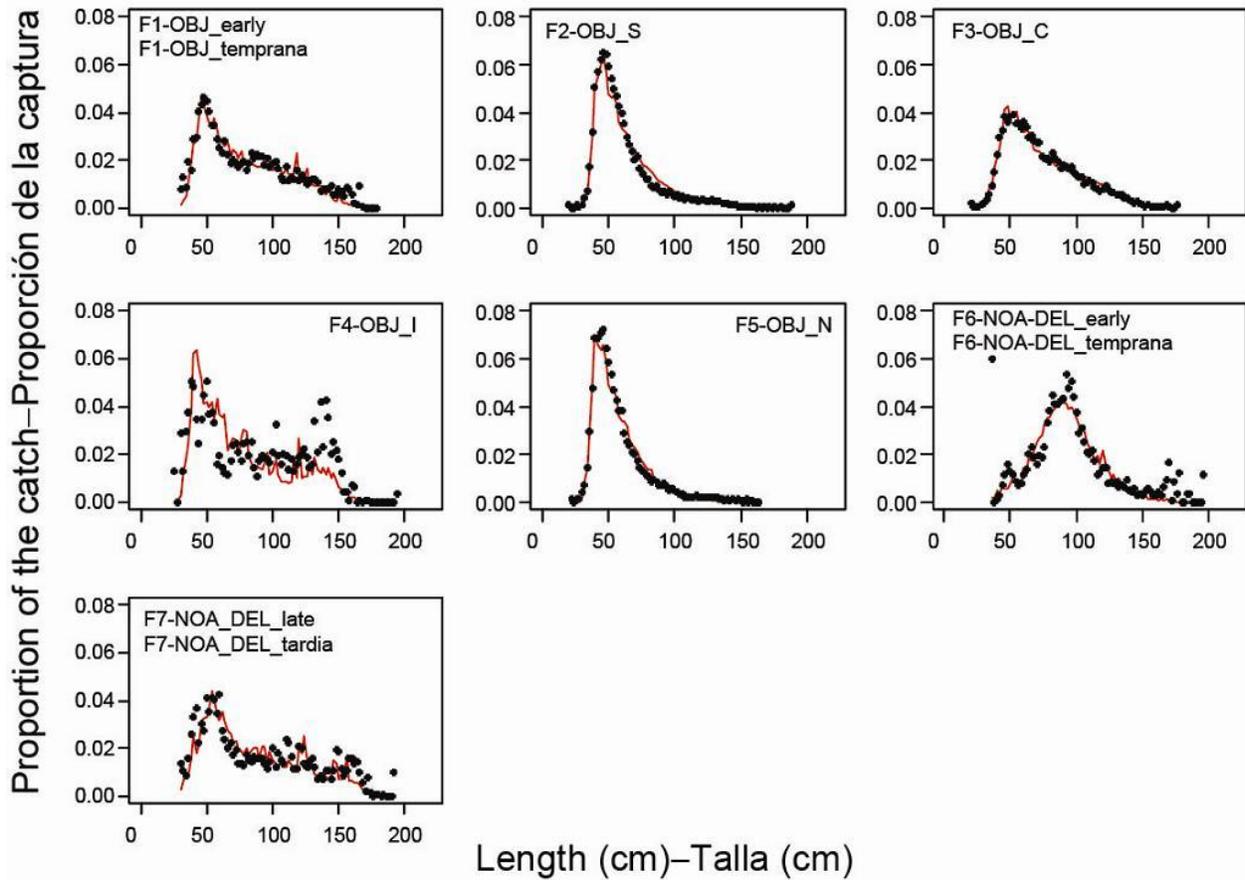
**FIGURE 4.11e.** Pearson residual plots for the model fits to the length-composition data for Fisheries 16 and 17. The gray and black circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The areas of the circles are proportional to the absolute values of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

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



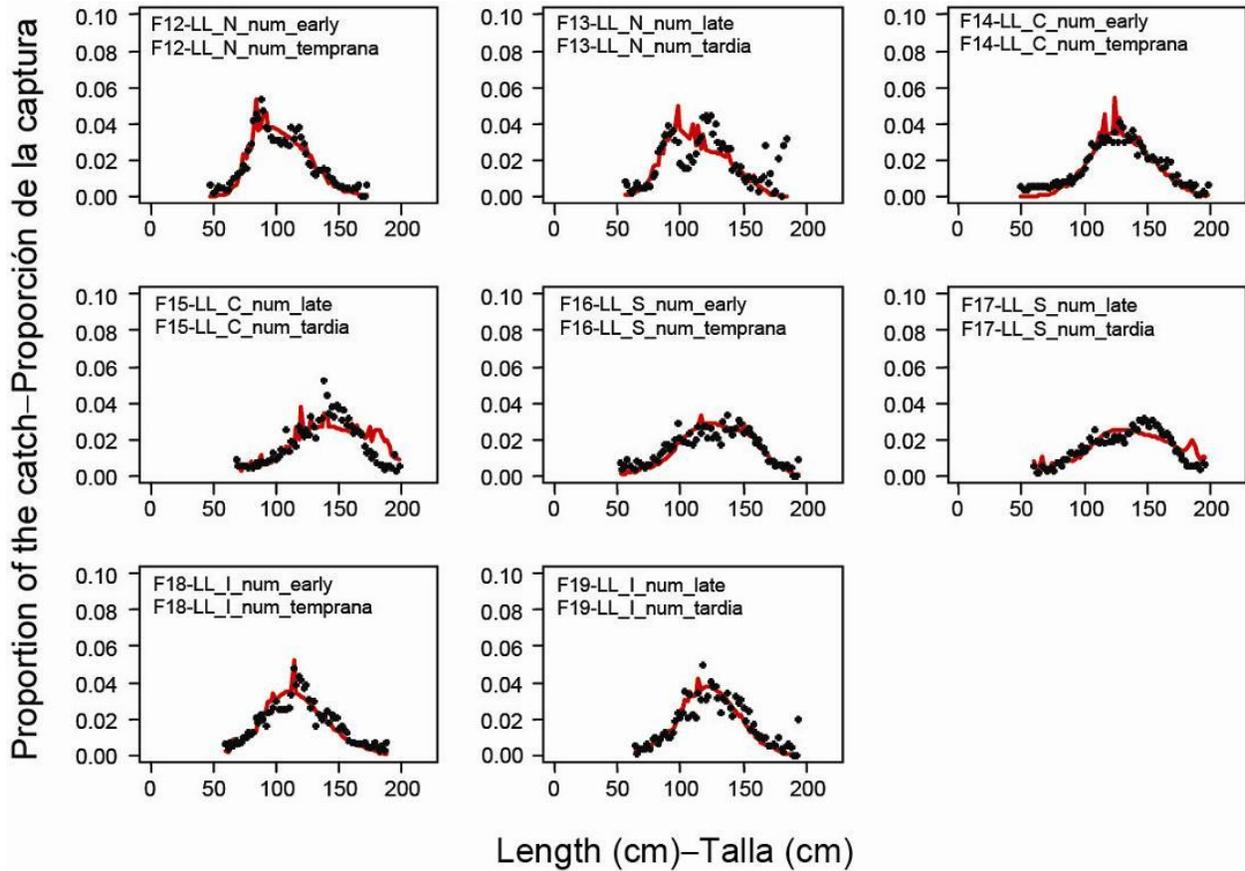
**FIGURE 4.11f.** Pearson residual plots for the model fits to the length-composition data for Fisheries 18 and 19. The gray and black circles represent observations that are higher and lower, respectively, than the model predictions. The areas of the circles are proportional to the absolute values of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

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



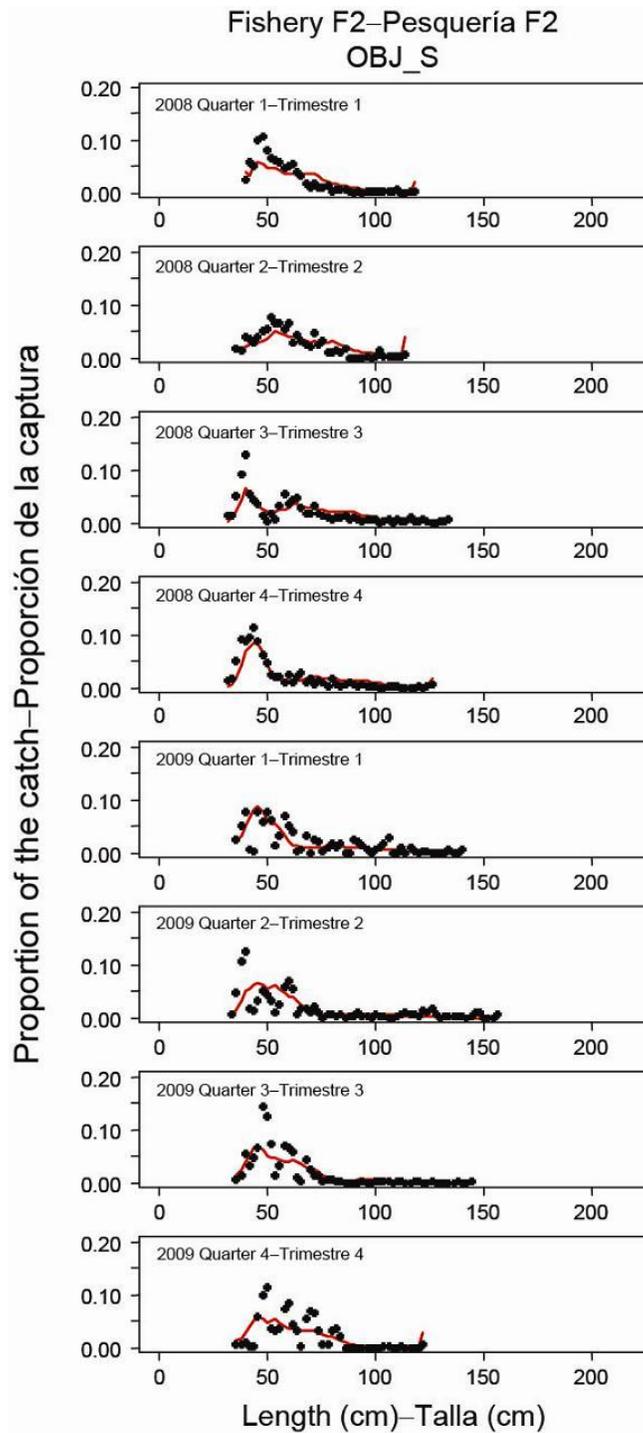
**FIGURE 4.11g.** Average observed (dots) and predicted (curves) length compositions of the catches taken by surface Fisheries 1-7 defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

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



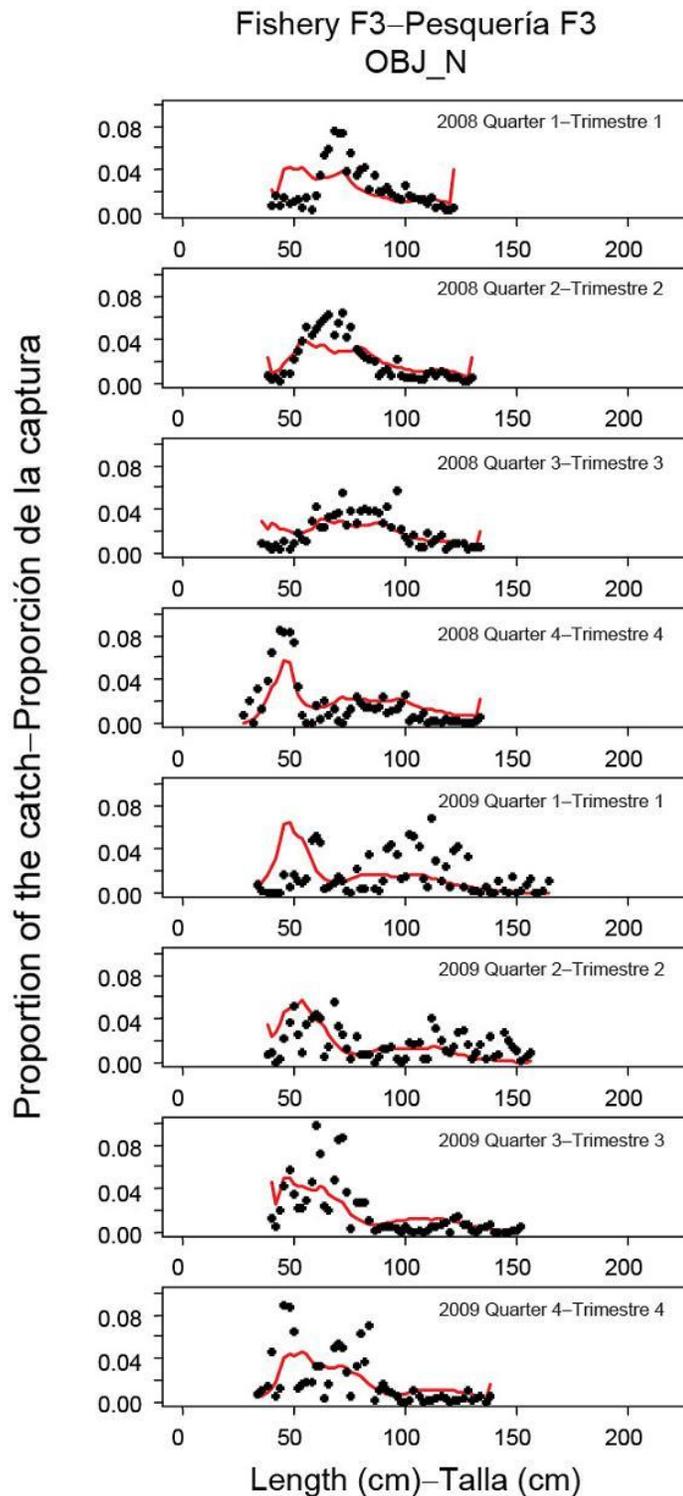
**FIGURE 4.11h.** Average observed (dots) and predicted (curves) length compositions of the catches taken by the longline Fisheries 12-19 defined for the stock assessment of bigeye tuna in the EPO. The numbers in the panels correspond to the numbers designating the fisheries in Table 2.1.

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



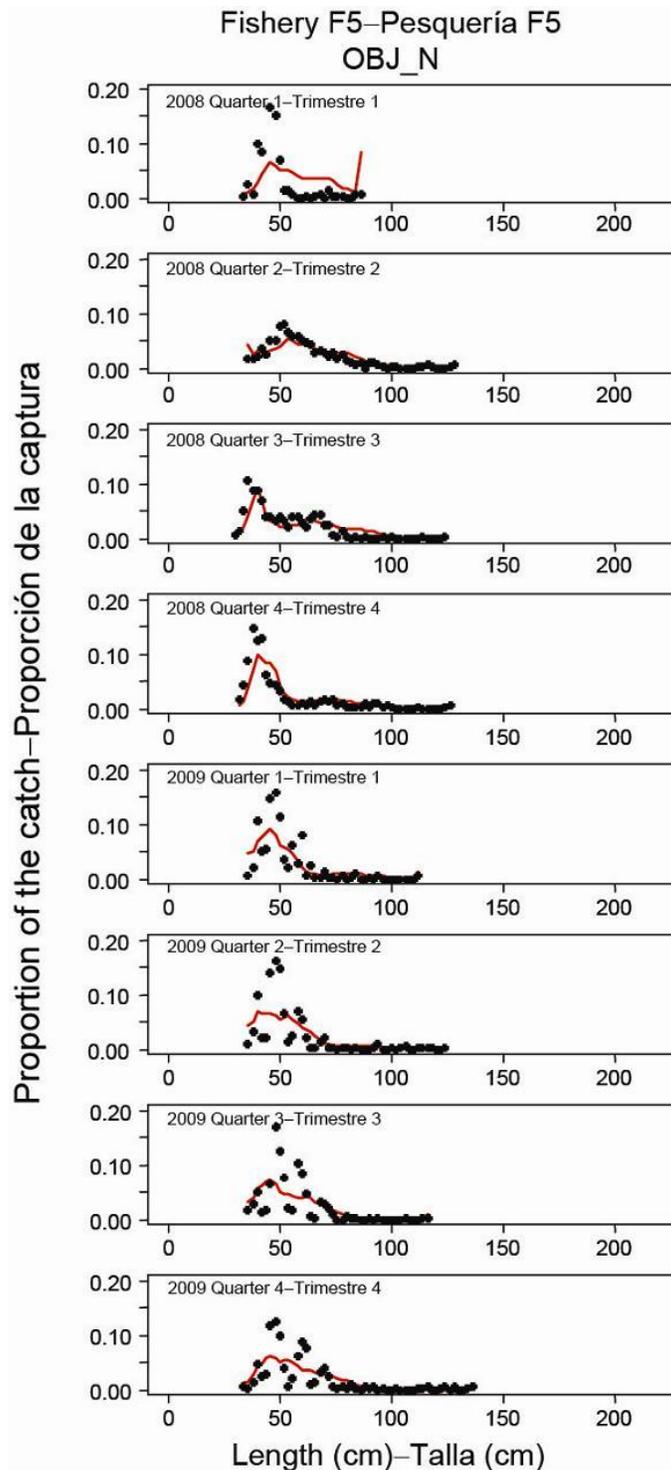
**FIGURE 4.11i.** Observed (dots) and predicted (curves) length compositions of the recent catches of bigeye tuna by Fishery 2. The tails of the predicted length compositions are accumulated at the length intervals corresponding to the lowest and highest observations.

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



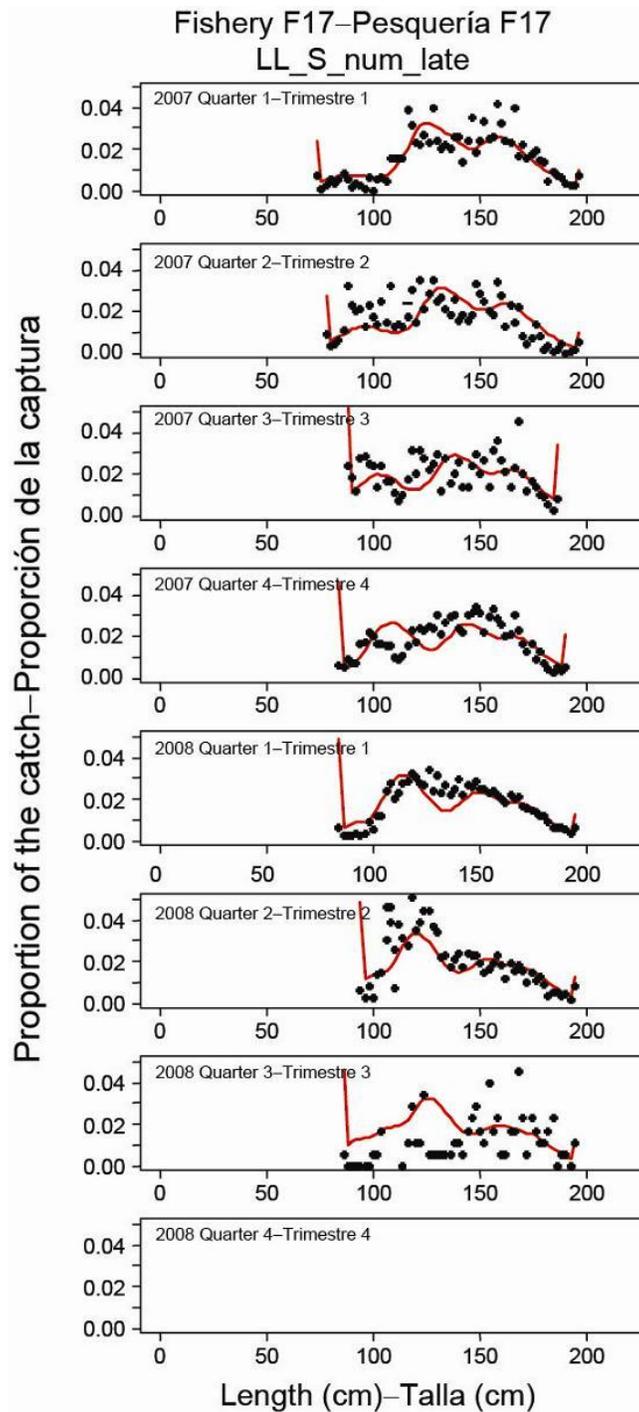
**FIGURE 4.11j.** Observed (dots) and predicted (curves) length compositions of the recent catches of bigeye tuna by Fishery 3. The tails of the predicted length compositions are accumulated at the length intervals corresponding to the lowest and highest observations.

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



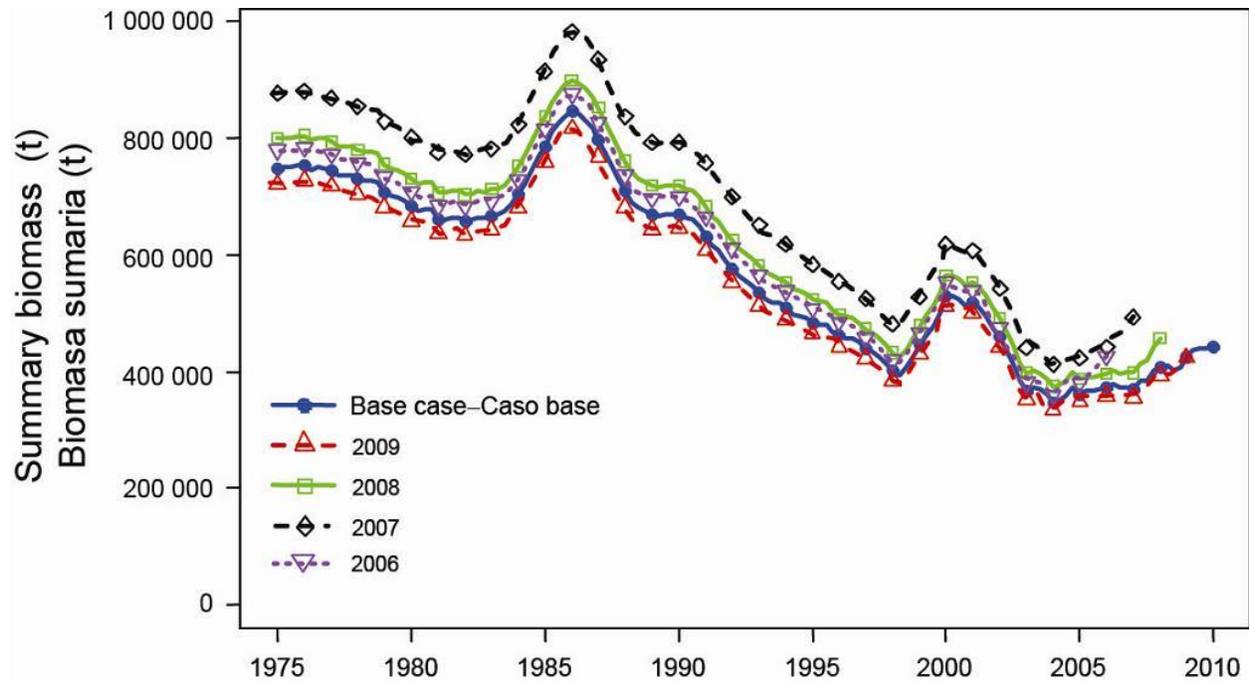
**FIGURE 4.11k.** Observed (dots) and predicted (curves) length compositions of the recent catches of bigeye tuna by Fishery 5. The tails of the predicted length compositions are accumulated at the length intervals corresponding to the lowest and highest observations.

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



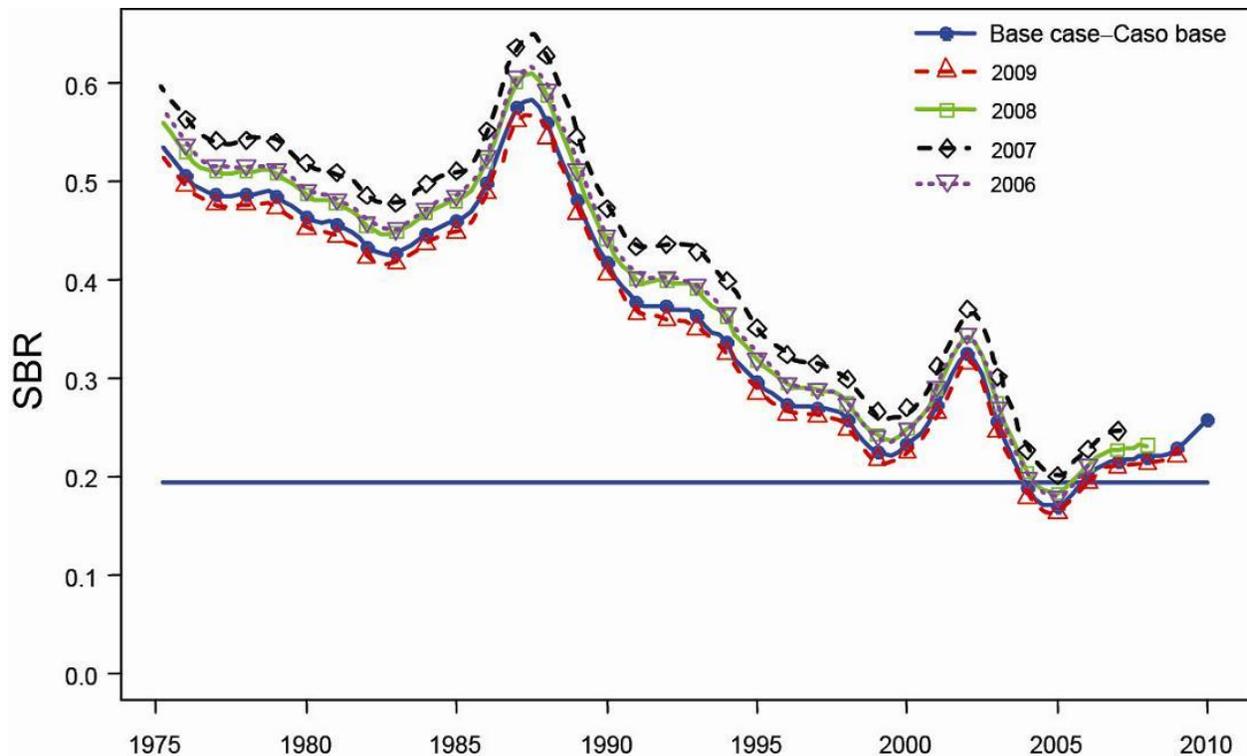
**FIGURE 4.11I.** Observed (dots) and predicted (curves) length compositions of the recent catches of bigeye tuna by Fishery 17. The tails of the predicted length compositions are accumulated at the length intervals corresponding to the lowest and highest observations.

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



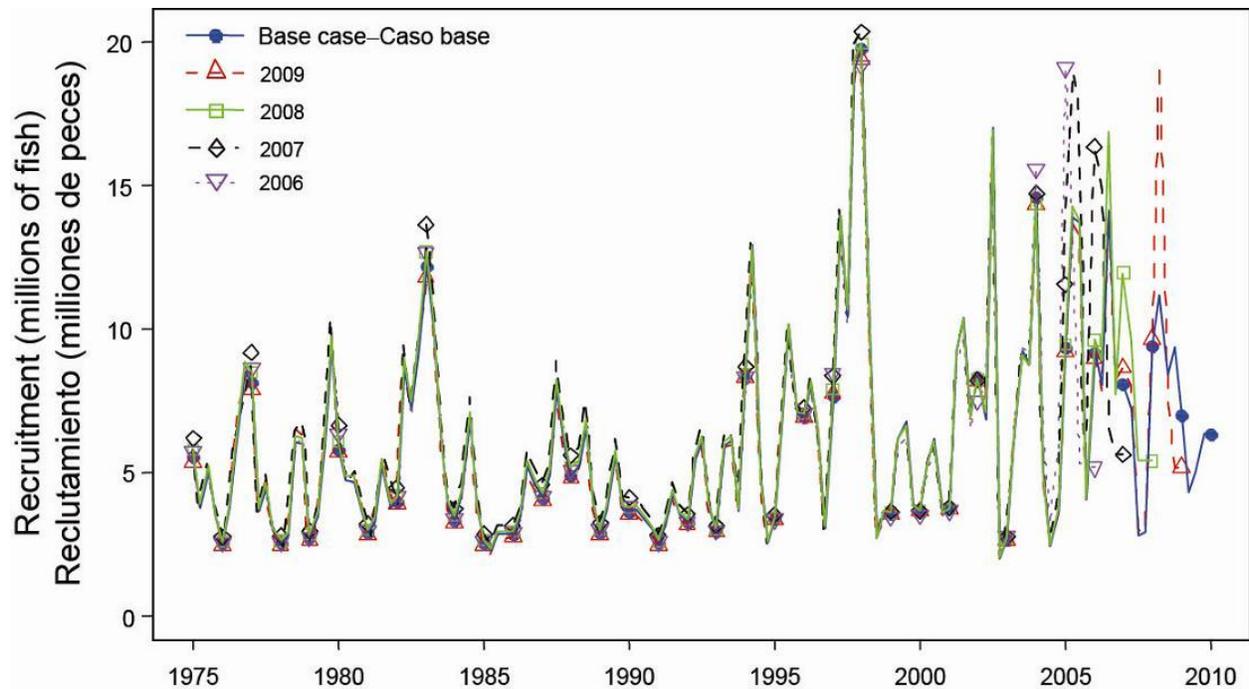
**FIGURE 4.12.** Retrospective comparisons of estimates of biomass of bigeye tuna 3+ quarters old in the EPO (summary biomass). The estimates from the base case model are compared to the estimates obtained when the most recent year (2009), two years (2009 and 2008), three years (2009, 2008, and 2007)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

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



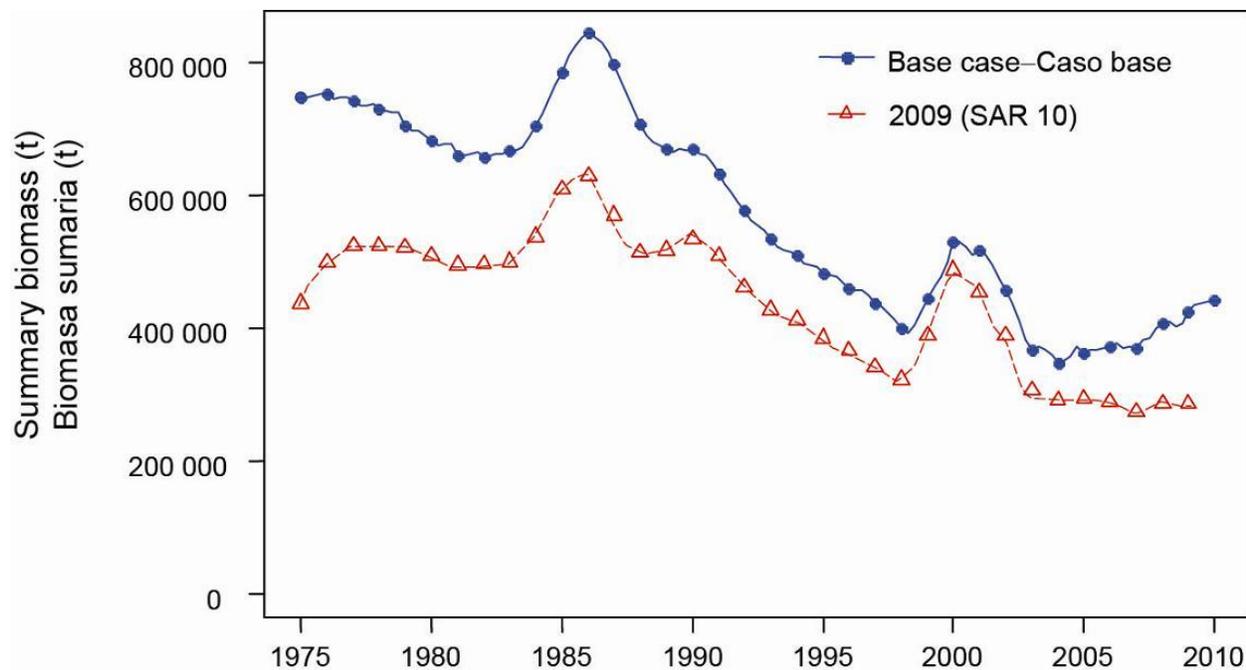
**FIGURE 4.13.** Retrospective comparisons of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna in the EPO. The estimates from the base case model are compared with the estimates obtained when the most recent year (2009), two years (2009 and 2008), three years (2009, 2008, and 2007) or four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

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



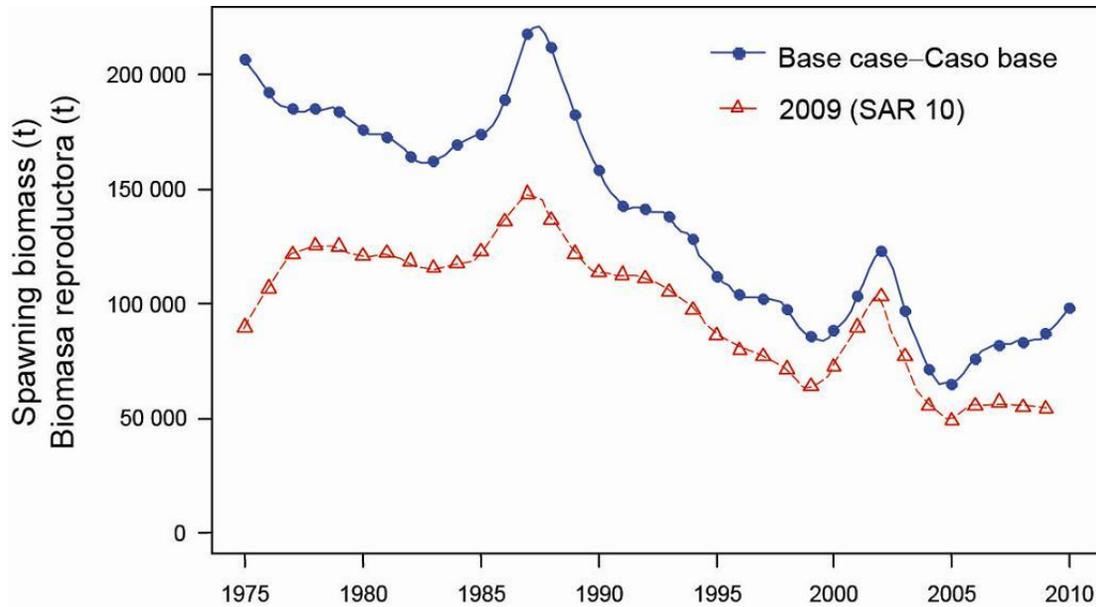
**FIGURE 4.14.** Retrospective comparisons of estimates of the recruitment of bigeye tuna in the EPO. The estimates from the base case model are compared with the estimates obtained when the most recent year (2009), two years (2009 and 2008), three years (2009, 2008, and 2007) or four years (2009, 2008,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

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



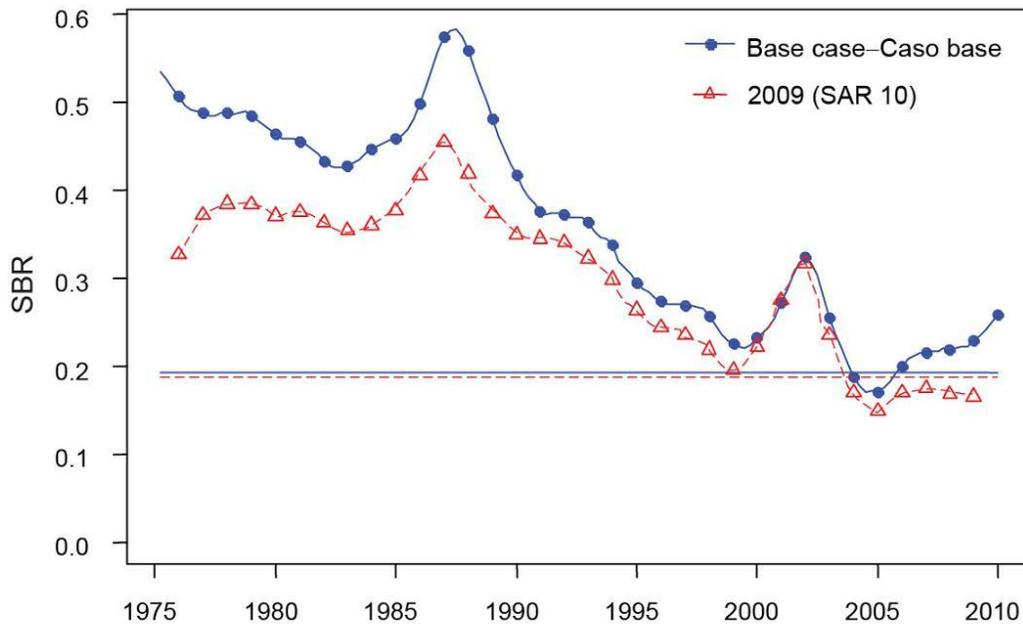
**FIGURE 4.15.** Comparison of estimates of the biomass of bigeye tuna 3+ quarters old (summary biomass) from the most recent assessment (2009) and the base case model of the current assessment. t = metric tons.

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



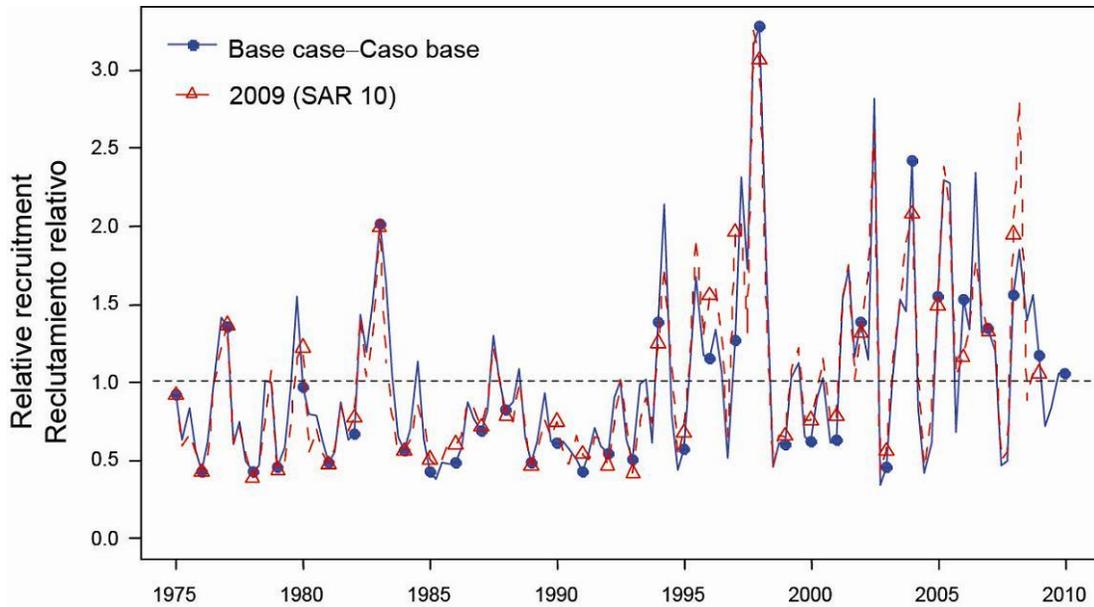
**FIGURE 4.16.** Comparison of estimates of the spawning biomass of bigeye tuna in the EPO from the most recent assessment (2009) and the base case model of the current assessment. t = metric tons.

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

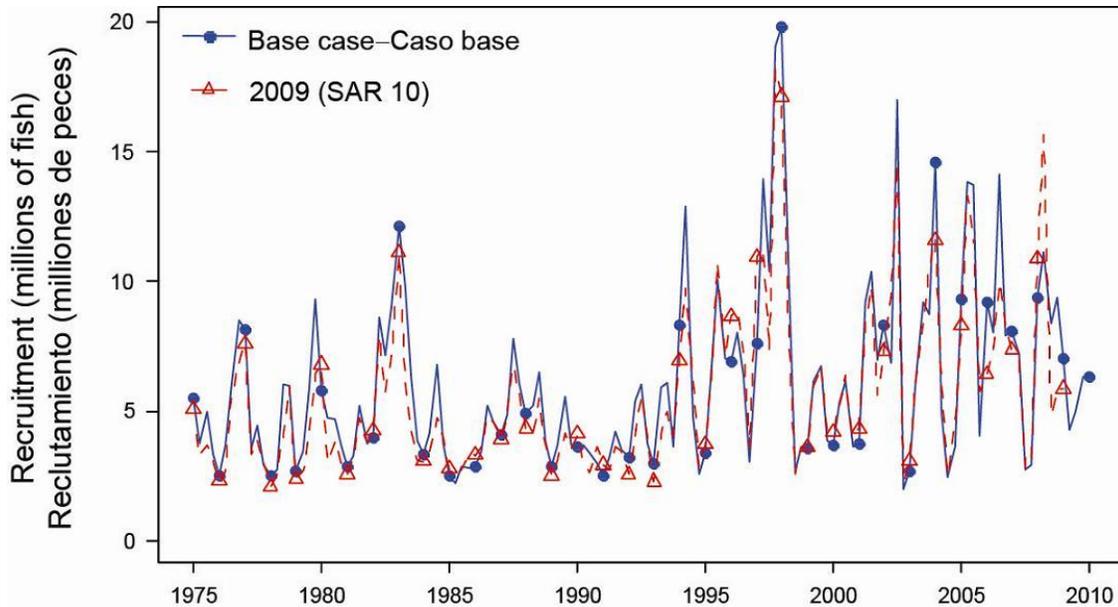


**FIGURE 4.17.** Comparison of estimated spawning biomass ratios (SBRs) for bigeye tuna in the EPO from the most recent assessment (2008) and the base case model of the current assessment, both using Stock Synthesis. The horizontal lines indicate the SBR at MSY.

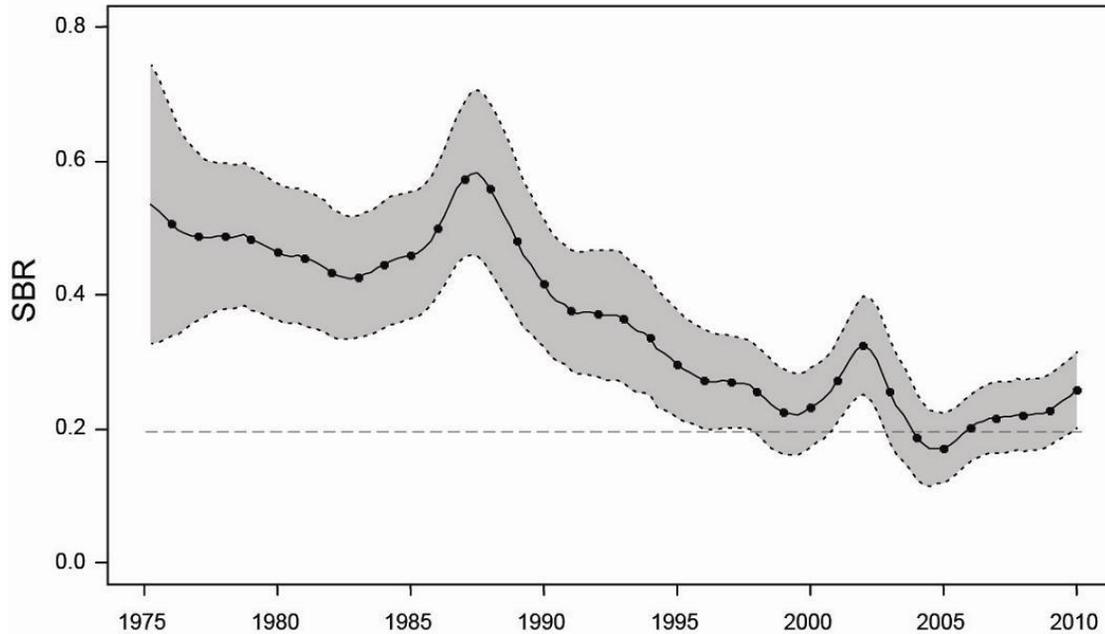
**FIGURA 4.17.** Comparación del cociente de biomasa reproductora (SBR) estimado de atún patudo en el OPO de la evaluación más reciente (2008) y el modelo de caso base de la evaluación actual, ambos con *Stock Synthesis*. Las líneas horizontales indican el SBR en RMS.



**FIGURE 4.18a.** Comparison of estimated recruitment of bigeye tuna in the EPO from the most recent assessment (2009) and the base case model of the current assessment, both using Stock Synthesis.  
**FIGURA 4.18.** Comparación del reclutamiento estimado de atún patudo en el OPO de la evaluación más reciente (2009) y del modelo de caso base de la evaluación actual, ambos con *Stock Synthesis*.

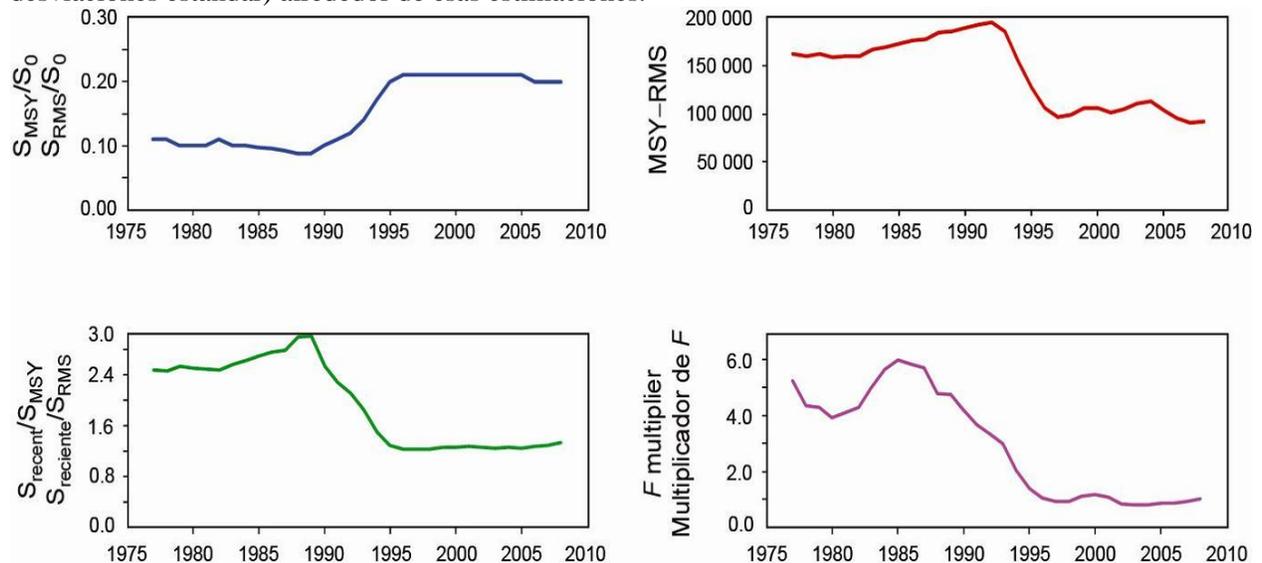


**FIGURE 4.18b.** Comparison of estimated relative recruitment of bigeye tuna in the EPO from the most recent assessment (2009) and the base case model of the current assessment, both using Stock Synthesis.  
**FIGURA 4.18b.** Comparación del reclutamiento relativo estimado de atún patudo en el OPO de la evaluación más reciente (2008) y del modelo de caso base de la evaluación actual, ambos con *Stock Synthesis*.



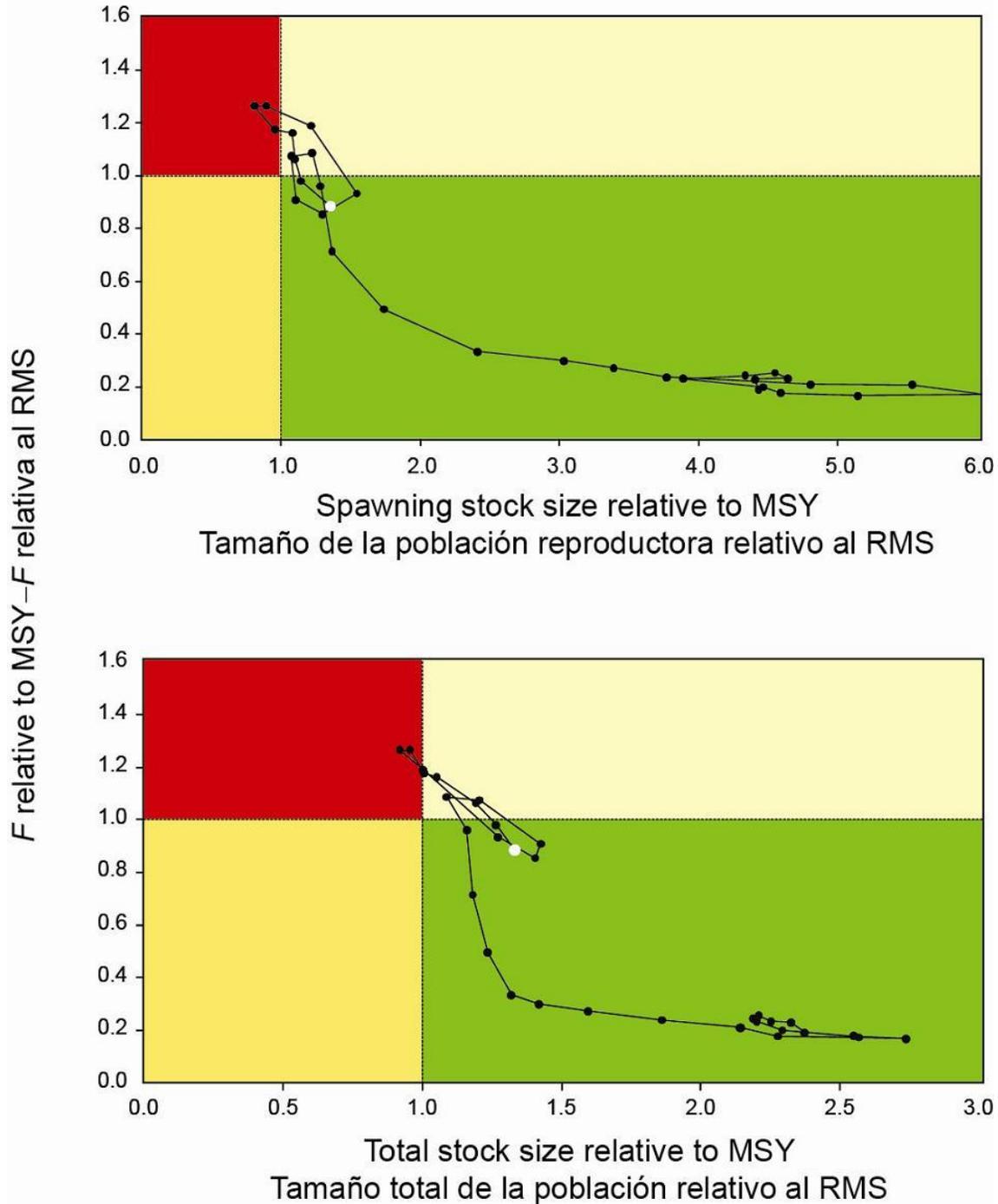
**FIGURE 5.1.** Estimated spawning biomass ratios (SBRs) for bigeye tuna in the EPO. The dashed horizontal line (at about 0.19) identifies the SBR at MSY. The solid line illustrates the maximum likelihood estimates, and the shaded area represents the confidence intervals ( $\pm 2$  standard deviations) 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 0,19) 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.



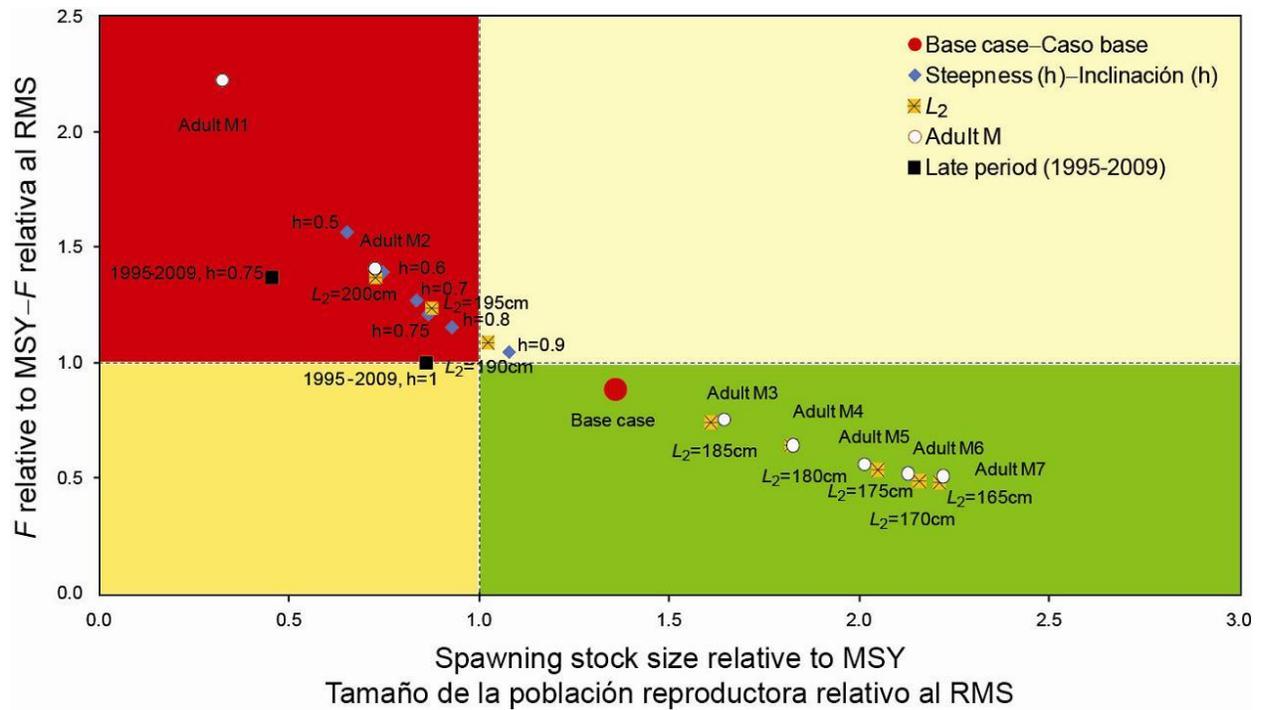
**FIGURE 5.2.** Estimates of MSY-related quantities calculated using the average age-specific fishing mortality for each year. ( $S_{recent}$  is the spawning biomass at the beginning of 2009.)

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



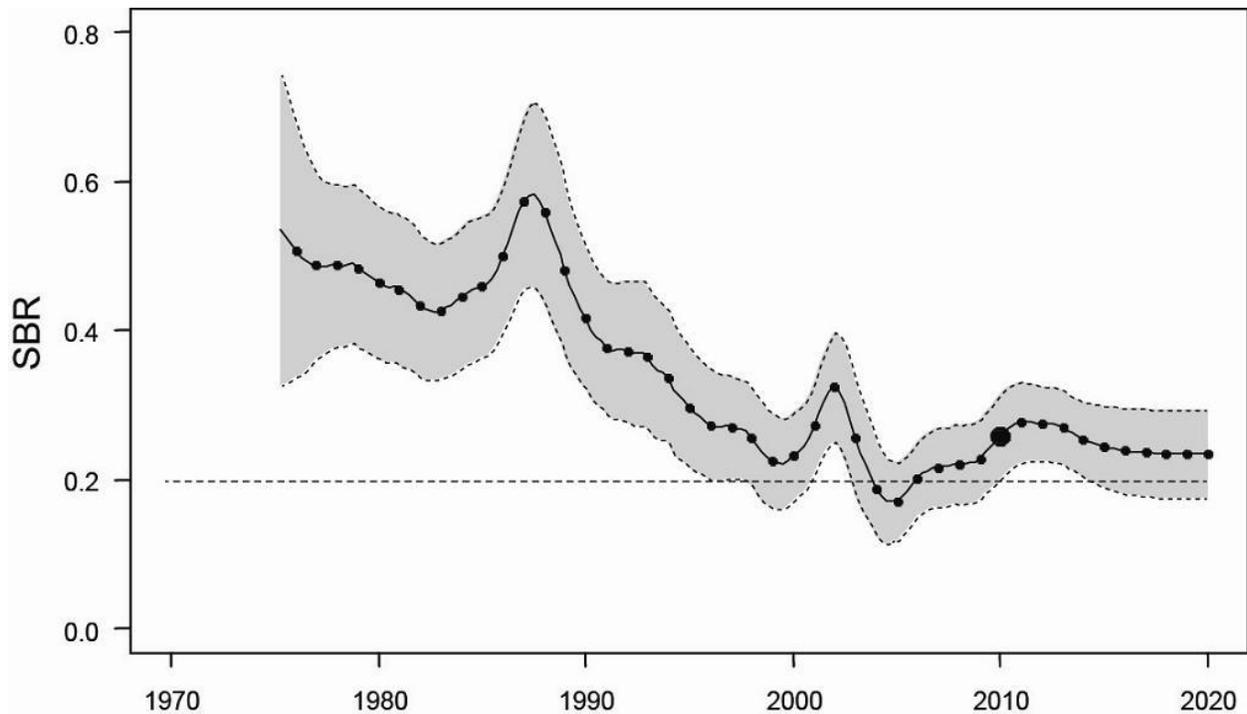
**FIGURE 5.3a.** Phase plot of the time series of estimates of stock size (top: spawning biomass; bottom: total biomass) and fishing mortality relative to their MSY reference points. Each dot is based on the average fishing mortality rate over three years; the large dot indicates the most recent estimate.

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



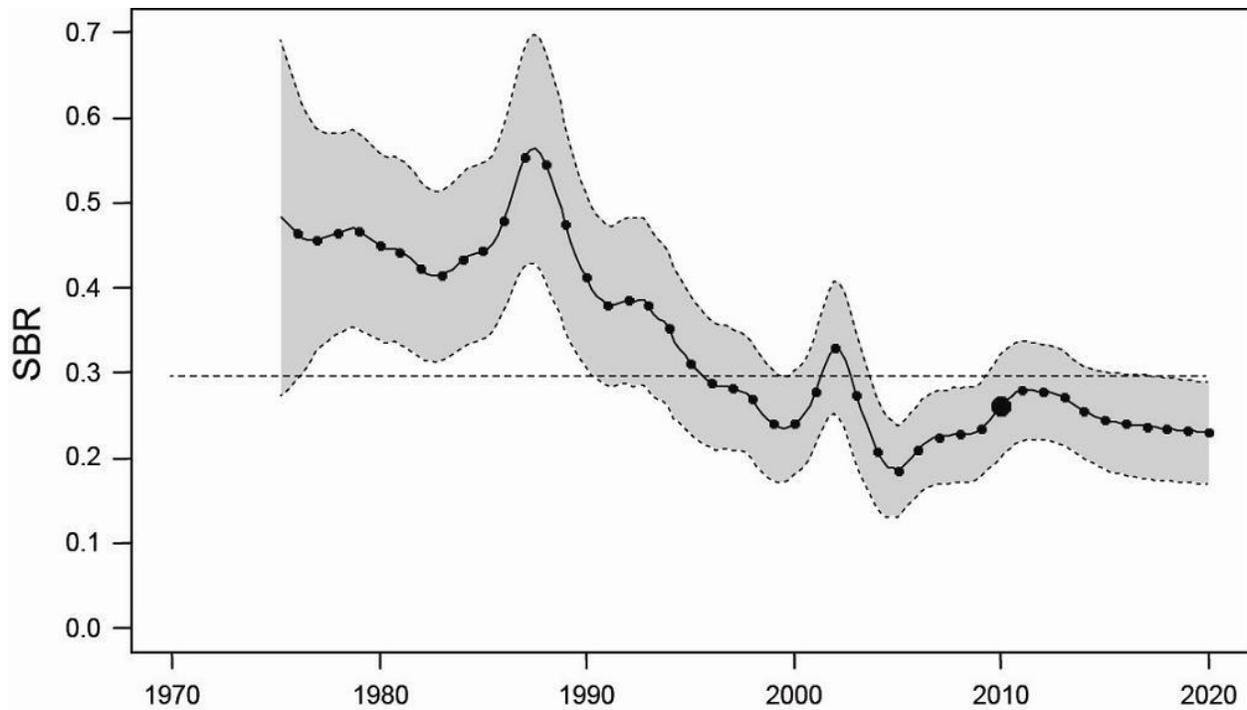
**FIGURE 5.3b.** Phase plot of the most recent estimate of spawning biomass stock size and fishing mortality relative to their MSY reference points. Each point is based on the average fishing mortality rate over the most recent three years.

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



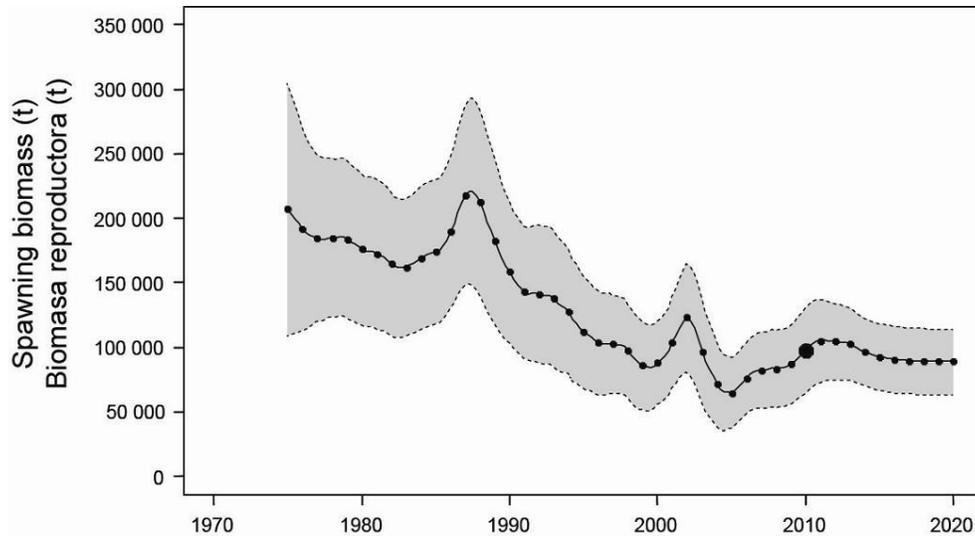
**FIGURE 6.1a.** Spawning biomass ratios (SBRs) of bigeye tuna in the EPO, including projections for 2011-2020 based on average fishing mortality rates during 2007-2009. The dashed horizontal line (at about 0.19) identifies the SBR at MSY. The solid line illustrates the maximum likelihood estimates,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

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



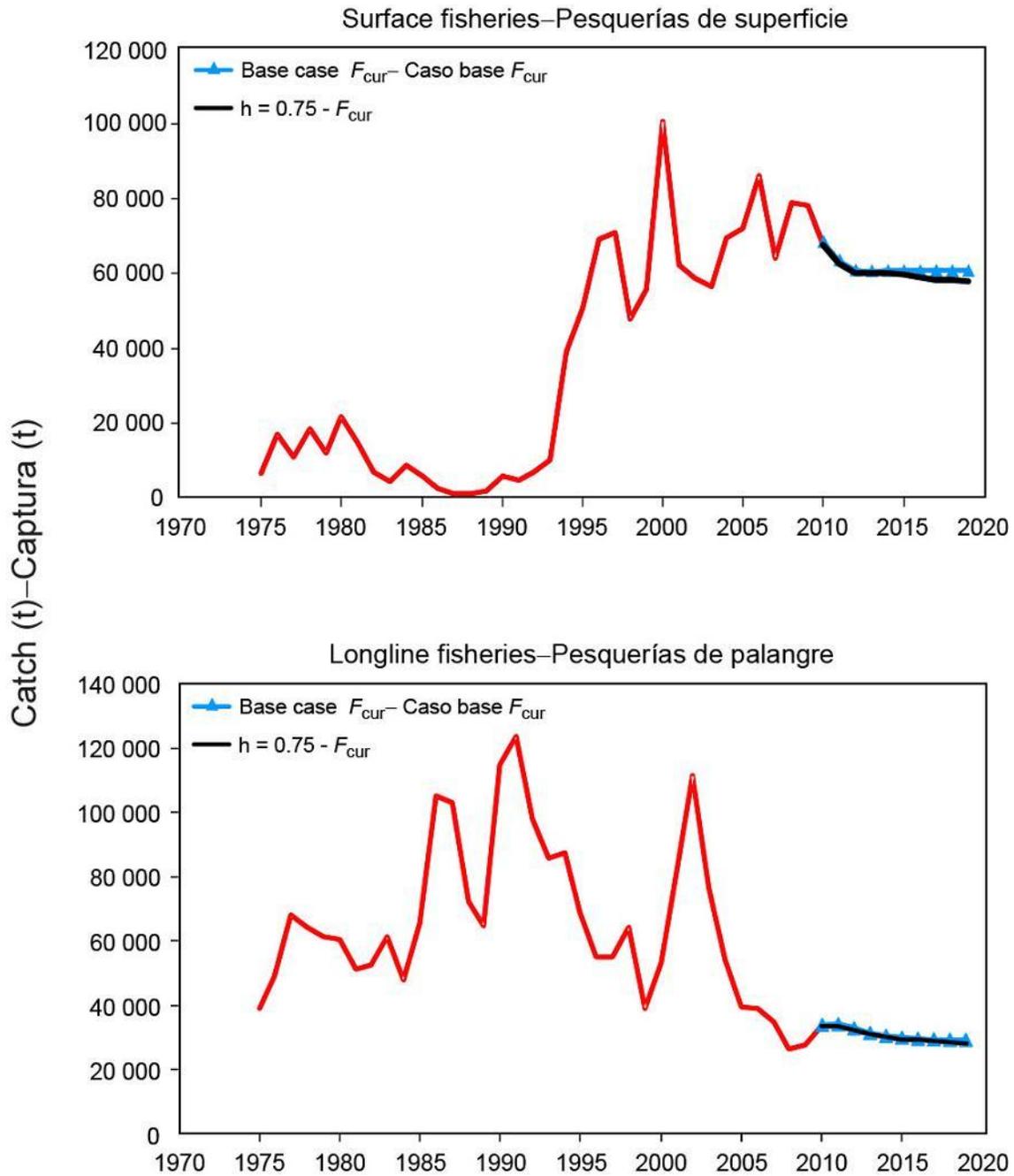
**FIGURE 6.1b.** Projected spawning biomass ratios (SBRs) of bigeye tuna in the EPO from the stock-recruitment sensitivity analysis. The dashed horizontal line (at about 0.30) identifies the SBR at MSY. The solid line illustrates the maximum likelihood estimates, and the estimates after 2010 (the large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

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



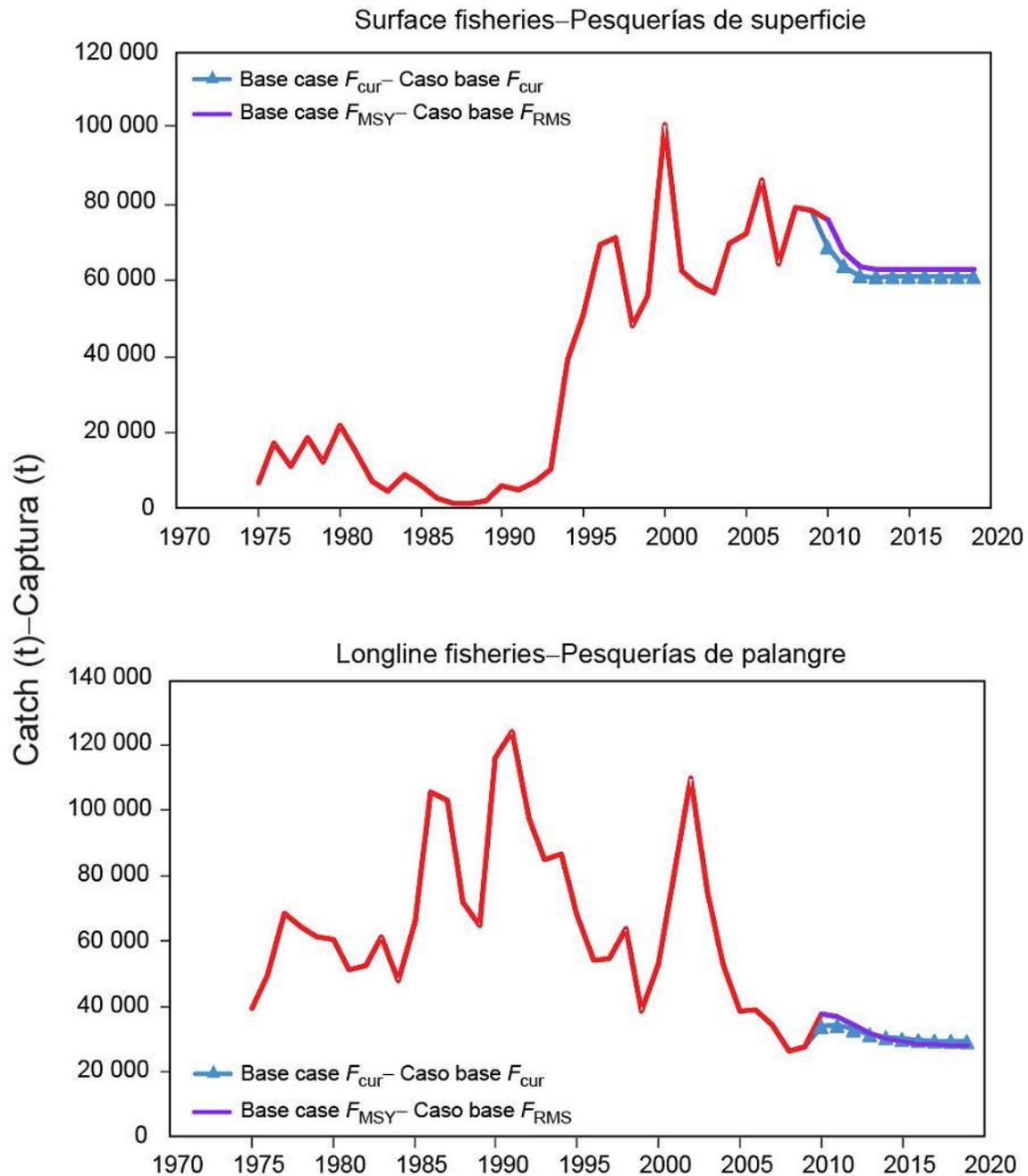
**FIGURE 6.2.** Spawning biomass of bigeye tuna, including projections for 2011-2020 based on average fishing mortality rates during 2007-2009. The solid line illustrates the maximum likelihood estimates, and the estimates after 2010 (the large dot) indicate the spawning biomass predicted to occur if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

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

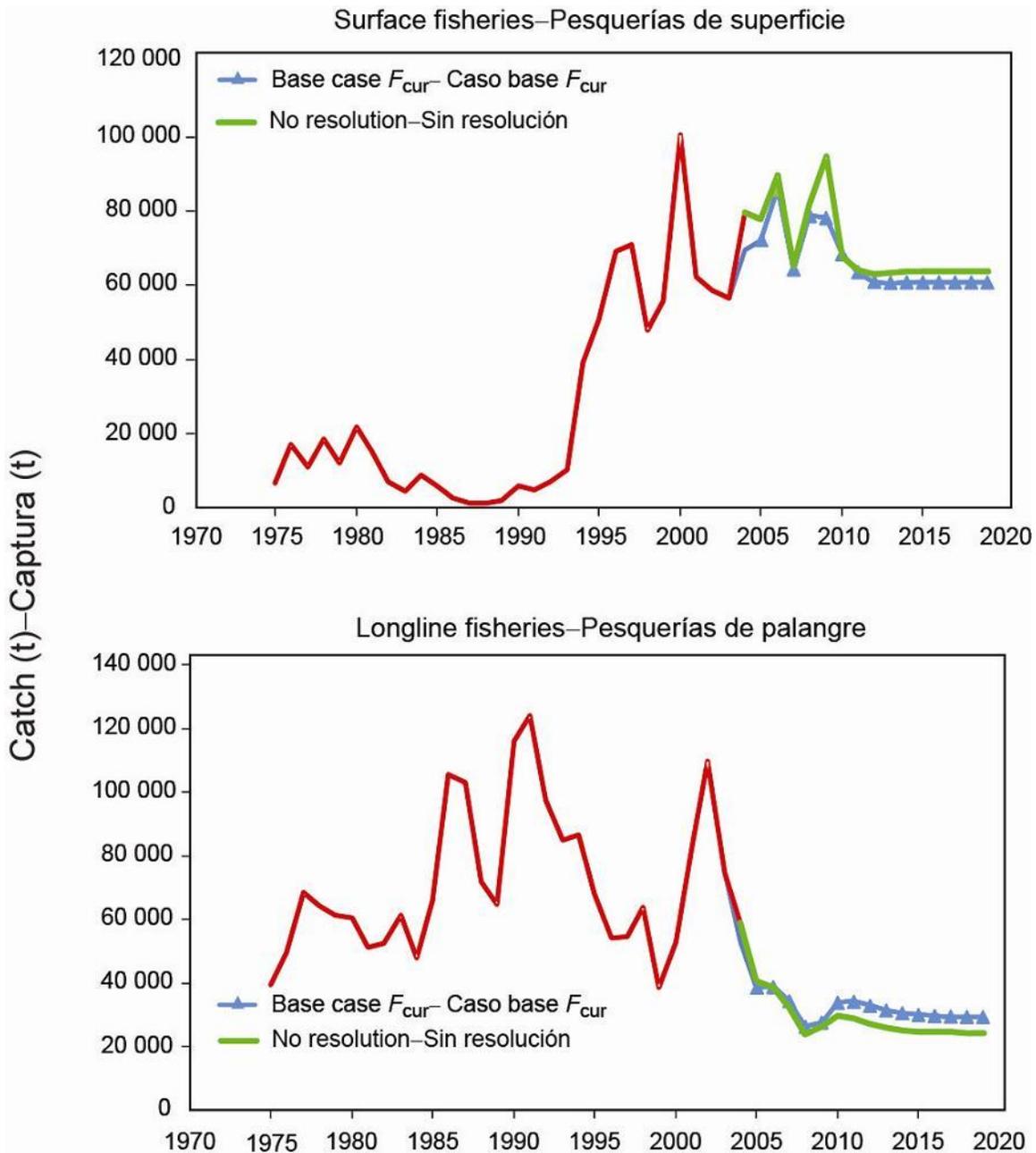


**FIGURE 6.3a.** Predicted annual catches of bigeye tuna during 2010-2020 for the surface (top panel) and longline (bottom panel) fisheries, based on fishing mortality rates during 2007-2009. Predicted catches are compared between the base case and the analysis in which a stock-recruitment relationship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

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

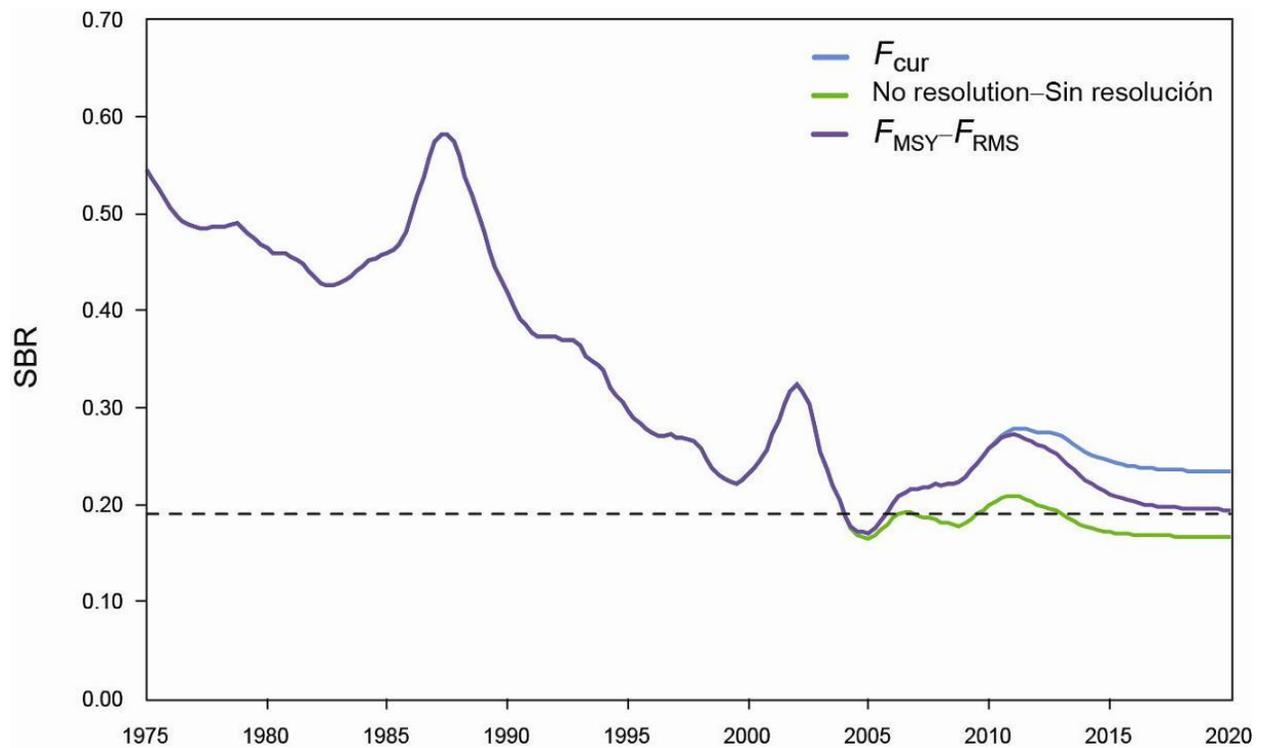


**FIGURE 6.3b.** Predicted annual catches of bigeye tuna during 2010-2020 for the surface (top panel) and longline (bottom panel) fisheries, based on fishing mortality rates during 2007-2009. Predicted catches are compared between the base case ( $F_{cur}$ ) and the analysis assuming  $F_{MSY}$  (upper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



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

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



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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

**TABLE 5.1.** Estimates of the MSY and its associated quantities for bigeye tuna for the base case assessment and the sensitivity analyses. All analyses are based on average fishing mortality during 2007-2009.  $B_{\text{recent}}$  and  $B_{\text{MSY}}$  are defined as the biomass of fish 3+ quarters old (in metric tons) at the beginning of 2010 and at MSY, respectively.  $S_{\text{recent}}$  and  $S_{\text{MSY}}$  are in metric tons.  $C_{\text{recent}}$  is the estimated total catch in 2009. The  $F$  multiplier indicates how many times effort would have to be effectively increased to achieve the MSY in relation to the average fishing mortality during 2007-2009.

**TABLA 5.1.** Estimaciones del RMS y sus cantidades asociadas para el atún patudo para la evaluación del caso base y los análisis de sensibilidad. Todos los análisis se basan en la mortalidad por pesca promedio de 2007-2009. Se definen  $B_{\text{recent}}$  y  $B_{\text{RMS}}$  como la biomasa de peces de 3+ trimestres de edad (en toneladas métricas) al principio de 2010 y en RMS, respectivamente. Se expresan  $S_{\text{recent}}$  y  $S_{\text{MSY}}$  en toneladas métricas.  $C_{\text{recent}}$  es la captura total estimada en 2009. El multiplicador de  $F$  indica cuántas veces se tendría que incrementar el esfuerzo para lograr el RMS en relación con la mortalidad por pesca media durante 2007-2009.

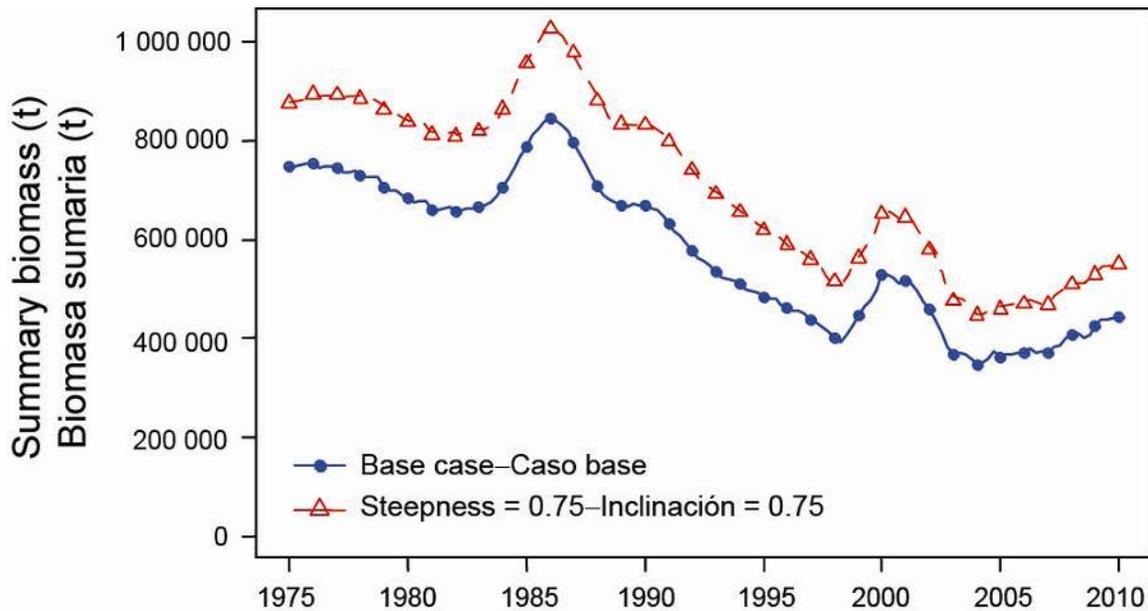
		Appendix-Anexo						
		A	B		C		D	
		h = 0.75	$L_2$		Adult $M$ - $M$ adulto		Data-Datos 1995-2009	
Base case- Caso base		170 cm	200 cm	Sens $M1$	Sens $M5$	h=1	h=0.75	
MSY-RMS	90,538	86,321	114,492	86,001	88,294	113,917	115,781	141,283
$B_{\text{MSY}} - B_{\text{RMS}}$	332,331	582,233	428,532	306,662	516,205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

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

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

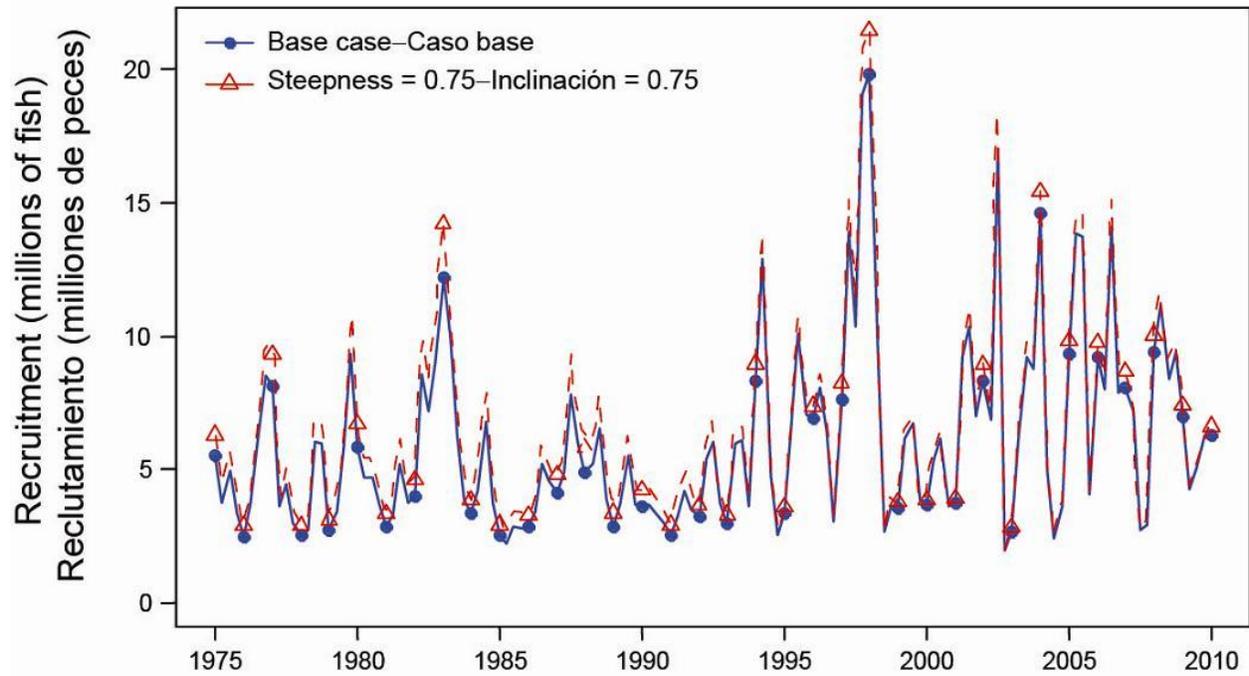
	<b>Base case</b> <b>Caso base</b>	<b>Purse-seine only</b> <b>Cerco solamente</b>	<b>Longline only</b> <b>Palangre solamente</b>	<b>2007-2008</b>
MSY-RMS	90,538	67,928	208,887	93,412
$B_{MSY} - B_{RMS}$	332,331	266,626	371,166	335,584
$S_{MSY} - S_{RMS}$	73,690	62,008	40,302	73,661
$B_{MSY}/B_0 - B_{RMS}/B_0$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

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



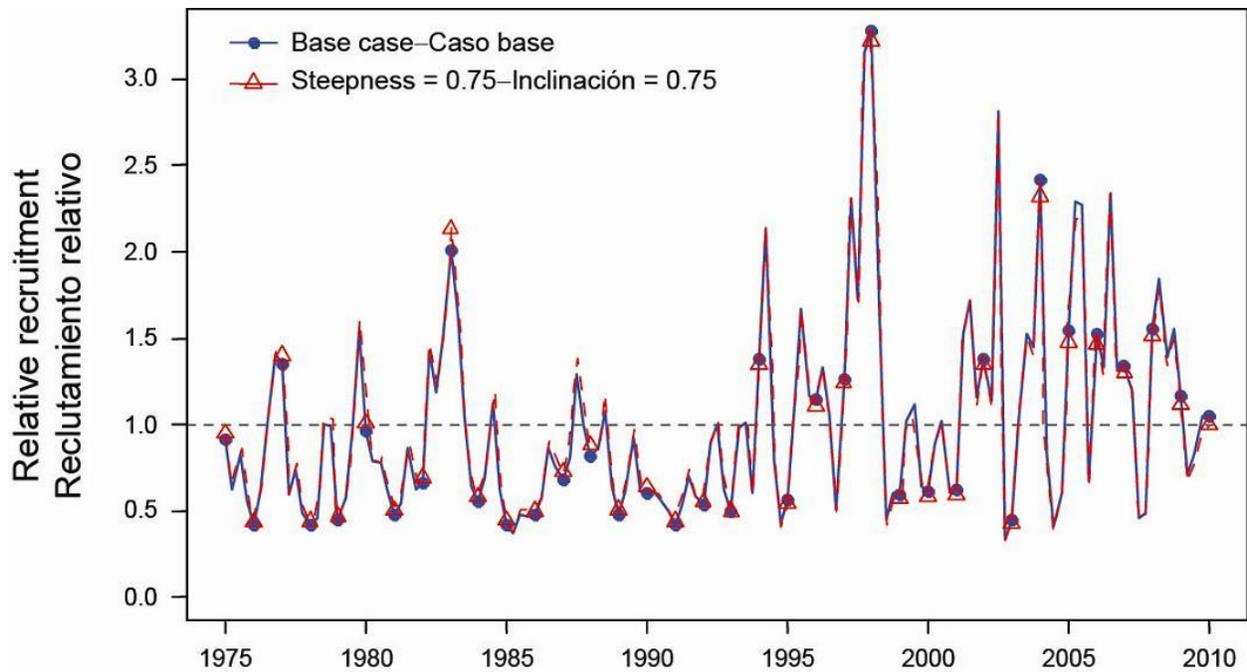
**FIGURE A.1.** Comparison of estimates of biomass of bigeye tuna 3+ quarters old (summary biomass) from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75). t = metric tons.

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



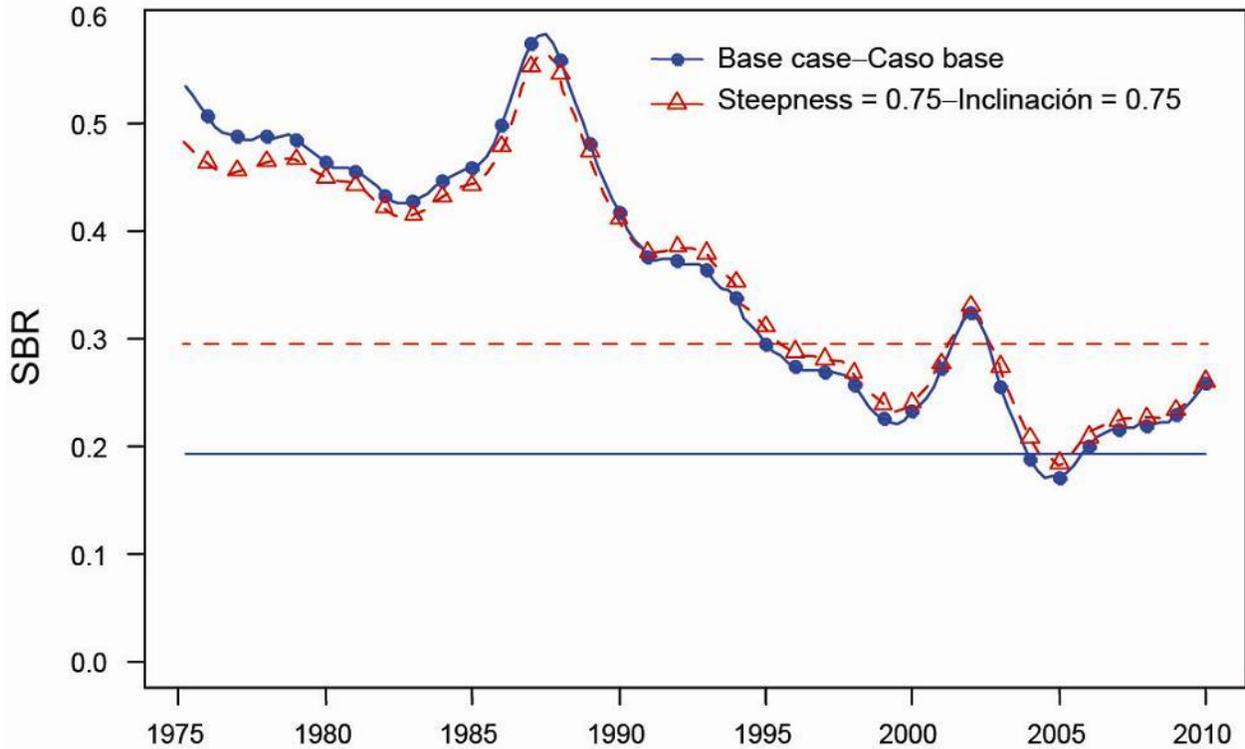
**FIGURE A.2a.** Comparison of estimates of absolute recruitment for bigeye tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

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

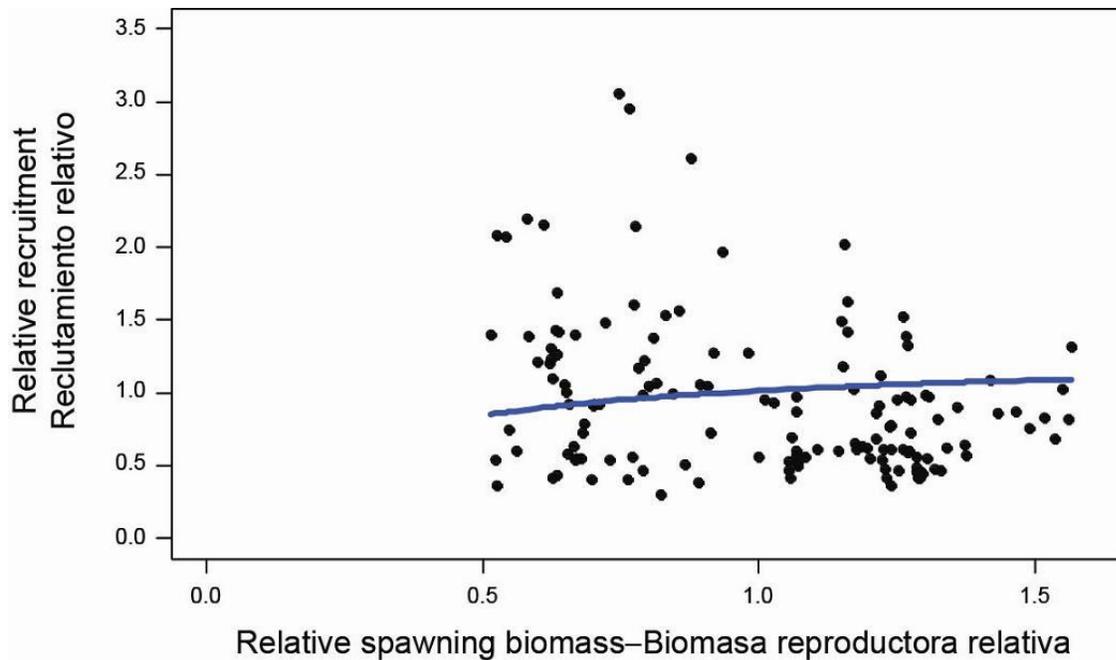


**FIGURE A.2b.** Comparison of estimates of relative recruitment for bigeye tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75). The estimates are scaled so that the estimate of average recruitment is equal to 1.0 (dashed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

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

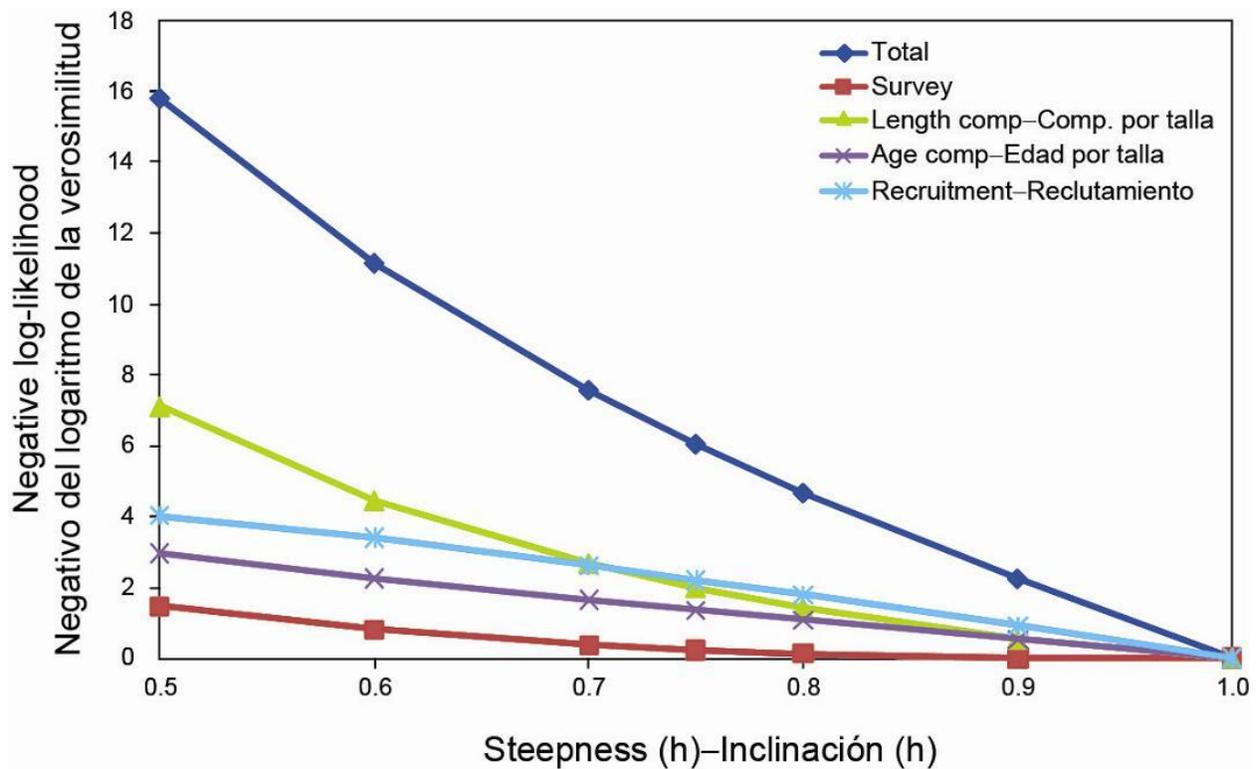


**FIGURE A.3.** Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the analysis without a stock-recruitment relationship (base case) and with a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75). The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY under the two scenarios.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



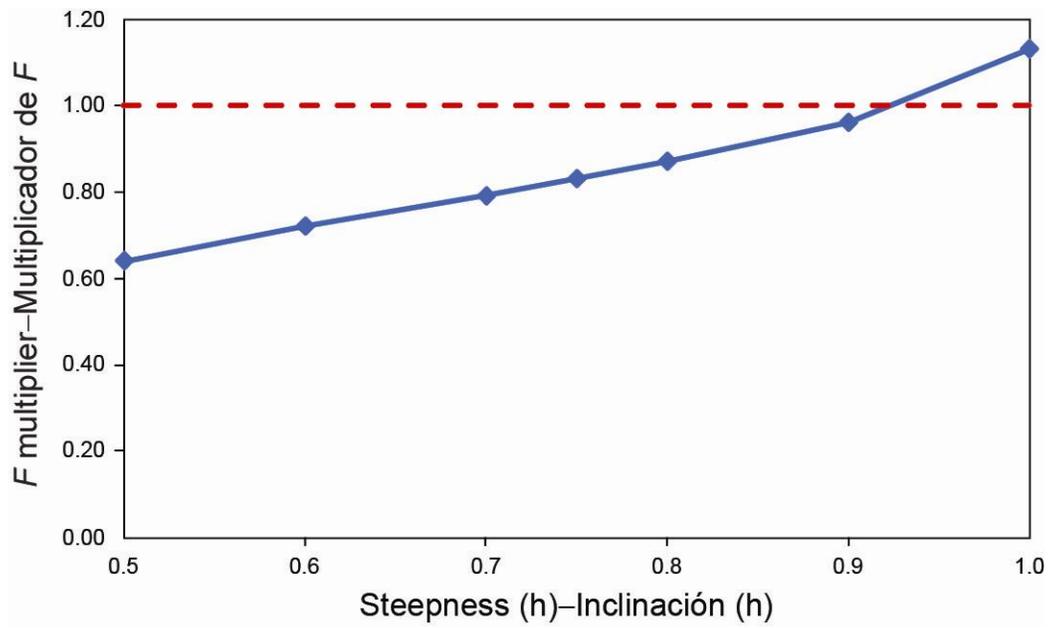
**FIGURE A.4.** Recruitment of bigeye tuna plotted against spawning biomass when the analysis has a stock-recruitment relationship (steepness = 0.75).

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



**FIGURE A.5.** Likelihood profile on steepness.

**FIGURA A.5.** Perfil de verosimilitud en inclinación.



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

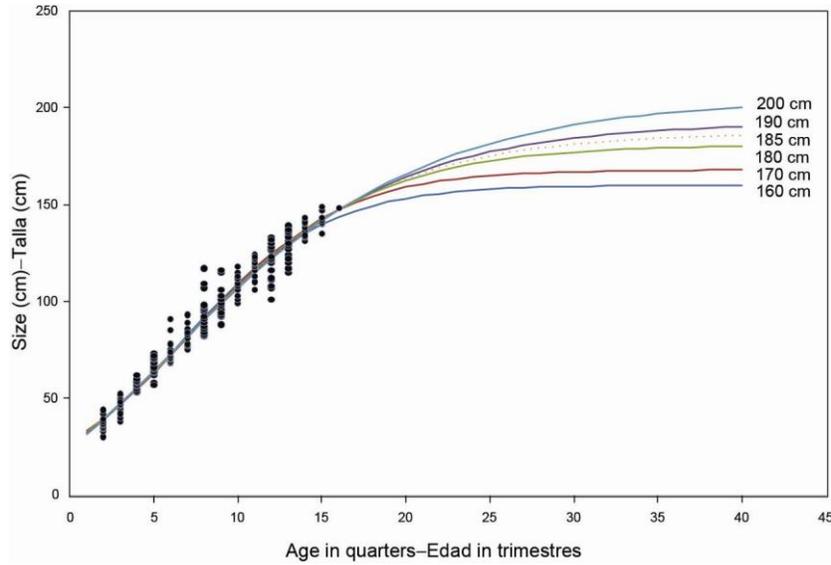
**FIGURA A.6.** Multiplicador de *F* como función de la inclinación.

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

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

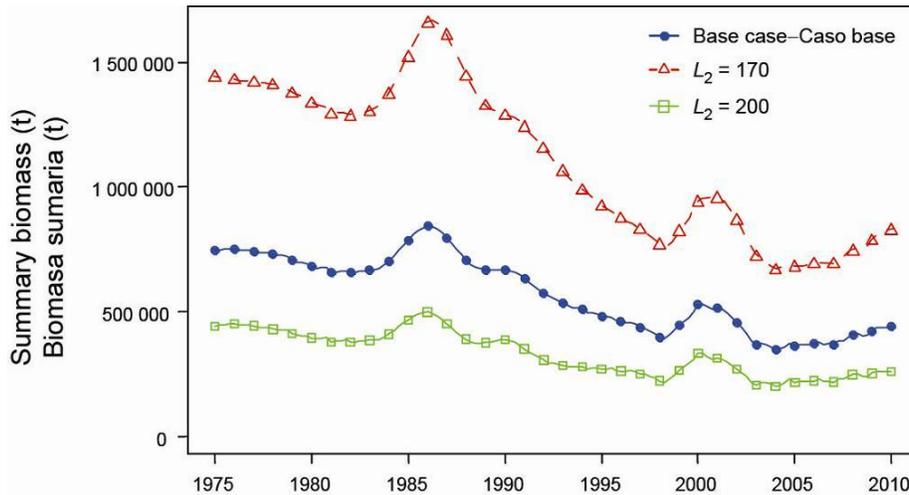
	$h = 0.5$	$h = 0.6$	$h = 0.7$	$h = 0.75$	$h = 0.8$	$h = 0.9$	<b>Base case– Caso base (<math>h=1</math>)</b>
MSY-RMS	86,808	85,646	85,926	86,321	86,833	88,225	90,538
$B_{\text{MSY}} - B_{\text{RMS}}$	1,095,940	814,943	646,325	582,233	526,187	428,314	332,331
$S_{\text{MSY}} - S_{\text{RMS}}$	290,369	211,127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

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



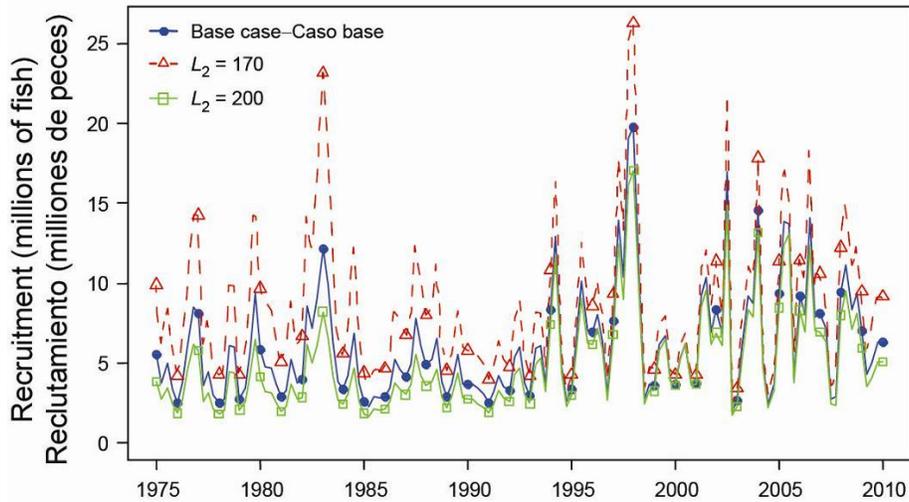
**FIGURE B.1.** Comparison of the estimated Richards growth curves (sensitivity) for bigeye tuna, assuming different fixed values for the average size of the oldest fish ( $L_2$ ) parameter.

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



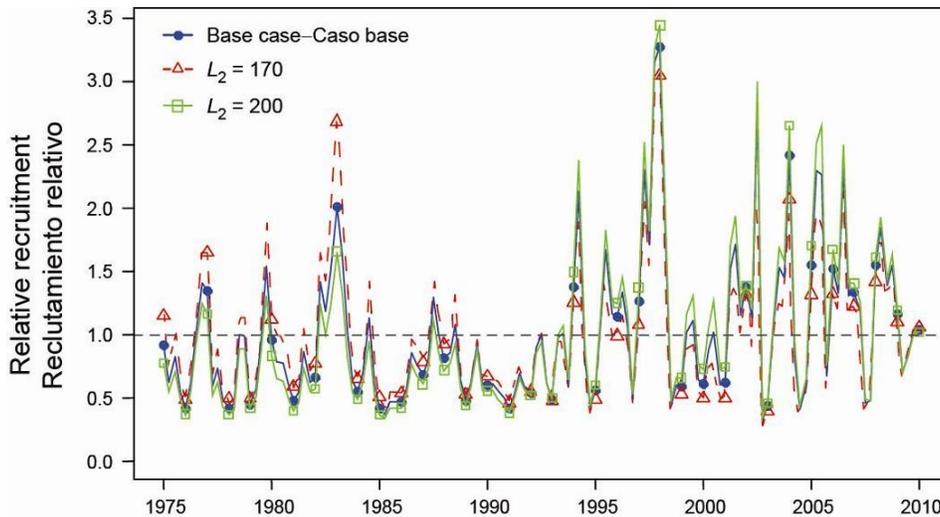
**FIGURE B.2.** Comparison of estimates of biomass of bigeye tuna from the base case analysis using a Richards growth curve with the average size of the oldest fish ( $L_2$ ) fixed at 185.5 cm, and two alternative models with  $L_2$  fixed at a lower (170 cm) and a higher value (200 cm). t = metric tons.

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



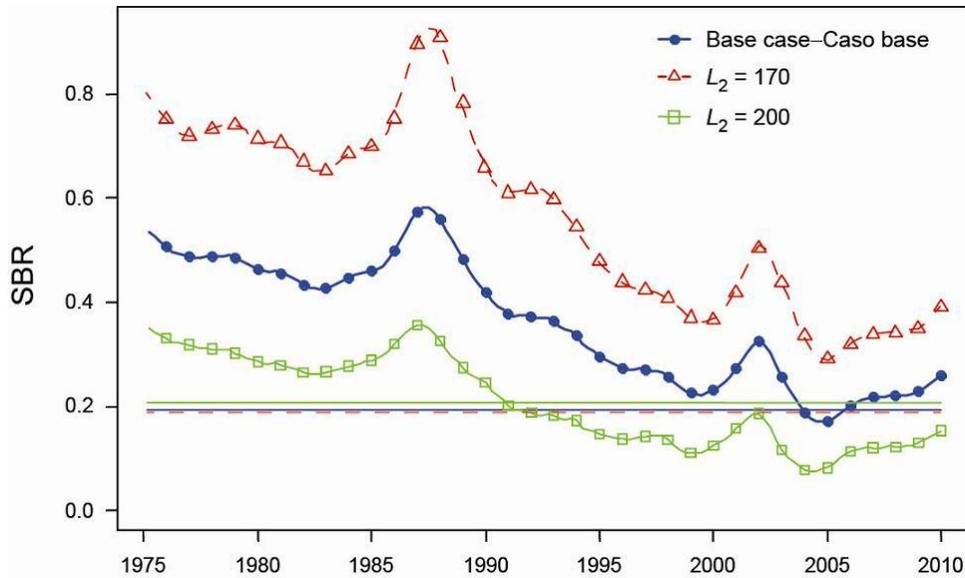
**FIGURE B.3a.** Comparison of estimates of absolute recruitment (in millions of fish) for bigeye tuna from the base case analysis using a Richards growth curve with the average size of the oldest fish ( $L_2$ ) fixed at 185.5 cm, and two alternative models with  $L_2$  fixed at a lower (170 cm) and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

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



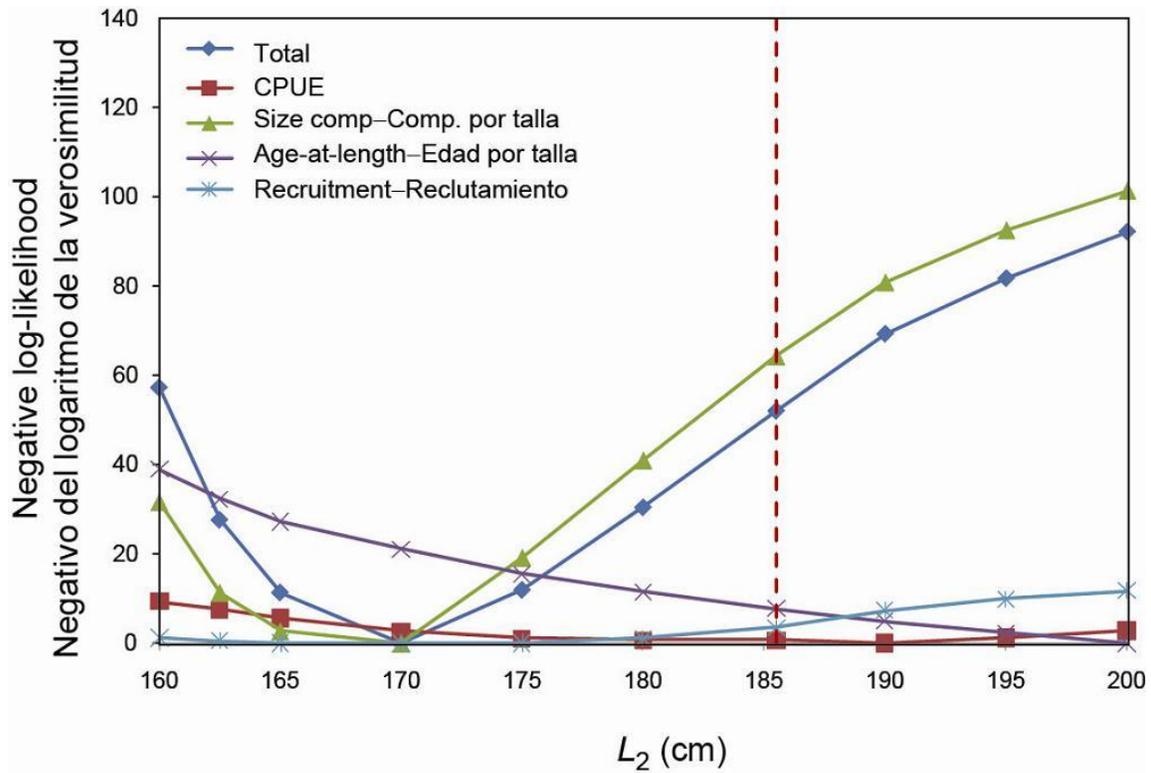
**FIGURE B.3b.** Comparison of estimates of relative recruitment for bigeye tuna from the base case analysis using a Richards growth curve with the average size of the oldest fish ( $L_2$ ) fixed at 185.5 cm, and two alternative models with  $L_2$  fixed at a lower (170 cm) and a higher value (200 cm).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

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



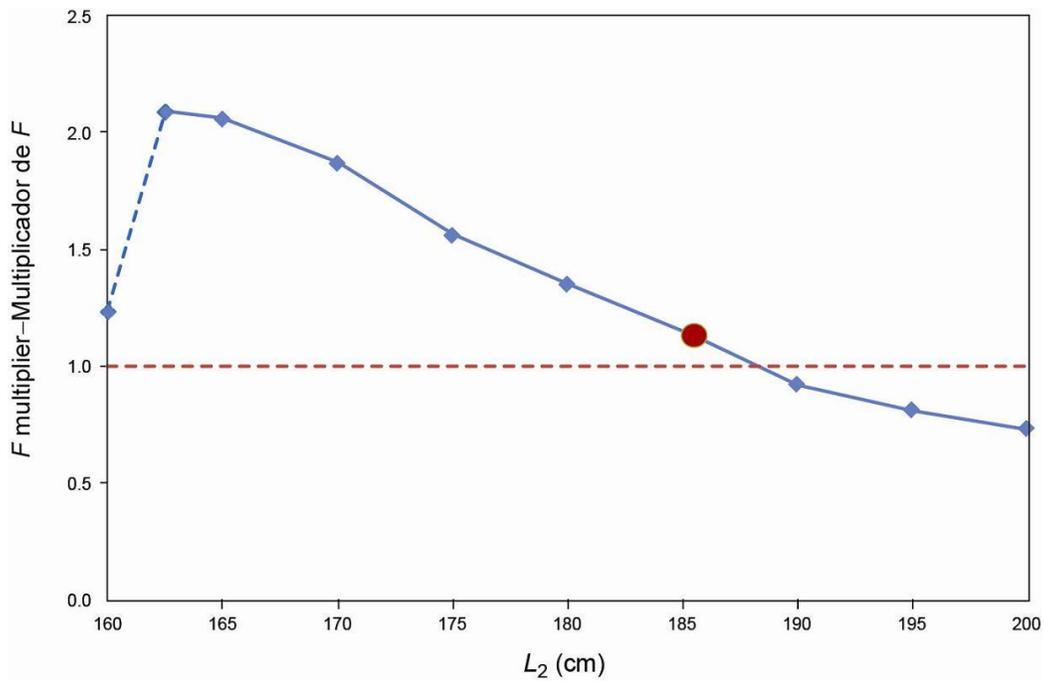
**FIGURE B.4.** Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the base case analysis using a Richards growth curve with the average size of oldest fish ( $L_2$ ) fixed at 185.5 cm, and two alternative models with  $L_2$  fixed at a lower (170 cm) and a higher value (200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

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



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

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



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

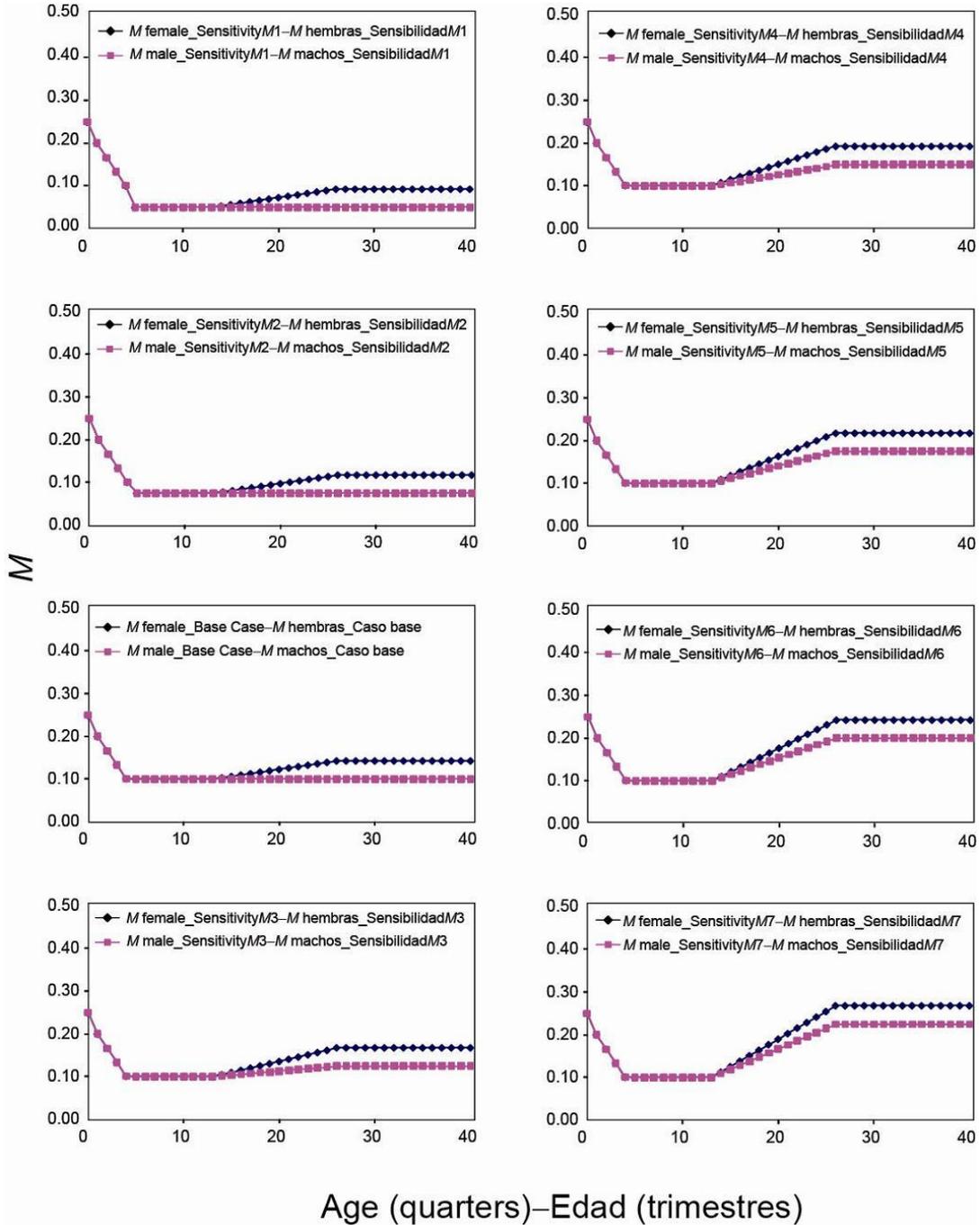
**FIGURA B.6.** Relación entre el multiplicador de  $F$  y el valor supuesto de  $L_2$ . El punto grande indica el  $L_2$  supuesto en el modelo de caso base (185,5 cm). La línea de trazos horizontal indica  $F_{MSY}$ . El segmento de trazos entre 160 y 165 cm representa los valores de  $L_2$  para los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

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

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

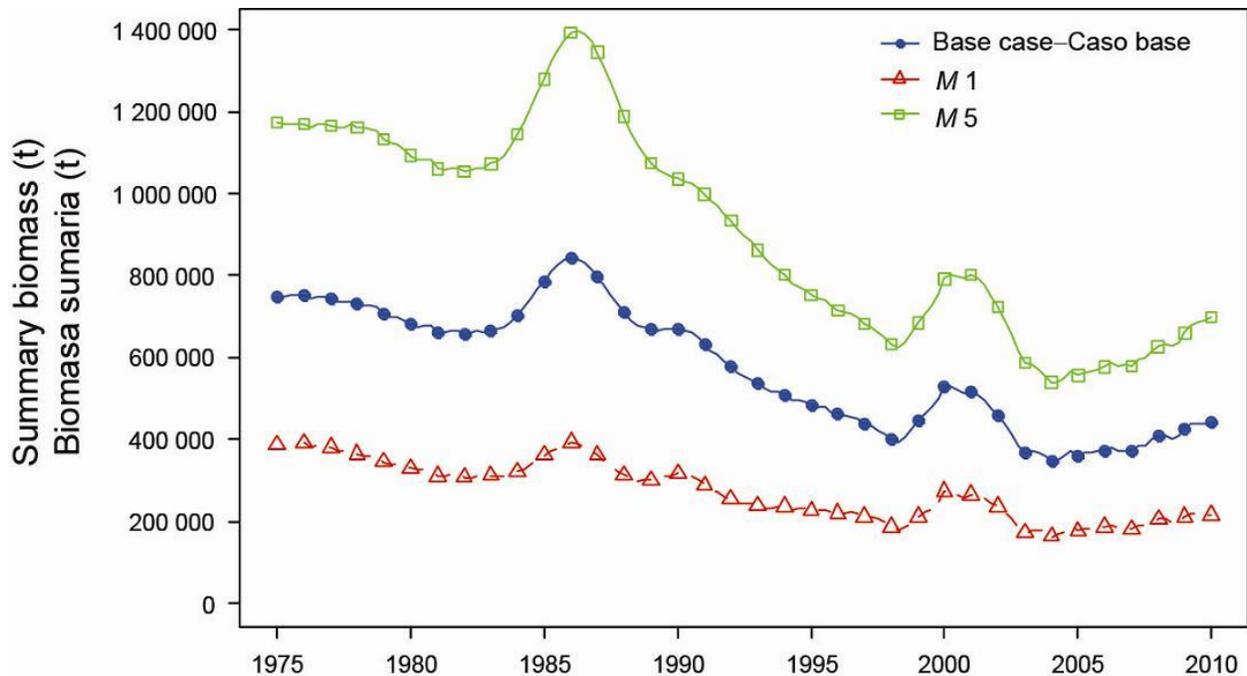
	Size – Tamaño								
	160	165	170	175	180	185.5*	190	195	200
MSY-RMS	150,481	122,242	114,492	103,643	96,697	90,538	86,270	85,567	86,001
$B_{MSY} - B_{RMS}$	516,026	449,643	428,532	386,761	358,835	332,331	309,933	305,640	306,662
$S_{MSY} - S_{RMS}$	104,352	96,782	94,287	85,636	79,636	73,690	68,176	67,312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

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



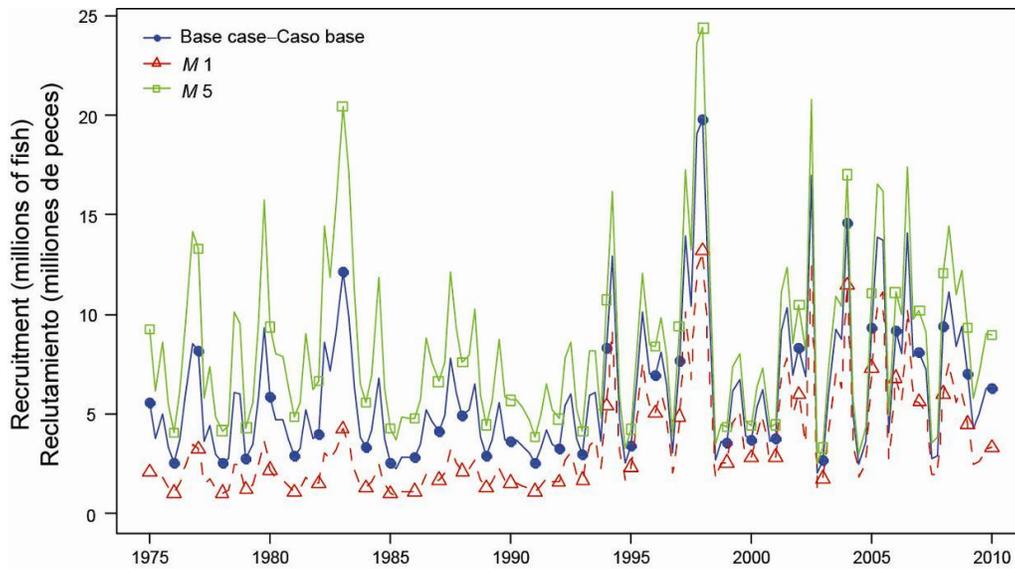
**FIGURE C.1.** Natural mortality ( $M$ ) schedules for female and male bigeye investigated in the sensitivity analysis to higher  $M$  values for adults.

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



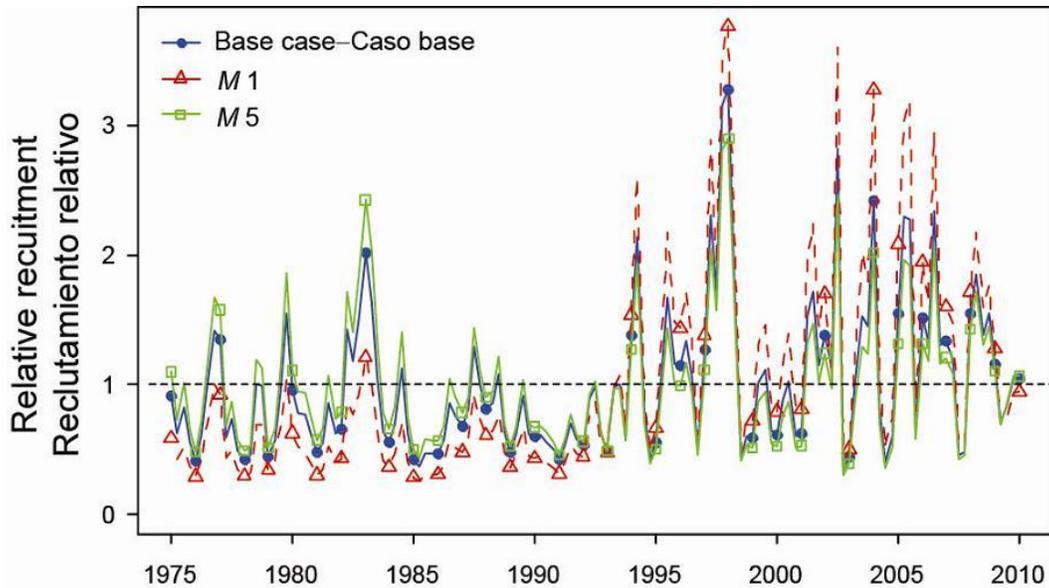
**FIGURE C.2.** Comparison of estimates of biomass of bigeye tuna 3+ quarters old (summary biomass) from the base case analysis and two sensitivity analyses assuming lower (Sensitivity *M1*) and higher (Sensitivity *M5*) rates of adult natural mortality (*M*), respectively (see Figure C.1 to compare *M* schedules). t = metric tons.

**FIGURA C.2.** Comparación de las estimaciones de biomasa de atún patudo de 3+ trimestres de edad (biomasa sumaria) del análisis de caso base y de dos análisis de sensibilidad que suponen tasas de mortalidad natural (*M*) de adultos menores (Sensibilidad *M1*) y mayores (Sensibilidad *M5*), respectivamente (ver Figura C.1 para comparar vectores de *M*). t = toneladas métricas.



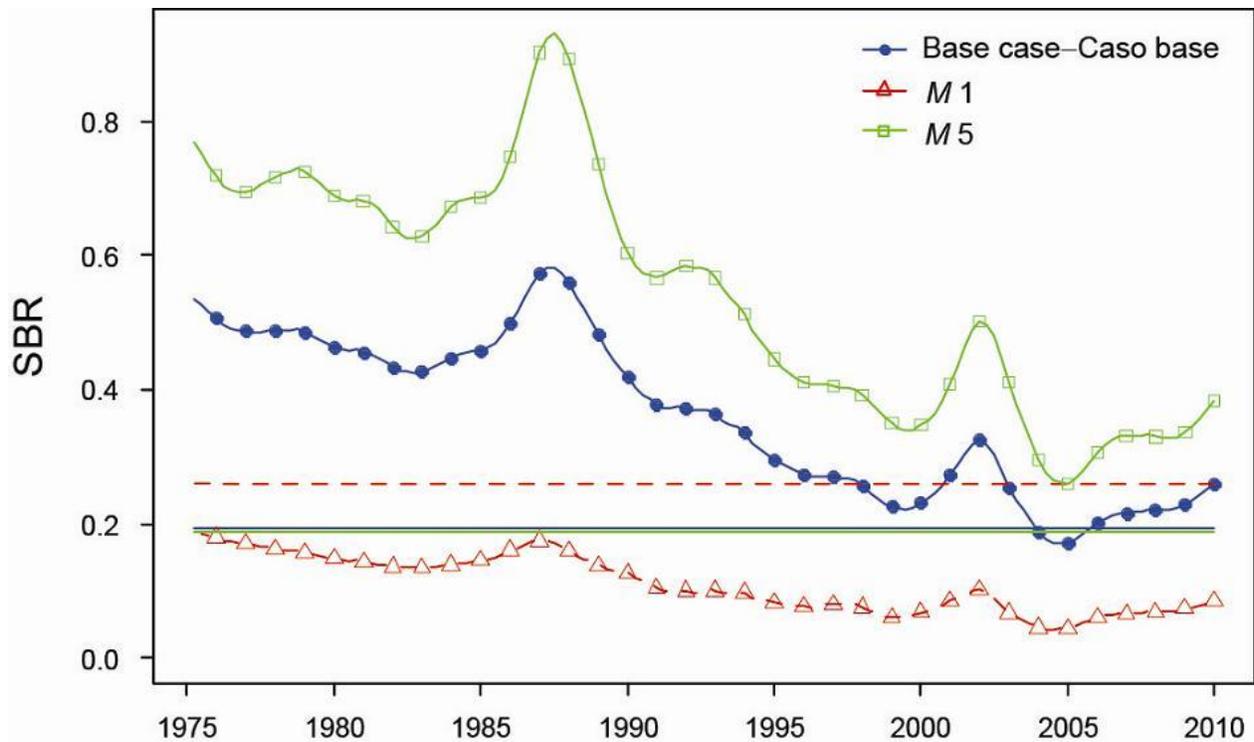
**FIGURE C.3a.** Comparison of estimates of absolute recruitment (in millions of fish) for bigeye tuna from the base case analysis and two sensitivity analyses assuming lower (Sensitivity *M1*) and higher (Sensitivity *M5*) rates of adult natural mortality (*M*), respectively (see Figure C.1 to compare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

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



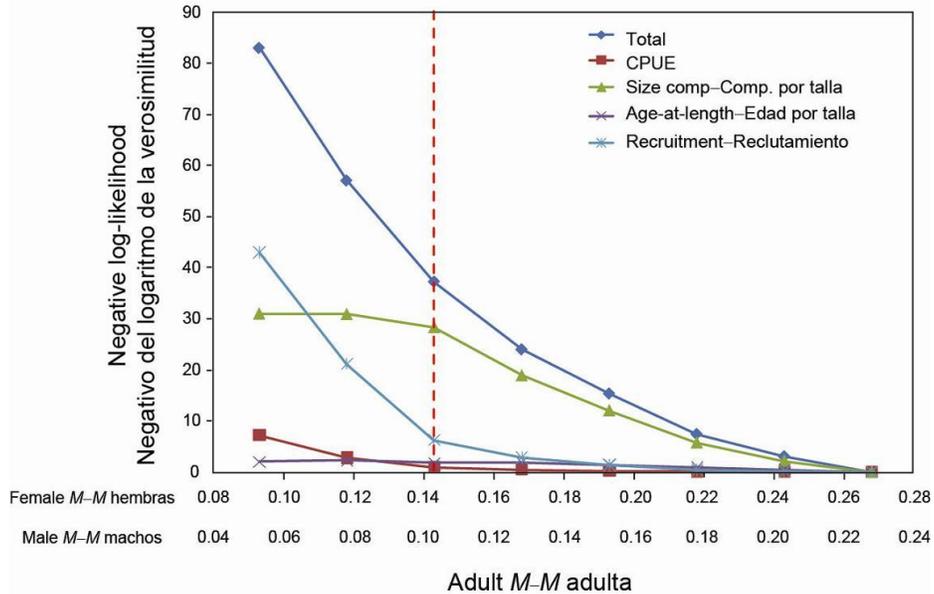
**FIGURE C.3b.** Comparison of estimates of relative recruitment for bigeye tuna from the base case analysis and from two sensitivity analyses assuming lower (Sensitivity *M1*) and higher (Sensitivity *M5*) rates of adult natural mortality (*M*), respectively (see Figure C.1 to compare *M* schedules). The estimates are scaled so that the estimate of average recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal line).

**FIGURA C.3b.** Comparación de las estimaciones de reclutamiento relativo de atún patudo del análisis de caso base y de dos análisis de sensibilidad que suponen tasas de mortalidad natural (*M*) de adultos menores (Sensibilidad *M1*) y mayores (Sensibilidad *M5*), respectivamente (ver Figura C.1 para comparar vectores de *M*). Se escala el reclutamiento para que la estimación de reclutamiento medio equivalga a 1,0 (línea de trazos horizontal).



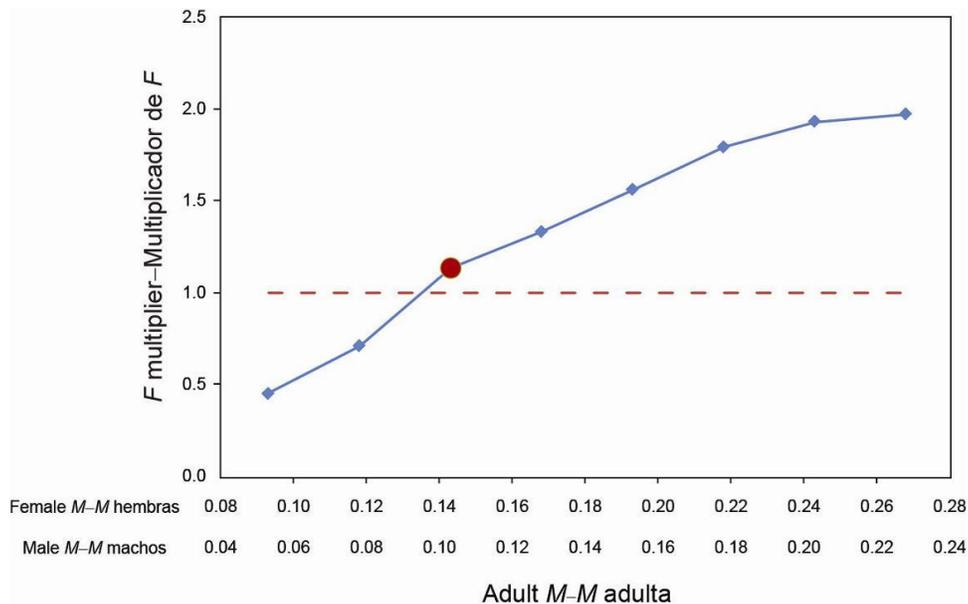
**FIGURE C.4.** Comparison of estimates of the spawning biomass ratio (SBR) of bigeye tuna from the base case analysis and from two sensitivity analyses assuming lower (Sensitivity *M1*) and higher (Sensitivity *M5*) rates of adult natural mortality (*M*), respectively (see Figure C.1 to compare *M* schedules). The horizontal lines represent the SBRs associated with MSY under the two scenarios.

**FIGURA C.4.** Comparación de las estimaciones del cociente de biomasa reproductora (SBR) de atún patudo del análisis de caso base y de dos análisis de sensibilidad que suponen tasas de mortalidad natural (*M*) de adultos menores (Sensibilidad *M1*) y mayores (Sensibilidad *M5*), respectivamente (ver Figura C.1 para comparar vectores de *M*). Las líneas horizontales representan los SBR asociados con el RMS bajo los dos escenarios.



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

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



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

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

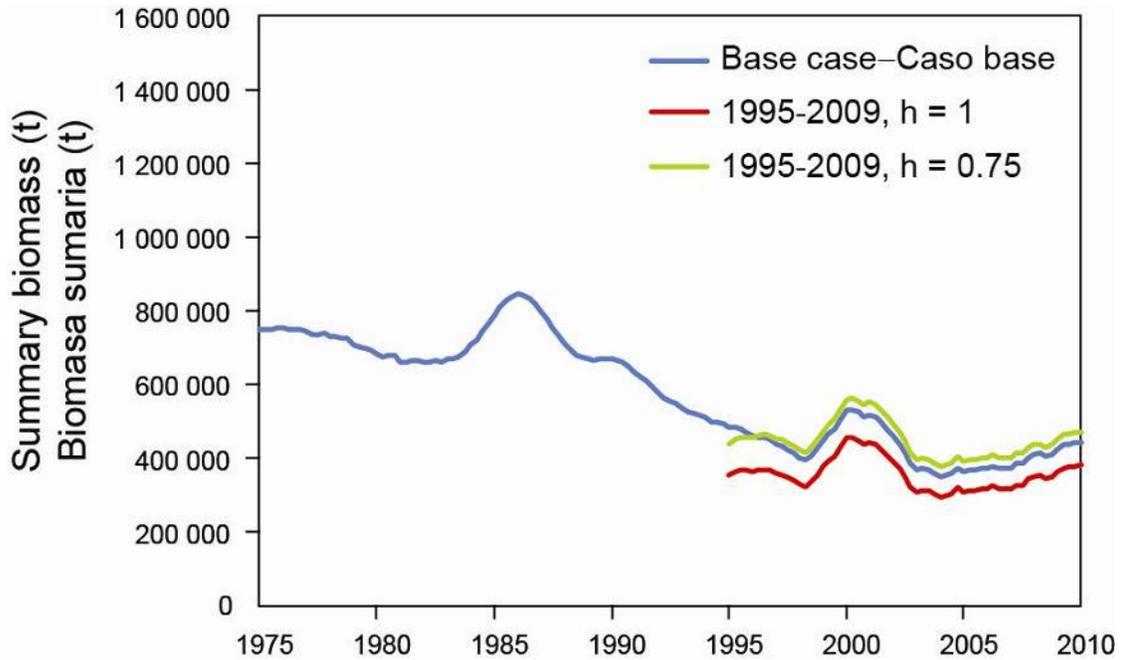
**TABLE C.1.** Estimates of management-related quantities for bigeye tuna for the base case and adult natural mortality ( $M$ ) sensitivity analysis (see Figure C.1 to compare  $M$  schedules).

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

		<b>M1</b>	<b>M2</b>	<b>Base case Caso base</b>	<b>M3</b>	<b>M4</b>	<b>M5</b>	<b>M6</b>	<b>M7</b>
<b>M</b>	Female Hembras	0.09	0.12	0.14	0.17	0.19	0.22	0.24	0.27
	Male Machos	0.05	0.08	0.10	0.13	0.15	0.18	0.20	0.23
<b>MSY-RMS</b>		88,294	81,433	90,538	98,876	105,292	113,917	119,786	125,003
$B_{MSY} - B_{RMS}$		516,205	376,198	332,331	348,678	357,310	375,778	385,455	393,609
$S_{MSY} - S_{RMS}$		145,753	95,987	73,690	75,012	73,791	75,696	75,457	74,983
$B_{MSY}/B_0 - B_{RMS}/B_0$		0.27	0.26	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25
$S_{MSY}/S_0 - S_{RMS}/S_0$		0.26	0.22	0.19	0.19	0.19	0.19	0.19	0.19
$C_{recent}/MSY -$									
$C_{recent}/RMS$		1.21	1.31	1.17	1.07	1	0.92	0.88	0.84
$B_{recent}/B_{MSY} -$									
$B_{recent}/B_{RMS}$		0.42	0.81	1.33	1.57	1.71	1.86	1.94	2
$S_{recent}/S_{MSY} -$									
$S_{recent}/S_{RMS}$		0.33	0.72	1.33	1.63	1.82	2.02	2.14	2.23
<b>F multiplier-</b>									
<b>Multiplicador de F</b>		0.45	0.71	1.13	1.33	1.56	1.79	1.93	1.97

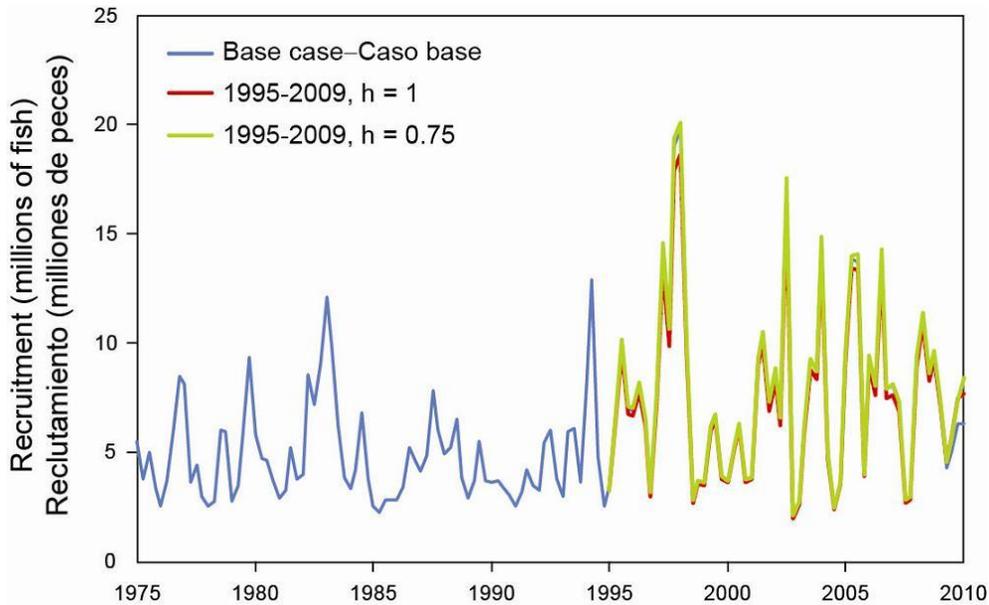
**APPENDIX D: SENSITIVITY ANALYSIS TO USING DATA ONLY FOR THE LATE PERIOD OF THE FISHERY (1995-2009)**

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



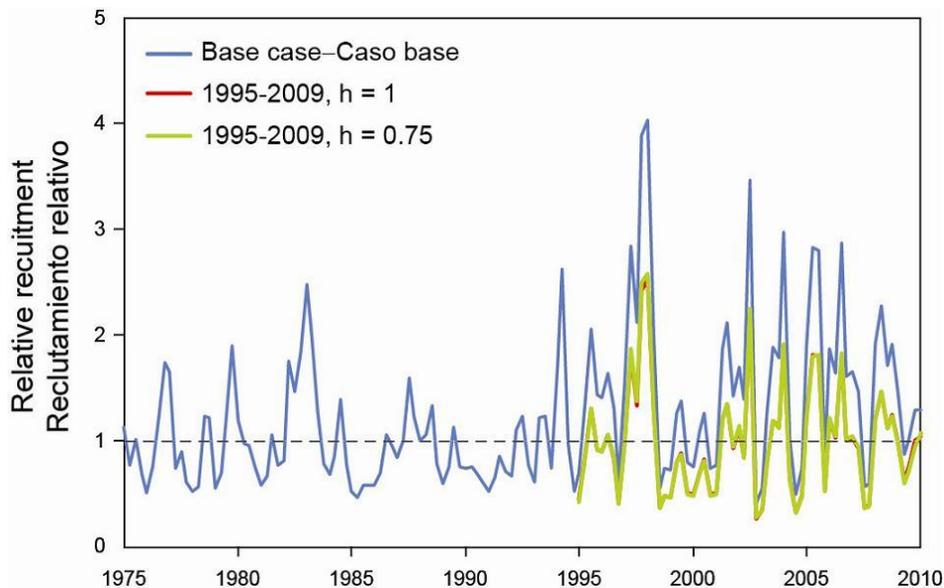
**FIGURE D1.** Comparison of estimates of the biomass of bigeye tuna 3+ quarters old (summary biomass) from the base case analysis and a stock assessment model using data only for the late period of the fishery (1995-2009).

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



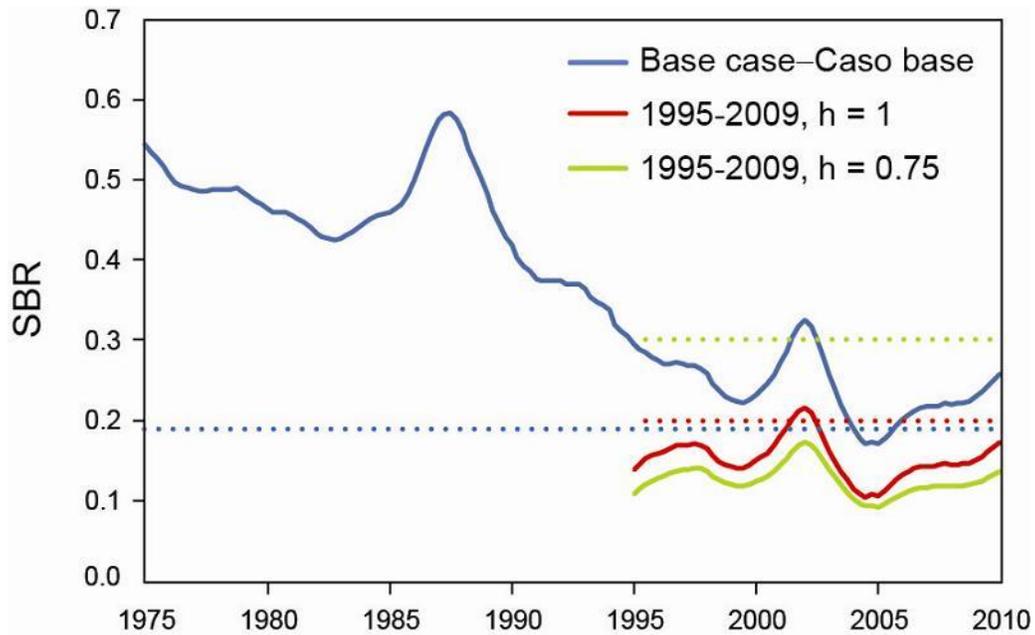
**FIGURE D.2a.** Comparison of estimates of absolute recruitment (in millions of fish) for bigeye tuna from the base case analysis and a stock assessment model using data only for the late period of the fishery (1995-2009).

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



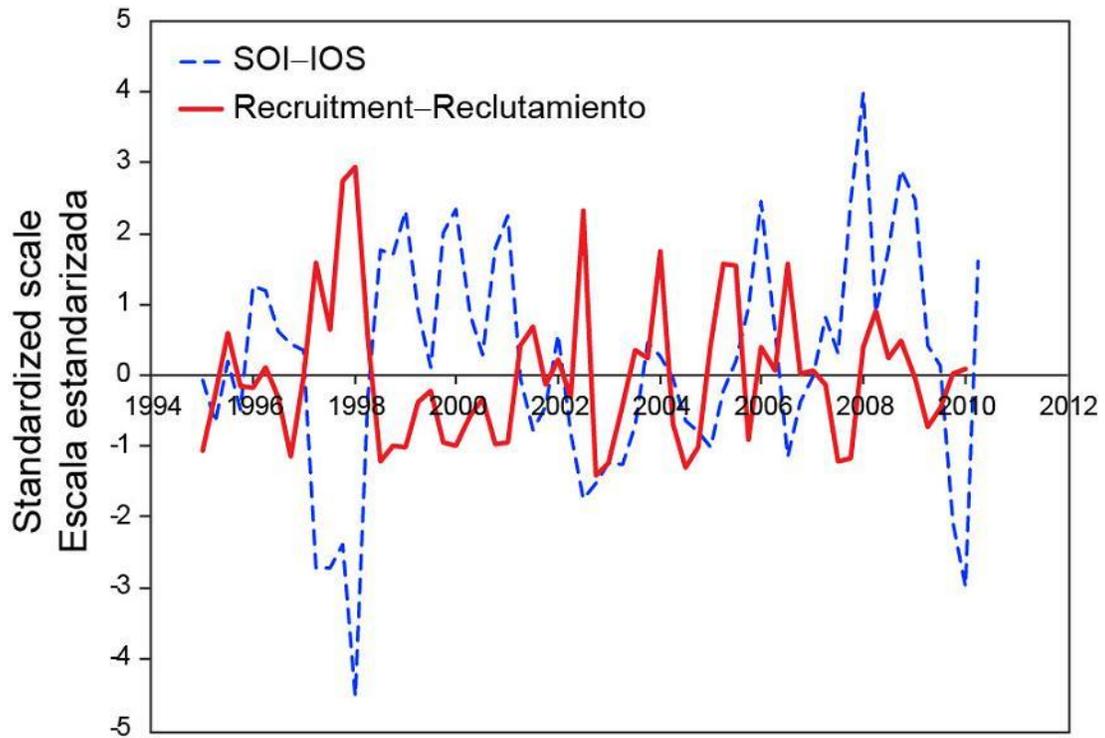
**FIGURE D.2b.** Comparison of estimates of relative recruitment for bigeye tuna from the base case analysis and a stock assessment model using data only for the late period of the fishery (1995-2009). The estimates are scaled so that the estimate of average recruitment is equal to 1.0 (dashed horizontal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

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



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

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



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

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

## APPENDIX E: ADDITIONAL RESULTS FROM THE BASE CASE ASSESSMENT

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

### ANEXO E: RESULTADOS ADICIONALES DE LA EVALUACIÓN DEL CASO BASE

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

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

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

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

## 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.
- Francis, R.I.C.C. 1993. Monte Carlo evaluation of risks for biological reference points used in New Zealand fishery assessments. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 120: 221-230.
- Getz, W.M. 1980. The ultimate sustainable yield problem in nonlinear age structured populations. *Mathematical Bioscience* 48: 279-292.
- Hampton J. 2000. Natural mortality rates in tropical tunas: size really does matter. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 1002-1010.
- Hampton, J. 2002. Stock assessment of bigeye tuna in the western and central Pacific Ocean. *Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., 15th meeting, Stand. Comm. Tuna Billfish, BET-1*: 37 p. (<http://www.spc.int/oceanfish/Html/SCTB/SCTB15/BET-1.pdf>)
- Hampton, J., K. Bigelow, and M. Labelle. 1998. A summary of current information on the biology, fisheries and stock assessment of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the Pacific Ocean, with recommendations for data requirements and future research. *Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., Tech. Rep. 36*: 46 p.
- Hampton, J. and D.A. Fournier. 2001a. A spatially disaggregated, length-based, age-structured population

- model of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the western and central Pacific Ocean. Mar. Fresh. Res. 52: 937-963.
- Hampton, J. and D.A. Fournier. 2001b. A preliminary stock assessment model for bigeye tuna in the Pacific Ocean. Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., 14th meeting, Stand. Comm. Tuna Billfish. BET-1: 31 p. (<http://www.spc.org.int/OceanFish/Html/SCTB/SCTB14/bet1.pdf>)
- Hampton, J., P. Kleiber, Y. Takeuchi, H. Kurota, and M. Maunder. 2003. [Stock assessment of bigeye tuna in the western and central Pacific Ocean](#), with comparisons to the entire Pacific Ocean. Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., 16th meeting, Stand. Comm. Tuna Billfish, BET-1: 80 p. (<http://www.spc.org.int/OceanFish/Html/SCTB/SCTB16/bet1.pdf>)
- Hampton, J. and M.N. Maunder. 2005. Comparison of Pacific-wide, western and central Pacific, and eastern Pacific assessments of bigeye tuna. WCPFC-SC1 SA WP-2-SUP, 19p. ([http://www.spc.int/oceanfish/Html/WCPFC/SC1/pdf/SC1\\_SA\\_WP\\_2\\_SUP.pdf](http://www.spc.int/oceanfish/Html/WCPFC/SC1/pdf/SC1_SA_WP_2_SUP.pdf))
- Hampton, J. and M.N. Maunder. 2006. An update of Pacific-wide assessment of bigeye tuna with comparisons with eastern Pacific assessment results. (<http://www.iattc.org/PDFFiles2/SAR-7-07c.ii-Pacific-wide-BET-assessment.pdf>)
- Harley, S. J. and M. N. Maunder. 2003. [Recommended diagnostics for large statistical stock assessment models](#). Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., 16th meeting, Stand. Comm. Tuna Billfish, MWG-3: 34 p. (<http://www.spc.org.int/OceanFish/Html/SCTB/SCTB16/mwg3.pdf>)
- Harley, S.J. and M.N. Maunder. 2004. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2002 and outlook for 2003. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep. 4: 120-286.
- Harley, S.J. and M.N. Maunder. 2005. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2003 and outlook for 2004. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Asses. Rep. 5: 168-290.
- Hinton, M.G. and H. Nakano. 1996. Standardizing catch and effort statistics using physiological, ecological, or behavioral constraints and environmental data, with an application to blue marlin (*Makaira nigricans*) catch and effort data from Japanese longline fisheries in the Pacific. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 20: 169-200.
- Hoyle, S.D. and M.N. Maunder. 2006 Standardization of yellowfin and bigeye CPUE data from Japanese longliners, 1975-2004. IATTC Working Group on Stock Assessments, 7th Meeting, SAR-7-07. (<http://www.iattc.org/PDFFiles2/SAR-7-07-LL-CPUE-standardization.pdf>)
- Kume, S. 1967. Distribution and migration of bigeye tuna in the Pacific Ocean. Rep. Nankai Reg. Fish. Res. Lab. 25: 75-80.
- Langley, A., J. Hampton, P. Kleiber and S. Hoyle. 2008. Stock assessment of bigeye tuna in the western and central Pacific Ocean, including an analysis of management options. WCPFC-SC4-2008/SA-WP-1 Rev.1, Port Moresby, Papua New Guinea, 11–22 August 2008.
- Lehodey, P., J. Hampton, and B. Leroy. 1999. Preliminary results on age and growth of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) from the western and central Pacific Ocean as indicated by daily growth increments and tagging data. Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., 12th meeting, Stand. Comm. Tuna Billfish, BET-2: 18 p. (<http://www.spc.org.nc/OceanFish/Html/SCTB/SCTB12/WP/SCTB99-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 obesus*) in the catches of the purse-seine fishery of the eastern Pacific Ocean. ICES Jour. Mar. Sci., 65: 970-978.
- Lennert-Cody, C.E., M.N. Maunder and A. Aires-da-Silva. 2010. Preliminary analysis of spatial-temporal pattern in bigeye tuna length-frequency distributions and catch-per-unit effort trends. Document BET-01-02a, External review of IATTC bigeye tuna assessment. La Jolla, California, USA; 3-7 May 2010.
- Mace, P.M. 1994. Relationships between common biological reference points used as thresholds and

- targets of fisheries management strategies. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 110-122.
- Matsumoto, T. and W.H. Bayliff. 2008. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1998-2003. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 24: 1-187.
- Maunder, M.N. 2002a. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 3: 47-134.
- Maunder, M.N. 2002b. The relationship between fishing methods, fisheries management and the estimation of MSY. *Fish and Fisheries* 3: 251-260.
- Maunder, M.N. 2004. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2002 and outlook for 2003. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 4: 5-119.
- Maunder, M.N. (compiler) 2006. Report from the workshop on stock assessment methods, IATTC, La Jolla, California (USA), 7-11 November 2005. (<http://www.iattc.org/PDFFiles2/Assessment-methods-WS-Nov05-ReportENG.pdf>)
- Maunder, M.N. (compiler) 2007. Report from the workshop on management strategies, IATTC, La Jolla, California (USA), 17-20 October 2006. (<http://www.iattc.org/PDFFiles2/Management-strategies-WS-Oct-06-ReportENG.pdf>)
- Maunder, M.N. and A. Aires-da-Silva. 2010. Investigation of catch-per-unit-of-effort data used in the eastern Pacific Ocean bigeye assessment model. Document BET-01-04, External review of IATTC bigeye tuna assessment. La Jolla, California, USA; 3-7 May 2010.
- Maunder, M.N., A. Aires-da-Silva, R. Deriso, K. Schaefer, and D. Fuller. 2010. Preliminary estimation of age- and sex-specific natural mortality of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean by applying a cohort analysis with auxiliary information to tagging data. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 10: 253-278.
- Maunder, M.N. and S.J. Harley. 2002. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2001 and outlook for 2002. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 3: 201-311.
- Maunder, M. N. and S. J. Harley. 2003. [Methodological improvements to the EPO tuna stock assessments](#). *Sec. Pacif. Comm., Oceanic Fish. Prog., 16th meeting, Stand. Comm. Tuna Billfish, MWG-2*: 26 p. (<http://www.spc.org.int/OceanFish/Html/SCTB/SCTB16/mwg2.pdf>)
- Maunder M.N., S.J. Harley, and J. Hampton. 2006. Including parameter uncertainty in forward projections of computationally intensive statistical population dynamic models. *ICES Jour. Mar. Sci.* 63 (6): 969-979.
- Maunder M.N. and S.D. Hoyle. 2006. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2004 and outlook for 2005. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 6: 103-206.
- Maunder, M.N. and S.D. Hoyle. 2007. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2005 and outlook for 2006. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report*, 7: 117-248.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2001. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 1: 5-86.
- Maunder, M.N. and G.M. Watters. 2003. A-SCALA: an age-structured statistical catch-at-length analysis for assessing tuna stocks in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 22: 433-582.
- 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.
- Nakamura, E.L. and J.H. Uchiyama. 1966. Length-weight relations of Pacific tunas. *In* Manar, T.A. (editor), *Proc., Governor's [Hawaii] Conf. Cent. Pacif. Fish. Resources*: 197-201.
- Okamoto, H. and W.H. Bayliff. 2003. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1993-1997. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 22: 219-431.

- Philander, S. G. 1990. El Niño, La Niña, and the Southern Oscillation. Academic Press, Inc. 293 pp.
- Reed, W.J. 1980. Age-specific harvesting in a nonlinear population model. *Biometrics* 36: 579-593.
- Richards, F.J. 1959. A flexible growth function for empirical use. *Jour. Exper. Botany*, 10: 290-300.
- Schaefer, K.M. 2009. Stock structure of bigeye, yellowfin, and skipjack tunas in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.* 9. 203-221.
- Schaefer, K.M. and D.W. Fuller. 2006. Estimates of age and growth of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean, based on otolith increments and tagging data. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 23: 33-76.
- Schaefer, K. M., and D. W. Fuller. 2009. Horizontal movements of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean, as determined from conventional and archival tagging experiments initiated during 2000-2005. *Inter-Am. Trop. Tuna Comm., Bull.*, 24: 189-248.
- Schaefer, K. M., D. W. Fuller, and B. A. Block. 2009. Vertical movements and habitat utilization of skipjack (*Katsuwonus pelamis*), yellowfin (*Thunnus albacares*), and bigeye (*Thunnus obesus*) tunas in the equatorial eastern Pacific Ocean, ascertained through archival tag data. In Nielsen, Jennifer L., Haritz Arrizabalaga, Nuno Fragoso, Alistair Hobday, Molly Lutcavage, and John Sibert (editors), 2009, *Tagging and Tracking of Marine Animals with Electronic Devices*. Springer: 121-144.
- Schaefer, K.M., D.W. Fuller, and N. Miyabe. 2005. Reproductive biology of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern and central Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 23: 1-32.
- Stocker, M. (editor). 2005. Report of the Nineteenth North Pacific Albacore Workshop. Nanaimo, B.C. Canada, Pacific Biological Station, Nanaimo, B.C.: 127 p. (<http://www.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.