

**INFORME DE LA REUNIÓN ICCAT DE 2015 DE  
EVALUACIÓN DEL STOCK DE PATUDO**  
(Madrid, España, 13-17 de 2015)

## 1. Apertura, adopción del orden del día y disposiciones para la reunión

La reunión se celebró en la Secretaría de ICCAT, en Madrid, del 13 al 17 de julio de 2015. El Sr. Driss Meski, Secretario Ejecutivo de ICCAT, inauguró la reunión y dio la bienvenida a los participantes ("El Grupo"). El Sr. Driss Meski informó al Grupo de que recientemente ICCAT y la Unión Europea habían firmado un contrato relacionado con el Programa de marcado de tónidos tropicales del océano Atlántico (AOTTP) y de que se había recibido un primer pago. También informó de que la Secretaría había anunciado la creación de tres puestos fijos en la Secretaría (Coordinador del programa, Responsable administrativo y financiero y contable), e indicó que los resultados se comunicarán en la próxima reunión del SCRS:

El Dr. Hilario Murua (UE-España), presidente de la reunión, dio la bienvenida a los participantes y agradeció a la Secretaría que hubiera acogido la reunión y se hubiese encargado de todas las disposiciones logísticas. El Dr. Murua procedió a revisar el orden del día, que se adoptó con algunos pequeños cambios (**Apéndice 1**).

La lista de participantes se adjunta como **Apéndice 2**. La lista de documentos presentados a la reunión se adjunta como **Apéndice 3**. Los siguientes participantes actuaron como relatores:

<i>Sección</i>	<i>Relatores</i>
Sección 1:	Miguel Neves dos Santos
Sección 2.1	Rodrigo Forsello
Sección 2.2	Mauricio Ortiz
Sección 2.3	Mauricio Ortiz y Craig Brown
Sección 2.4	Daniel Gaertner
Sección 3.1	Paul de Bruyn and Gorka Merino
Sección 3.2	Paul de Bruyn, Gorka Merino y Michael Schirripa
Sección 3.3	Paul de Bruyn, Gorka Merino y John Walter
Sección 3.4	Paul de Bruyn y Gorka Merino
Sección 4.1	Laurence Kell y Gorka Merino
Sección 4.2	Laurence Kell, Gorka Merino y Michael Schirripa
Sección 4.3	Laurence Kell, Gorka Merino y John Walter
Sección 4.4	Laurence Kell y Gorka Merino
Sección 4.5	Laurence Kell, Paul de Bruyn e Hilario Murua
Sección 5.	Laurence Kell, David Die e Hilario Murua
Sección 6:	Miguel Neves dos Santos, David Die e Hilario Murua
Sección 7,1	D. Die
Secciones 7.2 y 8	Hilario Murua

## 2. Resumen de los datos disponibles para la evaluación

### 2.1 Biología

El documento SCRS/2015/138 presentaba relaciones talla-peso para el patudo en el Atlántico nordeste. El estudio se basaba en la longitud a la horquilla (FL en cm) y en el peso en vivo (RW en kg) de 1.501 ejemplares desembarcados entre 2007 y 2014. La gama de tallas (61-194 cm) estudiada representa las tallas más frecuentemente observadas en las capturas de patudo. Se comprobaron los ajustes lineales y no lineales para la relación  $RW = a * FL^b$  y se compararon entre sí.

$$\text{Ecuación de ajuste lineal: } RW = 5,29919E^{-05} * FL^{2,8211264}$$

$$\text{Ecuación de ajuste no lineal: } RW = 6,0568E^{-05} * FL^{2,79379}$$

El ajuste de la ecuación no lineal a los datos fue ligeramente mejor que el ajuste de la ecuación lineal, especialmente en el caso de los grandes ejemplares que están escasamente representados en la muestra y que son menos frecuentes en la captura. Sin embargo, las diferencias entre los resultados obtenidos con cada ecuación son pequeñas, con un incremento de un 0,2% en el peso medio al utilizar el ajuste no lineal. Se compararon

ambas ecuaciones con la relación publicada por Parks et al. (1982) actualmente utilizada por ICCAT, detectándose ligeras diferencias entre las tres ecuaciones.

El documento presenta una revisión extensiva de las relaciones talla-peso para el patudo en los océanos Atlántico, Pacífico e Índico. Sin embargo, no se presentaron comparaciones entre las relaciones, ya que muchas se realizaron utilizando morfométricas diferentes. Además, las nuevas relaciones presentadas para el Atlántico noreste no son comparables con la nueva información para el Atlántico suroccidental presentada en el SCRS/2015/096 durante la reunión de preparación de datos sobre patudo de 2015, ya que se utilizaron diferentes tipos de peso (a saber, peso en vivo versus peso eviscerado)

Durante la presentación y debate del documento se recomendó utilizar un ajuste no lineal en vez de un ajuste lineal, ya que este tipo de regresiones se realizan mejor con este tipo de datos.

En las Tablas 1 y 2 del informe de la reunión ICCAT de 2015 de preparación de datos sobre el patudo (SCRS/2015/011) se puede consultar una compilación de información histórica y nueva sobre biología y factores de conversión que pueden utilizarse para la evaluación.

## **2.2 Estimaciones de captura, esfuerzo, talla y CAS/CAA**

### *2.2.1 Estimaciones de captura*

La Secretaría presentó una actualización de las series de captura nominal de patudo de Tarea I (TINC) para el periodo 1950 a 2014. Se han incluido los cambios realizados desde la reunión de preparación de datos sobre patudo (cifras nuevas y/o revisadas comunicadas por las CPC antes del 2 de julio de 2015). Se previó una actualización de las estadísticas de las pesquerías de patudo de Ghana tras las recomendaciones y directrices formuladas durante la reunión de preparación de datos sobre el patudo. Estas estimaciones se facilitaron al inicio de la reunión (SCRS/2015/139). Justo antes de la reunión se recibieron también informes de captura de patudo de 2014 de Brasil y Venezuela. Las capturas comunicadas por Brasil en 2014 se situaron en 3.475 t, mientras que las capturas de Venezuela fueron inusualmente elevadas (29.000 t) y se situaron muy por encima de los valores históricos. El Grupo debatió la cuestión de que las estimaciones de TINC de Brasil eran las más elevadas de las series temporales de captura de Brasil y que la mayor parte de la captura procedía de la liña de mano, lo que suele ser muy poco usual para las capturas de patudo. El Grupo recomendó que para fines de evaluación se continúe traspasando las estimaciones de TINC para Brasil y Venezuela procedentes de la reunión de preparación de datos. El Grupo solicitó a la Secretaría que confirmase la validez de los datos presentados con los correspondientes estadísticos de Brasil y Venezuela.

En el documento SCRS/2015/139 se presentan los detalles de la estimación de las estadísticas de captura BB y PS de Ghana para 2006-2013. Tras las recomendaciones de la reunión de preparación de datos, se prepararon las estimaciones de captura de patudo de Ghana (TINC) para dos componentes de la flota. Se utilizaron los datos de muestreo de la composición por especies de UE-PS para estimar la composición de captura por especies (CAS) para el componente P de la flota. Se utilizaron los datos de muestreo de Ghana para obtener la composición de capturas para el componente A de la flota. El Grupo llegó a la conclusión de que las estimaciones presentadas para Tarea I eran más robustas, y recomendó que se incluyeran para la evaluación. Sin embargo, no se aceptaron los datos de talla y captura y esfuerzo de Tarea II, ya que requerían trabajos y análisis adicionales. Durante los debates, se constató lo siguiente: a) todavía hay un número limitado de cuadernos de pesca para la flota P, así como un muestreo de composición/talla limitado para las capturas de esta flota; b) también existe cierta preocupación con respecto a la distribución espacial del esfuerzo pesquero para la flota P. El Grupo constató la importancia de que prosiga la colaboración entre los científicos de Ghana y de la UE para garantizar la implementación de los protocolos de muestreo y estimación establecidos, y resaltó el objetivo a largo plazo de mejorar la capacidad de Ghana de realizar dicho trabajo.

En resumen, el Grupo recomendó que se actualice la TINC, lo que incluye la captura de patudo de Ghana, presentada en el documento SCRS/2015/139, asumiendo que estas estimaciones representan tanto las capturas PS como BB. Para las capturas de Ghana en 2014, el Grupo decidió traspasar la estimación de captura de 2013. Por tanto, se actualizó la TINC para todos los modelos de evaluación. En el caso del VPA, dado que no se disponía de CAS para las nuevas estimaciones de Ghana, el Grupo recomendó que se actualice la CAA asumiendo la misma distribución de edad de la anterior versión CAA presentada por la Secretaría, y ajustando el rendimiento por edad utilizando los pesos medios por edad de tal modo que la captura total coincida con la Tarea I actualizada.

Los datos de entrada finales de las estimaciones TINC (tanto comunicadas como estimadas por el Grupo) se presentan en la **Tabla 1**. En la **Figura 1** se muestran la serie de captura de Tarea I acumulativa (1950 a 2014). Las mejores estimaciones de las extracciones totales de patudo para 2014 fueron 68.390 t. La captura en 2013 y 2014 sigue la tendencia decreciente cuando se compara con las capturas de 2011, que se situaron por encima de 80.000 t. Las capturas totales de patudo se han situado por debajo del TAC desde 2005, con la excepción del año 2011. En la **Figura 2** se muestra la distribución espacial de la captura por zonas definida para el modelo de síntesis del stock (SS3).

### 2.2.2 Datos sobre tallas

En el documento SCRS/2015/121 se presentaba un análisis de los datos de frecuencias de tallas y se proponían entradas de datos de tallas para el modelo Stock Shynthesis. En general, hay un número suficiente de muestras de talla para BET, en particular desde 2004, en parte debido al gran número de mediciones de talla de las flotas de palangre de Taipei Chino que cubren prácticamente el 100% de su captura. Las proporciones de muestreo de tallas por artes principales (PS, LL y BB) comparadas con la proporción de capturas por arte, indicaron que puede mejorarse el muestreo de talla para la flota PS. También se indicó durante la discusión que los datos de talla disponibles y utilizados en el análisis SS3 eran limitados para las flotas PS y BB de la UE y asociadas. Sólo se dispuso del 25% de las muestras originales para el periodo 1980-2014. Los datos de frecuencias de tallas se agregaron por año, trimestre e ID de pesquería (15 pesquerías descritas en la **Tabla 2**), tal y como se definieron en la reunión de preparación de datos para los modelos SS3. Los indicadores estadísticos sugieren que el número mínimo de muestras de talla que se tienen que utilizar debería ser 200, sin embargo, debido al escaso muestreo en los primeros años el número mínimo de muestras se estableció en 50. Las observaciones de frecuencias de tallas para las ID de pesquerías 2 y 7 son muy limitadas y se recomendó vincular la frecuencia de tallas de estas pesquerías con las frecuencias de tallas de otros artes/flotas similares.

Las tendencias de la talla media por ID de pesquería muestra un aumento en los últimos años sobre todo para algunas flotas de palangre (**Figura 3**). La talla media estimada a partir de la CAS de Taipei Chino coincide con las tendencias en la talla media de los datos de talla de Tarea II comunicados de Taipei Chino, lo que es coherente con los datos CAS que se estimaron utilizando los mismos datos de talla comunicados en Tarea II. Sin embargo, el abrupto cambio en la composición por talla del patudo entre los años anteriores a 2005 y los años posteriores a 2006, que podría ser el mismo caso para el rabil de la flota de Taipei Chino, justifica que se siga explorando esta cuestión.

La Secretaría presentó una visión general de la CAS y la CAA para el patudo durante el periodo 1975-2014 (**Figuras 4 y 5**). En general, la CAS se actualizó siguiendo las recomendaciones de la reunión de preparación de datos, sin incluir las estimaciones recientes de las estadísticas de captura de Ghana, ya que no estaban disponibles cuando se realizó el trabajo (véase arriba). La CAS se convirtió a CAA con los mismos algoritmos utilizados en la última evaluación (Anon., 2011a). En resumen, la CAA se estimó "cortando" los datos de talla mediante la inversión del actual modelo de crecimiento de von Bertalanffy para el patudo del Atlántico (Hallier *et al.*, 2005), por estrato año-trimestre. Durante la reunión, la matriz CAA se actualizó para reflejar las estadísticas revisadas de Ghana adoptadas por el Grupo. La comparación con la matriz CAA de 2010 mostraba algunas diferencias en la distribución por edad. Estas diferencias se debieron en parte a cambios en la CAS presentados por algunas CPC desde la última evaluación. La matriz CAA resultante se muestra en la **Figura 5** y en la **Tabla 3**. La proporción de las edades 0 y 1 en la captura total comenzó a incrementarse en el tiempo y en 2014 respondió del 86% de la captura en número y del 26% de la captura en peso.

### 2.3 Estimaciones de abundancia relativa

Durante la reunión de preparación de datos de patudo de 2015, se presentaron varios índices de abundancia relativa alternativos. En dicha reunión, el Grupo revisó la idoneidad de dichas estimaciones para su utilización como índices de abundancia relativa en los diferentes modelos de evaluación de stock. En algunos casos, el Grupo recomendó que se realizasen algunas modificaciones o análisis adicionales antes de la sesión de evaluación de stock de patudo. El Grupo solicitó el desarrollo de índices de abundancia que utilicen los datos de captura y esfuerzo de cerco para su utilización potencial en ensayos de sensibilidad.

En el documento SCRS/2015/105 se presentan los índices de CPUE obtenidos utilizando los datos detallados de los cuadernos de pesca diarios de la pesquería de cerco de la UE para el periodo 1991 a 2014, aplicando modelos mixtos y fijos lineales generalizados. Se presentaron los resultados de la tasa de captura estandarizada estacional (año-trimestre). Las variables explicativas utilizadas en el análisis incluían, año, zona, trimestre, capacidad de captura, país, fecha de inicio del buque. No se desarrollaron los índices anuales de abundancia, los cuales se

habrían requerido para su consideración en el modelo VPA. El Grupo no pudo evaluar exhaustivamente los índices presentados, ya que consideró que la descripción de las metodologías aplicadas y los diagnósticos mostrados eran a veces poco claros o estaban incompletos. El Grupo recomendó que el autor abordara estos problemas en una revisión subsiguiente del documento SCRS/2015/105 que podría revisarse en la reunión anual del Grupo de especies de túnidos tropicales de 2015. El Grupo no adoptó los índices del documento SCRS/2015/105 para su utilización en los análisis realizados durante la reunión de evaluación. El Grupo considera que avanzar en este trabajo para alcanzar el objetivo a largo plazo de desarrollo de índices de abundancia para patudo juvenil reviste la mayor importancia.

#### **2.4 Indicadores de la pesquería**

En el océano Atlántico el patudo ha sido explotado por tres artes principales: palangre, cebo vivo y cerco. Muchos países contribuyen a la captura total e ICCAT tiene datos detallados sobre la pesquería para este stock desde los años cincuenta. Aunque el patudo es ahora una especie objetivo primordial para algunas de las pesquerías de palangre y cebo vivo, esta especie ha tenido siempre una importancia secundaria para las demás pesquerías de superficie. Los desembarques en peso para el periodo 2010-2014 representan el 48%, el 15% y el 37% para los palangreros, barcos de cebo vivo y cerqueros, respectivamente.

La captura total anual de Tarea I (**Tabla 1**) aumentó hasta mediados de los setenta, alcanzando las 60.000 t, y fluctuó durante los 15 años siguientes. En 1991, la captura superó las 97.000 t y continuó aumentando, llegando a alcanzar un máximo histórico de aproximadamente 135.000 t en 1994. La captura declarada y estimada ha ido descendiendo desde entonces, situándose por debajo de 100.000 t en 2001. Este descenso gradual en la captura ha continuado, aunque con algunas fluctuaciones de un año a otro (**Figura 1**). La estimación preliminar para 2014 se sitúa en 68.390 t. Estas reducciones en la captura están relacionadas con descensos en el tamaño de la flota pesquera (palangre), así como con el descenso de la CPUE (palangre y cebo vivo). Las series de captura de las pesquerías situadas en los límites de la distribución espacial del patudo o en zonas muy locales podrían ser indicadores para detectar cambios en la abundancia. Las series de captura de patudo para la pesquería periférica de pequeños barcos de cebo vivo en Azores muestra fuertes variaciones interanuales pero sin una tendencia específica, excepto las muy bajas capturas registradas en los años 2000 (**Figura 6**). La captura de patudo en Madeira e Islas Canarias es estable, pero en niveles más bajos que en los noventa, o incluso presenta descensos tal y como reflejan los barcos de cebo vivo que operan desde Dakar (**Figura 6**). El número de cerqueros activos experimentó un descenso de más de la mitad desde 1994 hasta 2006, pero se ha incrementado desde 2007, ya que algunos cerqueros procedentes del océano Índico han regresado al Atlántico. El número de cerqueros de la flota europea y asociada que operó en el periodo 2009-2013 fue similar al número observado en el periodo 2003-2004, pero la capacidad de transporte se incrementó en un 20%.

Durante la reunión, se debatieron dos documentos que describen la pesquería de túnidos tropicales española. El documento SCRS/2015/131 describe las pesquerías de túnidos tropicales con artes de cerco y cebo vivo durante el periodo 1991-2004. En aguas frente a la costa de Mauritania desde 2009 se desarrolla una pesquería con DCP a la deriva (dDCP), que siguió muy activa en 2014, aunque solo se dirige al listado. Como media, el número de cuadrículas de 1° explotadas anualmente por los cerqueros ha experimentado un incremento en los cinco últimos años. A diferencia del listado, la captura de patudo de los cerqueros españoles ha descendido desde 2011. La misma tendencia decreciente se ha observado para el esfuerzo de pesca en términos de número de buques y de capacidad de transporte. El peso medio del patudo capturado por modo de pesca mostraba un ligero incremento desde 2008 para el componente de DCP (alcanzando los 3,5 kg) y un incremento más pronunciado para el componente de banco libre (desde 5 kg en 2005 hasta 20-25 kg en los dos últimos años). Con respecto a los barcos de cebo vivo que operan en aguas de Senegal, la captura de patudo y el esfuerzo pesquero se mantuvieron estables. En el documento SCRS/2015/136 se mostraban importantes fluctuaciones en el tiempo en el peso medio (entre 10 y 20 kg) del patudo capturado por la pesquería de cebo vivo de las Islas Canarias, pero sin una tendencia aparente. La captura de patudo de esta pesquería también se ha mantenido relativamente estable durante los tres últimos años.

El peso medio del patudo descendió desde 1975 hasta 1998, pero se ha mantenido bastante estable en aproximadamente 10 kg durante la última década (**Figura 7**). Sin embargo, este peso medio presenta importantes diferencias para los diferentes artes de pesca, en torno a 62 kg para los palangreros, 7 kg para los barcos de cebo vivo y 4 kg para los cerqueros. En los diez últimos años todas las flotas palangreras han mostrado un incremento en el peso medio del patudo capturado; el peso medio de los ejemplares capturados con palangre se ha incrementado pasando de 40 a 60 kg desde 1999 a 2010. Durante el mismo periodo, el patudo capturado con cerco presentaba pesos medios de entre 3 y 4 kg. El peso medio del patudo capturado en bancos libres es más del doble que peso medio del patudo capturado en torno a DCP. Esta diferencia en el peso medio entre estas dos

formas de pesca es aún más pronunciada desde 2006 (**Figura 8**). Del mismo modo, el patudo capturado con cebo vivo presentaba un peso medio de entre 6 y 10 kg en el mismo periodo, lo que indica una mayor variabilidad interanual en su peso medio en comparación con los ejemplares capturados con palangre o cerco.

Los juveniles de patudo muestran una fuerte asociación con objetos flotantes naturales o artificiales y, como consecuencia, el desarrollo de un modo de pesca que utiliza los dispositivos de concentración de peces a la deriva (dDCP) podría incrementar la vulnerabilidad de estos ejemplares más pequeños frente a los artes de pesca de superficie. La proporción de patudo capturado bajo dDCP por las principales flotas de cerco muestra algunas diferencias entre flotas, con el 100% de pesca con DCP para Ghana SCRS/2015/139), aproximadamente el 84% para UE-España (2010-2014, SCRS/2015/131) y casi un 53% para UE-Francia (2008-2012, Floch et al., 2014).

En el marco del proyecto de investigación CECOFAD de la UE (SCRS/2015/104), se propuso un método indirecto para reconstruir una serie temporal del número de DCP y boyas GPS plantados (SCRS/2014/133). Según este estudio, el número total estimado de DCP plantados anualmente ha experimentado un drástico incremento desde menos de 7.000 DCP antes de 2008 hasta 17.300 DCP en 2013 (**Figura 9**). Cabe resaltar que existe una fuerte variabilidad en el número de dDCP plantados por buque, tal y como muestra la flota de cerco española. Por ejemplo, el número de dDCP activos seguidos por trimestre por buque español oscila entre 100 y 1.100 (Delgado de Molina et al., 2015).

Se facilitó información sobre los cambios en la tecnología de las boyas, expresado como el número de boyas por categoría (a saber, boyas HF, boyas solo satélite, boyas ecosonda con seguimiento por satélite), comprado cada año, para la flota de cerco francesa para el periodo 2004-2014 (SCRS/2015/014). Las boyas equipadas con ecosonda han sustituido progresivamente a los dos otros tipos de boyas, y predominan ahora con un impacto potencial en el incremento de la eficacia de la pesca en la pesquería de cerco en DCP (**Figura 10**). Dicha mejora en la tecnología de pesca con DCP en el tiempo se ha documentado también para la flota de cerco española (**Figura 11**) y estas nuevas tecnologías pueden haber incrementado la capturabilidad de patudo juvenil en años recientes

Los indicadores de pesquerías basados en el número de cuadrículas de 5°x5° explotadas en las que se capturó patudo podrían detectar cambios potenciales en la abundancia o en las estrategias de pesca en el tiempo (SCRS/2014/080). El número de cuadrículas de 5° exploradas con capturas de patudo (>1 t por año) realizadas por flotas palangreras fluctuó, pero sin una tendencia discernible, entre los años setenta y los años 2000. Sin embargo, desde el principio de la década de 2000 el número de cuadrículas de 5°x5° con capturas de patudo realizadas por varias flotas de palangreras ha descendido notablemente (**Figura 12**). Sucede lo contrario con los cerqueros de la UE cuyos caladeros se han expandido desde 2007, probablemente debido a una combinación de dos factores: el incremento del uso de dDCP/boyas y el acceso a zonas históricas o nuevas debido a la renovación de acuerdos de pesca (**Figura 13**).

El documento SCRS/2015/140 presentaba un análisis de los datos de frecuencia de tallas (CAS) para el patudo del Atlántico utilizando dos métodos: diagramas de Powell-Wetherall para explorar los cambios en Z basándose en los datos de talla y un análisis de la curva de captura utilizando la CAA para evaluar cambios en los patrones de selección. El documento proporciona estimaciones de la mortalidad total Z para edades plenamente selectivas y estima la selectividad por edad. El Grupo constató la utilidad de utilizar métodos simples tanto para la exploración como para la verificación de los datos de entrada y que también pueden utilizarse como indicadores de tendencias o estimaciones iniciales para modelos más complejos: por ejemplo, la ratio de F para el grupo de edad plus en el VPA o los valores de F terminal y la potencial identificación de cambios en los patrones de selectividad inferidos a partir del análisis de la curva de captura por arte principal y periodo de tiempo.

La talla media, y sus intervalos de confianza a lo largo de los años se superponen a puntos de referencia de talla (a saber, talla al infinito, talla en la que la población alcanza su biomasa máxima y talla en la que el 50% de la población alcanza la madurez) con el objetivo de identificar para cada arte de pesca las tallas para las cuales puede evaluarse la captura respectiva. Las estimaciones de Z obtenidas de los diagramas de Powell-Wetherall (**Figura 14**) mostraban un notable descenso desde 1990 (Z=0,55) a 1995 (Z=0,35), seguido de un lento incremento continuo hasta 2014 (Z=0,45).

### 3. Métodos y otros datos pertinentes para la evaluación

#### 3.1 Modelos de producción

En el documento SCRS/2015/073 se presentaba una estrategia genérica para realizar la evaluación de stock que se propuso durante la reunión de preparación de datos sobre patudo del Atlántico (*Thunnus obesus*); a saber: i)

acordar previamente la hipótesis que se tiene que probar, ii) comprobar la convergencia; iii) identificar los supuestos que no se cumplen realizando un diagrama de residuos; iv) utilizar métodos como jack knife o bootstrap para identificar problemas con los datos y especificaciones del modelo y v) realizar una simulación retrospectiva para evaluar la capacidad predictiva y, por tanto, la robustez del asesoramiento. Aunque los diagnósticos presentados correspondían un modelo de dinámica de biomasa, dichos diagnósticos son genéricos y pueden aplicarse a modelos que utilizan diferentes conjuntos de datos y una variedad de estructuras. A medida que aumenta la complejidad de los modelos, los diagnósticos se vuelven más importantes para entender la robustez de las estimaciones y cómo se incorporan al asesoramiento en materia de ordenación. Los diagnósticos también hacen que el proceso de evaluación de stock sea más transparente y contribuyen a identificar en que campos se requieren más conocimientos y mejores datos. Se presentaron los diagnósticos y el Grupo debatió las posibilidades alternativas para la forma de la función de producción y los índices de abundancia que se utilizarían. El objetivo de la presentación era llegar a un acuerdo sobre una estrategia para realizar la evaluación de stock de patudo del Atlántico y no entrar en detalles técnicos de este análisis. El Grupo constató la utilidad del enfoque y trato de aplicarlo a los modelos de producción.

Durante la reunión, se aplicó un modelo de producción excedente ASPIC a la pesquería de patudo del Atlántico para evaluar el estado actual del stock. Los estudios sobre el ciclo vital se utilizaron para mostrar que el modelo logístico de producción (Schaefer) probablemente no sea apropiado para los túnidos (Maunder, 2003), y que  $B_{RMS} < 0,5B_0$  sería probablemente más realista. Sin embargo, apenas hay información suficiente en los conjuntos de datos de la evaluación de stock para estimar la forma del parámetro de la función de producción. Por tanto, se utilizó la función de producción de Fox. El Grupo acordó ejecutar un modelo inicial utilizando las series de CPUE incluidas en la Tabla 10 del Informe de la Reunión ICCAT de 2015 de preparación de datos sobre patudo (SCRS/2015/011) (**Figura 15**). Los ensayos subsiguientes incluían la utilización de diferentes índices de CPUE individuales, así como un índice combinado que representaba un ensayo de continuidad desde 2010. La información detallada de los diferentes escenarios del modelo se incluye en la **Tabla 4**. Se utilizó el procedimiento de diagnóstico genérico propuesto en la reunión de preparación de datos (SCRS/2015/073) para seleccionar los escenarios aplicables al asesoramiento.

### 3.2 Modelos estadísticos de captura por edad: Stock Synthesis

Antes de la sesión de 2015 de evaluación de stock de patudo se realizó una evaluación inicial del stock de patudo del Atlántico. En el documento SCRS/2015/126 se describen todos los supuestos y entradas de datos de este modelo. Los datos de entrada se debatieron y sugirieron en la reunión de 2015 de preparación de datos sobre patudo (SCRS/2015/011). Las configuraciones y supuestos clave del "modelo" inicial fueron los siguientes:

- 15 flotas, tal y como se especificó en reunión de 2015 de preparación de datos sobre patudo (**Tabla 2**).
- Tres regiones (norte de 25° N, entre 25°N y 15°S, y sur de 15°S), que separan las aguas tropicales de las aguas templadas.
- El crecimiento se modeló ajustando una curva de crecimiento en el marco del modelo (**Figura 16**). Se especificó el Grupo plus como 10+.
- Las muestras de frecuencias de tallas fueron proporcionadas por la Secretaría de ICCAT, no se utilizó captura por talla.
- Se modeló el movimiento entre zonas del patudo para reflejar el supuesto de que el desove tiene lugar en invierno (estación 1: enero, febrero y marzo) y sobre todo en la zona 2. En primavera (estación 2: abril, mayo y junio), comienza una migración anual de al menos parte del stock reproductor desde la zona de reproducción hacia el norte hasta las zonas tróficas (zona 1). En la estación 4 (octubre, noviembre y diciembre), los peces regresan a la zona 2.
- El marco temporal del modelo fue 1950-2014.
- $W_t = (2,396E-05) * TL_{2,9774}$  (**Figura 16**).
- El calendario de maduración utilizado fue el adoptado en la evaluación anterior. 0% para edades 0-2, 50% para la edad 3 y 100% para edades 4-10+ (**Figura 16**).
- La M específica de la edad se derivó usando una función Lorenzen (2005) con M de referencia = 0,2794 en las clases de edad "plenamente seleccionadas" (1-15). La M de referencia se aproximó usando una edad máxima de 15. El vector M se desarrolló utilizando la curva de crecimiento de Hallier *et al.* (2005) (**Figura 16**).

- Relación stock-reclutamiento de Beverton Holt, se estimó la inclinación,  $\sigma$ -r se fijó en 0,60 y se asumió que el reclutamiento era igual en todas las estaciones y en todas las regiones. El reclutamiento para cada una de las tres zonas se estimó de tal modo que la zona 1 y la zona 3 recibieron la misma cantidad de reclutas y el porcentaje de la zona 2 se estimó dentro del modelo, a partir de la información sobre desembarques, CPUE y tallas. Los reclutas distribuidos por estación y zona se mantuvieron constantes cada año. Se estimaron las desviaciones en el reclutamiento anual desde 1974 hasta 2013.
- Se estimó la selectividad basada en la talla para cada una de las quince flotas.
- Se permitió que la selectividad asintótica para las flotas de palangre en las zonas 1 y 3 (flotas 10, 12, 13 y 15) y para las flotas de palangre en la zona 2 (flotas 11 y 14) adoptara una forma cóncava.

No se incluyeron los datos de marcado porque se creyó que no reflejarían de forma precisa la migración entre regiones, en particular entre las regiones 1 y 2. La lista de series de CPUE incluidas en el modelo se presentan en la **Tabla 5**. El Grupo debatió el modelo inicial presentado por el autor y se propusieron, debatieron y ejecutaron una serie de ensayos adicionales del modelo. Se constató que hay conflictos en la información facilitada por las series de CPUE y los datos de frecuencias de tallas, por tanto, también se realizaron ensayos de modelo adicionales con variaciones en la ponderación de estas series. Se debatió si la inclinación debería estimarse ya que a menudo la información disponible no es suficiente para estimar este parámetro, y se llegó a la conclusión de utilizar valores diferentes de inclinación como 0,7; 0,8 y 0,9. También se acordó utilizar diferentes curvas de crecimiento de Hallier *et al.* (2005) utilizando la curva de crecimiento de von Bertalanffy ajustada a los datos de otolitos y de marcado (la utilizada en la evaluación anterior - véase la tabla 2 de la reunión de preparación de datos de 2015) o la curva de crecimiento de Richards ajustada a los datos de otolitos. Finalmente, se utilizaron perfiles de verosimilitud para explorar plenamente las configuraciones del modelo y tomar una decisión sobre los casos base posibles.

En la **Tabla 6** se resumen los detalles de estos nuevos ensayos.

### 3.3 VPA

Se presentó al Grupo un modelo inicial VPA basado en el de 2010 (Anón., 2011a), pero que incorporaba datos actualizados y varias formulaciones nuevas. En el **Apéndice 4** se presentan las especificaciones completas del modelo. El modelo se ejecutó mediante el programa informático VPA-2BOX, y se utilizaron los datos de captura por edad actualizados especificados en la sección 2 y los índices de CPUE especificados en la **Tabla 7**, tal y como se acordó en la reunión de preparación de datos. Los supuestos biológicos utilizados para el ensayo del modelo fueron los siguientes:

Se incluyó un vector M Lorenzen con M de referencia = 0,2794 para las clases de edad "plenamente seleccionadas" (1-15) (**Figura 17**). La M de referencia se aproximó usando una edad máxima de 15 y la curva de crecimiento de Hallier *et al.* (2005). Para ensayos adicionales

- Se estimaron todas las F terminales.
- Los CV de los índices se incrementaron hasta 0,4.
- La ratio de F se estimó en cuatro bloques temporales.
- Se incrementó la edad del grupo plus hasta 10+ y 13+.

Tras revisar los resultados del modelo inicial, el Grupo recomendó que se realizasen varias modificaciones. Estos supuestos del ensayo adicional del modelo se describen en la **Tabla 8**.

## 4. Resultados del estado del stock

### 4.1 Modelos de producción

El procedimiento para descartar escenarios<sup>1</sup> se basó en los diagnósticos recomendados por el grupo de preparación de datos. Se eligieron tres escenarios para representar el estado del stock y las tendencias históricas, a saber:

- **Ensayo 1:** Índice de palangre de Estados Unidos (EE.UU.)
- **Ensayo 2:** Índice de palangre japonés (Japón)
- **Ensayo 3:** Fase tardía del periodo del palangre de Taipei Chino (fase tardía de Taipei Chino)

<sup>1</sup> Un desarrollo posible, plausible, coherente internamente, pero no necesariamente probable (Field 2012).

El Grupo solicitó también que se realizase un análisis de sensibilidad para algunos ensayos que incluyese múltiples índices que se escogieron basándose en su correlación (**Figura 18**) y en una correlación cruzada (**Figura 19**).

- **Mult 1:** Índices de la fase inicial y tardía del periodo para el palangre de Taipei Chino.
- **Mult 2:** Índices de la fase tardía del palangre de Uruguay y Taipei Chino.
- **Mult 3:** Palangre de Japón, palangre de la fase inicial de Uruguay y palangre de Estados Unidos

También se consideró otro escenario de evaluación que utilizaba un índice compuesto creado a partir de las CPUE estandarizadas (Tabla 10 del Informe de la reunión de preparación de datos de patudo), utilizando para el ensayo de continuidad el mismo procedimiento que se aplicó en la última evaluación.

En la **Figura 20** se muestra el índice compuesto utilizado en 2010 y el generado en 2015, utilizando el mismo procedimiento que en 2010, con los índices de CPUE que se acordaron para ASPIC y que se describen en la tabla 10 del informe de la reunión de ICCAT de 2015 de preparación de datos de patudo. Los resultados de los ajustes de ASPIC a ambos índices se comparan en la **Figura 21** y las estimaciones de la biomasa del stock y las tasas de captura con respecto a los niveles de referencia de RMS se muestran en la **Figura 22**, donde la evaluación de 2010 se proyectó desde 2010 hasta 2014 utilizando las capturas comunicadas.

Se representaron los perfiles de las sumas de los residuos cuadrados para comprobar que se había hallado realmente un mínimo. En la **Figura 23** se muestran los perfiles para el RMS.

#### 4.1.1 Análisis de residuos

En general, los patrones en los residuos de los ajustes de la CPUE con la abundancia del stock puede suponer un incumplimiento de los supuestos del modelo que, a su vez, puede dar lugar a estimaciones sesgadas de los parámetros, puntos de referencia y tendencias del stock. En la **Figura 24** se muestra un diagrama de la CPUE observada contrapuesta a los valores ajustados para diferentes escenarios de evaluación (la línea azul es una regresión lineal ajustada a puntos y la línea negra es la línea  $y=x$ ). Si el índice es una buena aproximación para la abundancia del stock las dos líneas deberían coincidir. Se representan los residuos frente al año con un alisador Lowess (**Figura 25**) para indicar patrones sistemáticos que indiquen que el índice es una mala aproximación de la abundancia del stock. Además, las estimaciones de la varianza obtenidas mediante *bootstrapping* asumen que los residuos son residuos independientes y distribuidos idénticamente (IDD). En la **Figura 26** se muestra un gráfico cuantil-cuantil para comparar la distribución de residuos con la distribución normal. En la **Figura 27** los residuos se representan contrapuestos con los valores ajustados, para comprobar la relación de varianza. Se asumió que los residuos no están autocorrelacionados, ya que las autocorrelaciones significativas podrían deberse a un incremento de la capturabilidad en el tiempo, lo que podría dar lugar a una estimación más optimista del estado actual del stock, ya que cualquier descenso en el stock queda oculto por un incremento en la capturabilidad. La **Figura 28** presenta un diagrama de los residuos contrapuestos unos con otros con un intervalo de 1 para identificar la autocorrelación. La utilización de índices múltiples da lugar a un incumplimiento de todos los supuestos planteados.

En las **Figuras 29 y 30** se representa la tendencia predicha del stock por índice para los múltiples ensayos, a saber, escalando las observaciones por capturabilidad. Esto contribuye también a identificar índices que no realizan un seguimiento adecuado del stock.

#### 4.1.2 Estado actual

Basándose en los diagnósticos descritos antes, se seleccionaron tres ensayos ASPIC utilizando índices de CPUE independientes para proporcionar asesoramiento sobre el estado del stock, los niveles de biomasa y la tasa de captura (**Figura 31**). Los resultados de ASPIC muestran que la biomasa del stock ha descendido desde el comienzo de la serie temporal en los años cincuenta, con un marcado descenso, que se corresponde con un marcado incremento en la mortalidad por pesca y la captura en los noventa, con un nivel máximo de mortalidad por pesca a finales de los noventa. A partir de finales de los noventa, las trayectorias de la biomasa y de la mortalidad por pesca difieren en los tres ensayos. Mientras que la biomasa se incrementaba y la mortalidad por pesca descendía en el ensayo 3, la biomasa siguió decreciendo a un ritmo más lento en los ensayos 1 y 2, y la mortalidad por pesca mostraba una tendencia general creciente en el ensayo 2 (con la excepción de los tres últimos años en los que descendió) y se mantuvo algo estable en el ensayo 1.

En la **Figura 32** se muestran las trayectorias estimadas sometidas a bootstrap de las biomاسas y las tasas de captura con respecto a los puntos de referencia RMS en los ensayos 1, 2 y 3. Los tres ensayos muestran



trayectorias similares de mortalidad por pesca creciente y biomasa decreciente hacia la zona roja del diagrama de Kobe ( $F > F_{RMS}$  y  $B < B_{RMS}$ ) hasta finales de los noventa, pero el ensayo 1 y el 2 estiman que, como media, el stock sigue manteniéndose en la zona roja desde 2000, mientras que el ensayo 3 estima una recuperación hacia la zona verde desde mediados de los 2000. En la **Figura 33** se muestran los diagramas de fase de Kobe por ensayo. Los resultados basados en los tres casos, sugieren que, en años recientes, el estado del stock difiere en los diferentes casos (la ratio  $B_{2014}/B_{RMS}$  oscila entre 0,554 y 1,225 y la ratio  $F_{2014}/F_{RMS}$  oscila entre 0,576 y 1,436, **Tabla 9**). Los diagramas de fase combinados de los tres casos se muestran en la **Figura 34**. Se estimó que el RMS se situaba entre 66.030 t y 86.830 t (**Tabla 9**), por debajo (ensayo 1) y por encima (ensayos 2 y 3) de la captura de 2014 (68.390 t).

#### 4.2 Stock Synthesis

El Grupo escogió 12 configuraciones de modelo para formular el asesoramiento sobre el estado del stock y en materia de ordenación (**Tabla 10**).

Los resultados del modelo indicaban que la biomasa del stock reproductor y el reclutamiento han estado descendiendo de forma constante (**Figura 35**). Los datos de CPUE utilizados para ajustar el modelo tienden a indicar un stock menos productivo, mientras que la información procedente de los datos de talla y talla por edad indica una mayor productividad.

En la **Figura 36** se muestra la biomasa relativa y la mortalidad por pesca estimadas desde 1950 para todos los ensayos. Estos resultados muestran que la mortalidad por pesca se ha incrementado de forma continua desde el inicio de la serie temporal y se incrementó rápidamente a finales de los noventa, superando el nivel correspondiente a la  $F_{RMS}$  en la mitad de los escenarios. En los 2000,  $F$  fluctuó y descendió ligeramente, situándose por encima o por debajo de la  $F_{RMS}$ , en función del escenario. La  $F$  experimentó un drástico incremento a finales de los 2000, cuando  $F > F_{RMS}$  en 2011 para todos los escenarios (llegando a duplicar la  $F_{RMS}$  según el ensayo 51h7) y descendió en los tres últimos años en todos los escenarios. En siete de los 12 escenarios la mortalidad por pesca se mantuvo en niveles superiores a la  $F_{RMS}$  en 2014. En lo que concierne a la biomasa, ésta ha decrecido constantemente desde el inicio de la serie temporal y descendió por debajo de los niveles de  $B_{RMS}$  a finales de los noventa o en los 2000, dependiendo del escenario. Desde 2010, las estimaciones indican que la biomasa es inferior al nivel de  $B_{RMS}$  en todos los escenarios. La **Figuras 37** muestra los diagramas de fase de Kobe por ensayo y la **Figura 38** incluye todos los ensayos en un gráfico.

La RMS estimada y los niveles de referencia relacionados con la RMS para todos los modelos se presentan en la **Tabla 11**.

#### 4.3 VPA

En el ensayo 21 se muestran las tendencias comparables con los ensayos producidos mediante SS3 y el modelo de producción excedente con respecto al stock, y la captura con respecto a los niveles de referencia de RMS. Sin embargo, el Grupo decidió no utilizar este modelo para proporcionar información sobre el estado del stock, debido a la inquietud suscitada por el corte de edad, la convergencia del modelo y otros diagnósticos del modelo problemáticos.

El ensayo 21 indicaba que la mortalidad por pesca estimada mediante el VPA se había incrementado gradualmente desde 1975, alcanzando su punto máximo en 2004 (**Figura 39**). La mortalidad por pesca es superior en las edades 0 y 1, con un segundo punto máximo en la edad cinco y la mortalidad por pesca va descendiendo en las edades superiores. Se estimó que la ratio de  $F$  se sitúa muy por debajo de 1, lo que indica que el modelo está estimando una vulnerabilidad con forma cóncava.

El modelo indica también un descenso en la biomasa reproductora del stock desde mediados de los setenta, que no se ha recuperado a pesar de las recientes reducciones en las capturas (**Figura 40**). Se asumió el reclutamiento medio para la totalidad de la serie temporal con el fin de calcular las cantidades de los niveles de referencia (se utilizaron  $F_{0,1}$  y  $SSB_{F0,1}$  como aproximaciones de RMS) para evaluar el estado relativo del stock para el VPA (**Figura 40**). Las estimaciones de bootstrap del estado del stock indican que el stock está sobrepescado (**Figura 40**) y que actualmente no está experimentando sobre pesca (mediana del bootstrap = 0,896 versus MLE = 0,925, **Tabla 12**). Cabe señalar que el estado de no sobrepesca del stock se debe a la sustitución de los tres últimos años de reclutamiento por el promedio a largo plazo. Si en vez de ello se utilizasen las estimaciones brutas de reclutamiento del VPA, entonces se estimaría que la tasas de mortalidad por pesca se sitúan por encima de  $F_{0,1}$ . En el **Apéndice 4** puede consultarse documentación más completa del modelo.

#### 4.4 Síntesis de los resultados de la evaluación

Con el fin de evaluar la robustez del procedimiento utilizado para formular el asesoramiento en 2010, se generó un nuevo índice compuesto utilizando la misma metodología; se ejecutó un ensayo ASPIC con una configuración similar a la de 2010 (denominada ensayo de continuidad), utilizando los datos más recientes de captura hasta 2014. Para comparar ambas evaluaciones, se realizó una proyección de la evaluación de 2010 (simulación) utilizando los datos de 2010 a 2014. Esto permite comparar los cambios en la percepción del stock debidos únicamente a añadir o actualizar los conjuntos de datos utilizados para ajustar el modelo de producción utilizado para facilitar el asesoramiento principal sobre el estado del stock en 2010. Este nuevo ensayo sólo se diferencia del utilizado en 2010 en que las estimaciones de captura contienen años de datos adicionales (2010-2015) y en que el índice de abundancia combinado ha sido estimado con índices que fueron presentados/acordados durante la reunión de preparación de datos de 2015. Hubo grandes diferencias entre el ensayo de continuidad de 2015 y la evaluación y proyección de 2010. Dichas diferencias se debieron a la gran diferencia en los índices compuestos de 2010 y 2015. Además, resultó difícil recrear las series de CPUE combinadas cuando se actualizaron las CPUE de las CPC de un modo diferente al de la evaluación anterior. La utilización de índices combinados, cuando los índices individuales muestran tendencias contradictorias, dará como resultado unas estimaciones medias/intermedias de biomasa/captura que difieren de las estimadas al ajustarlas a índices individuales. Por tanto, los índices deberían evaluarse por separado o conjuntamente dentro de la evaluación de stock utilizando los diagnósticos adecuados.

En 2015, para mantener la continuidad con el enfoque utilizado para desarrollar el asesoramiento previo para el patudo del Atlántico, se utilizaron los resultados de los modelos de producción en no equilibrio para proporcionar información sobre el estado del recurso, esto incluía los ensayos 1, 2 y 3, que utilizaron índices individuales de CPUE diferentes. Estos resultados se complementaron con los resultados de un modelo estadístico integrado de evaluación de stock (SS3), que puede tener en cuenta los cambios en la selectividad. Aunque los modelos VPA también consideran los cambios en la selectividad, dado que los resultados del VPA eran inciertos en lo que concierne al tamaño absoluto del stock y presentaban problemas de convergencia, no se utilizaron los resultados del modelo VPA para desarrollar el asesoramiento en materia de ordenación.

La biomasa del stock estimada a partir de los tres ensayos del modelo de producción muestra un descenso desde el inicio de la serie temporal en los años cincuenta (**Figura 31**). Coincidiendo con un marcado incremento en la mortalidad por pesca y en la captura en los noventa y con un punto máximo de mortalidad por pesca a finales de los noventa, la biomasa mostraba un marcado descenso durante dicho periodo. A partir de finales de los noventa, las trayectorias de la biomasa y de la mortalidad por pesca difieren en los tres ensayos. Mientras que la biomasa se incrementaba y la mortalidad por pesca descendía en el ensayo 3, la biomasa siguió decreciendo a un ritmo más lento en los ensayos 1 y 2, y la mortalidad por pesca mostraba una tendencia general creciente en el ensayo 2 (con la excepción de los tres últimos años en los que descendió) y se mantuvo algo estable en el ensayo 1. Los tres ensayos muestran trayectorias similares de  $F$  creciente y  $B$  decreciente hacia la zona roja del diagrama de Kobe ( $F > F_{RMS}$  y  $B < B_{RMS}$ ) hasta finales de los noventa, pero los ensayos 1 y 2 estiman que, como media, el stock sigue manteniéndose en la zona roja desde 2000, mientras que el ensayo 3 estima una recuperación hacia la zona verde desde mediados de los 2000 (**Figura 32**). La RMS actual estimada utilizando los tres ensayos del modelo de producción oscila entre 66.030 t y 86.830 t.

El modelo integrado, SS3, se ejecutó con doce configuraciones diferentes para caracterizar la incertidumbre en los parámetros del modelo. Los resultados del modelo SS3 indican que la mortalidad por pesca se ha incrementado de forma constante desde el inicio de la pesquería, que experimentó un rápido incremento a finales de los noventa, fluctuando en torno al nivel correspondiente a la  $F_{RMS}$  en los 2000, con un marcado incremento a finales de la década de los 2000, siendo  $F > F_{RMS}$  en 2011, y ha tenido un descenso en los tres últimos años aunque manteniéndose en niveles superiores a  $F_{RMS}$  en siete de los doce escenarios. En lo que concierne a la biomasa, ésta ha ido decreciendo de forma constante desde el comienzo de la serie temporal y desde 2010 se ha situado y mantenido por debajo de los niveles de  $B_{RMS}$ . La RMS actual estimada utilizando los 12 ensayos SS oscila entre 80.889 t y 102.268 t.

La mayoría de los ensayos SS muestran una perspectiva similar a la de los ensayos ASPIC, en lo que concierne a la evolución histórica de las tendencias relativas en la biomasa y en la mortalidad por pesca. Ambos modelos de evaluación (ASPIC y SS3) sugieren que la biomasa descendió en el periodo investigado, con la excepción del ensayo 3 de ASPIC en el que se observa una recuperación desde 2005. En lo que concierne a la mortalidad por pesca, ambos modelos de evaluación muestran un fuerte incremento de  $F$  a finales de los noventa, después fluctuó hasta alcanzar un nivel similar al de final de los noventa en 2004/2005, y se volvió a incrementar en 2011 y posteriormente ha descendido en los tres últimos años. Sin embargo, la gama de valores RMS estimados mediante SS3 es superior a los estimados por ASPIC.

## 5. Proyecciones

La Resolución 13-10, adoptada por la Comisión, establece directrices detalladas respecto a la información que debe incluirse en la matriz de estrategia de Kobe. En su reunión de 2010, el Grupo de trabajo sobre métodos de evaluación de stock (Anon., 2011b) formuló recomendaciones adicionales para facilitar la construcción e interpretación de la matriz de estrategia de Kobe II (por ejemplo, directrices para su aplicación, especificaciones respecto a los métodos de proyección y recomendaciones para el desarrollo de matrices de Kobe). Por lo tanto, el Grupo basó la siguiente perspectiva para el patudo del Atlántico en las proyecciones y en la matriz de estrategia de Kobe II.

Las perspectivas para el patudo, considerando la incertidumbre cuantificada en la evaluación de 2015, se presentan en las **Tablas 13 y 14** y en las **Figuras 41 y 42**, que presentan una descripción de las posibilidades que tiene el stock de alcanzar o mantenerse en el cuadrante verde del diagrama de Kobe para diferentes niveles de mortalidad por pesca y captura constante futura. Las tablas y figuras se basan en 500 simulaciones de bootstrap realizadas para cada uno de los tres escenarios de evaluación de ASPIC, a los que se asignó la misma importancia. Las proyecciones de F se realizaron para los multiplicadores del año final de F.

### ASPIC

Se realizó una proyección de 15 años (véase la Sección 4.1) para las estimaciones de stock de ASPIC sometidas a bootstrap (500 simulaciones) para los tres ensayos. La captura en 2015 se estableció en la captura declarada en 2014 (68.390 t) y a partir de entonces (2016-2035) el stock se proyectó con TAC de 0 y de 40.000 a 100.000 t, con intervalos de 10.000 t. También se desarrollaron basadas en escenarios de F constante, a saber para un multiplicador de las F del año final de 0 a 1,5, con intervalos de 0,15. En las **Figuras 43 y 44** se ilustran los resultados de las proyecciones de captura constante en la biomasa del stock y las tasas de captura. En las **Figuras 45 y 46** se muestran dichos resultados, para la biomasa y tasas de captura, respectivamente, con respecto a los niveles de referencia de RMS. Las estimaciones de la mediana de las proyecciones mostraban que el stock debería recuperarse en el periodo proyectado si la captura constante futura de los escenarios 1 y 3 (que utilizan índices de CPUE de palangre estadounidense y palangre japonés, respectivamente), se mantenía por debajo de 65.000 t (un nivel similar a la gama inferior de estimaciones de RMS de ASPIC de 66.000 t) y si la F constante de cada caso se situaba en un 75% (con respecto a la F reciente) (**Figura 47**). Para el ensayo 3, las proyecciones muestran que el stock se mantendrá en el cuadrante verde del diagrama de Kobe ( $B > B_{RMS}$  and  $F < F_{RMS}$ ) con capturas de 90.000 t y con una F en los niveles actuales.

Las proyecciones con los niveles actuales de captura (~65.000 t) indican que el stock tiene un 47% de probabilidades de recuperarse al final del periodo de la proyección (2028). La probabilidad de recuperación del stock con el nivel de TAC actual (85.000 t) al final del periodo de la proyección se situaría en torno al 32%. Unas probabilidades superiores de recuperación requerirían marcos temporales más largos y/o una mayor reducción de las capturas actuales. Por ejemplo, con una captura constante de 50.000 t habría un 75% de probabilidades de recuperación desde ahora hasta 2028 (**Tabla 13**).

### SS3

No se realizaron proyecciones debido a la falta de tiempo. Sin embargo, se debatieron las especificaciones y datos de entrada de las proyecciones, y el Grupo acordó realizar proyecciones estocásticas utilizando los 12 escenarios acordados durante la reunión que abarcan la incertidumbre estructural de la evaluación SS3 actual.

## 6. Recomendaciones

### 6.1 Investigación y estadísticas

- La información bruta sobre talla procedente de los muestreos de la flota de cerco europea realizados desde 1980 hasta 2014, tal y como la solicitó por el SCRS; se ha proporcionado en parte a ICCAT, ya que se presentaron todas las muestras de talla de Tarea II de UE-Francia (para todas las especies) desde 1980 en adelante. Por consiguiente, el Grupo recomienda que se facilite a ICCAT la información bruta sobre talla los demás programas de muestreo de la flota de cerco.
- El Grupo recomienda que se faciliten las estimaciones de la varianza del peso por talla estimado para la relación presentada durante la reunión, con el fin de considerar la actualización de la relación talla-peso utilizada actualmente por ICCAT.

- Constatando que la CPUE de la pesquería de juveniles con cerco en DCP, una vez estandarizada, puede utilizarse como indicador del índice de reclutamiento en los modelos de evaluación stock, el Grupo recomienda que se estime el índice de CPUE estandarizado para el rabil y patudo juvenil capturado por las flotas de cerqueros de la UE y que se presente a la próxima reunión del grupo de especies de túnidos tropicales (a saber, reunión de preparación de datos sobre el rabil) antes de la próxima ronda de evaluaciones de stock de túnidos tropicales.
- El Grupo constató que el cambio en la composición por tallas de las capturas de la flota de palangre de Taipei Chino en torno a 2005, con peces más grandes desde ese periodo en adelante, podría estar relacionado con cambios en la estrategia de pesca debidos a la introducción de medidas de control y vigilancia en los reglamentos internos. El Grupo recomienda que se revisen las frecuencias de talla de Taipei Chino, centrándose en los potenciales cambios que se hayan producido en las estrategias de muestreo debido a los reglamentos internos.
- El Grupo examinó y comparó la captura por talla actualizada de patudo facilitada por Japón y el conjunto de datos actualmente disponible en la Secretaría. Se hallaron diferencias en las distribuciones de frecuencias de tallas por año y en la estimación del número total de peces capturado por año. Al comparar los desembarques estimados con la Tarea I declarada, se detectaron también importantes divergencias en algunos años. El Grupo solicitará a Japón que examine estas diferencias y le informe de las razones de dichas divergencias, indicando cuáles serán las mejores estimaciones científicas de la captura total.
- La mortalidad natural por edad se identificó como uno de los parámetros más importantes en las evaluaciones de stocks de túnidos. Aunque el Grupo consideró que la forma logística del vector Lorenzen de M utilizada en los modelos de evaluación era realista, deben realizarse más trabajos en el futuro para estimar vectores alternativos de mortalidad natural por edad. Estas estimaciones alternativas de mortalidad natural deberían cubrir por ejemplo: (i) la comparación con los valores de M utilizados en otras OROP, (ii) estimaciones de M mediante otros métodos, (iii) información de datos de marcado de la IOTC y del Atlántico a través del AOTTP. De este modo, el Grupo recomienda que se analicen diferentes vectores de M a modo de análisis de sensibilidad en futuras evaluaciones de stock de patudo.
- Los científicos de la UE deberían realizar un análisis estadístico de los cuadernos de pesca y los datos de muestreo de los cerqueros de la UE (y de la flota de pabellones asociada) para revisar la actual metodología que se utiliza para estimar las capturas y tallas por especies de la flota de cerco. Este estudio debería centrarse, por orden de prioridad, en: (1) la revisión e identificación de los mejores estratos espacio/temporales que deberían utilizarse en el procesamiento de los datos y (2) la revisión de los criterios básicos que se tienen que utilizar en un sistema mejorado de procesamiento de los datos (por ejemplo, respecto a los niveles mínimos de muestras usadas, tasa de muestreo y número de ejemplares medidos y, cuando sea necesario, las normas aplicadas en la sustitución de estratos).
- El Grupo recomienda que continúe la recuperación de las estadísticas pesqueras de Angola, en particular para las especies de túnidos tropicales. El Grupo respalda los esfuerzos de la Secretaría y el programa JCAP para seguir trabajando con los científicos de Angola y las CPC afectadas que capturan túnidos tropicales en la ZEE de Angola (flotas extranjeras) para confirmar el nivel de capturas y si dichas capturas han sido o no han sido declaradas a ICCAT. El Grupo solicita que se presente un informe para la próxima reunión del Grupo de especies.
- El Grupo preguntó a la Secretaría acerca de la calidad de las estadísticas pesqueras (Tarea I y Tarea II) presentadas por las diferentes CPC. Se ha diseñado un formulario que se circulará a las principales CPC de captura solicitando detalles de sus programas de muestreo y recopilación de datos, así como de los protocolos para la estimación de estadísticas pesqueras en otros Grupos de especies de ICCAT. Se recomendó que se proponga un formulario similar para las pesquerías de túnidos tropicales con el fin de proporcionar al Grupo información que pueda utilizarse para evaluar la calidad de los datos pesqueros presentados.
- En el marco del plan general de mejora de las estadísticas de Ghana, en 2014, el SCRS recomendó que se desarrolle y aplique el software necesario para el procesamiento de las estadísticas de Ghana. En su reunión anual de 2014, la Comisión consideró que esta actividad podría financiarse a través de otras fuentes (por ejemplo, JCAP) y no se incluyó en la lista de las actividades que fue posteriormente aprobada la Comisión. El presupuesto estimado del JCAP para 2015 no podrá cubrir el coste total de este proyecto. Por tanto, el Grupo recomienda que la Secretaría busque fondos alternativos para llevar a cabo esta actividad.
- Debido a la falta de datos relacionados con la biología reproductiva del patudo, y dada la importancia de estos datos en todos los modelos de evaluación de stock, el Grupo recomendó, como cuestión prioritaria,

que se lleven a cabo estudios sobre biología reproductiva (madurez, fecundidad...) lo antes posible.

- El Grupo recomienda que se proceda a la recopilación sistemática de observaciones directas de talla por edad para su utilización en modelos integrados y para estimar el crecimiento. Esto podría hacerse mediante lecturas directas de otolitos o mediante otros métodos de determinación directa de la edad conjuntamente con la información sobre crecimiento procedente del marcado.
- El Grupo recomienda a las CPC que participen en la financiación del AOTTP con el fin de alcanzar el 20% necesario para la total cofinanciación del AOTTP.

## **7. Otros asuntos**

### ***7.1 Revisión de los primeros pasos del AOTTP***

La Secretaría informó al Grupo de los progresos realizados en el Programa de marcado de tónidos tropicales en el océano Atlántico (AOTTP). Hace poco se firmó un contrato entre ICCAT y la UE después de que ICCAT acordara comprometer fondos (capital) tal y como se requería en las normas de financiación establecidas por la UE. El contrato firmado tiene una duración de cinco años con la posibilidad de una ampliación de 18 meses para análisis de datos.

La Secretaría ha desarrollado los requisitos para las contrataciones más urgentes de los miembros del equipo AOTTP. La convocatoria para la contratación de los tres primeros puestos con un contrato de duración definida en la Secretaría de ICCAT (coordinador del programa, responsable administrativo y financiero y contable) se publicó el 30 de junio, y la fecha límite para la presentación de candidaturas se fijó en el 4 de septiembre de 2015. También se informó al Grupo de que con arreglo al contrato, podrían contratarse cuatro personas más para un puesto de duración definida durante el periodo de implementación del programa (coordinador asistente, coordinador de recuperación de marcas y publicidad y dos asistentes de entrada de datos). El plan es cubrir los tres puestos iniciales para cuando se celebre la reunión anual de 2015 del SCRS. Antes de que finalice el año 2015, se iniciará el proceso de contratación de los otros miembros del equipo. El plan del proyecto anual es empezar a marcar peces en la primera mitad de 2016.

Se informó al Grupo de que Taipei Chino y Estados Unidos han comprometido ya una cofinanciación de 25.000 € y 30.000 \$USA, respectivamente. Además, recientemente se han recibido manifestaciones de interés de una cofinanciación adicional por parte de Brasil (30.000 €). Durante la reciente reunión del Grupo de trabajo encargado de enmendar el Convenio, los Presidentes de ICCAT y del STACFAD acordaron que la Secretaría podría utilizar el fondo de operaciones para cofinanciar el programa. Sin embargo, esta decisión se seguirá debatiendo en la próxima reunión de la Comisión en noviembre de 2015. El Presidente del SCRS instó a los participantes a que trabajen con sus delegaciones para buscar los fondos necesarios, y resaltó la importancia de este proyecto para los trabajos del Grupo de especies de tónidos tropicales.

El Grupo debatió brevemente la posible composición del Comité directivo del AOTTP (SC), resaltando la necesidad de un equilibrio entre diferentes expertos, representatividad geográfica y eficacia dentro del SC. El Grupo resaltó también la importancia de que el miembro externo sea alguien que no tenga o que no haya tenido recientemente relación con ICCAT. La participación del miembro externo puede proporcionar un punto de vista independiente para respaldar decisiones y contribuir a aportar experiencias adquiridas en pesquerías que no sean de tónidos. El Grupo reconoció que, con el fin de mantener la eficacia del SC, tendrán que establecerse normas de procedimiento claras para definir las responsabilidades de cada miembro del Comité y del coordinador del AOTTP.

Finalmente, el Grupo debatió la excepcional oportunidad que brinda el AOTTP a los investigadores interesados en los tónidos tropicales, pues es una ocasión única para desarrollar proyectos que podrían complementarse con el AOTTP y beneficiarse de dicho programa como una plataforma para incrementar las colecciones de muestras y los datos, con el objetivo de cubrir las lagunas en aspectos relacionados con la biología y pesquerías de tónidos tropicales. Sin embargo, el Grupo resaltó que dichos esfuerzos tienen que coordinarse, de tal modo que no comprometan los objetivos del AOTTP.

### ***7.2 Definición del procedimiento para actualizar el análisis de los efectos de la moratoria actual sobre los DCP.***

El párrafo 26 de la Recomendación 14-01 de ICCAT solicita al SCRS que evalúe la eficacia de la veda espaciotemporal establecida en el párrafo 24 para reducir las capturas de juveniles de patudo, rabil y listado. El

Grupo debatió el posible enfoque para actualizar análisis anteriores de los efectos de la moratoria para los DCP para responder a esta solicitud de la Comisión. El Grupo indicó que los modelos de evaluación de stock ejecutados durante la evaluación de patudo no permiten responder totalmente a esta cuestión, ya que la moratoria se implementó en 2013 y resultaría difícil caracterizar cualquier efecto mediante modelos de evaluación de stock sin contar con años adicionales de datos. Sin embargo, se acordó que podrían examinarse posibles cambios en los patrones de explotación, así como las tendencias en las capturas de juveniles de patudo y rabil antes y después de la moratoria para responder a esta cuestión. El Grupo indicó también que sería difícil asociar cualquier cambio a la moratoria, ya que esta tan solo se implementó en 2013. El Grupo recomendó que un pequeño grupo *ad hoc* de participantes trabaje durante el periodo intersesiones para actualizar y seguir explorando el análisis realizado y presentado al SCRS en 2014.

## 8. Adopción del informe y clausura

Debido al limitado tiempo disponible, durante la reunión el Grupo solo revisó y adoptó las secciones 1 y 3 y parte de las secciones 4 y 5. El resto del informe se adoptó por correspondencia. El Dr. Murua dio las gracias a los participantes y a la Secretaría por el gran trabajo realizado. La reunión fue clausurada.

## Bibliografía

- Anon. 2011a. Report of the 2010 ICCAT Bigeye Tuna Stock Assessment Meeting. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 66(1): 1-186.
- Anon. 2011b. Report of the 2010 ICCAT Working Group on Stock Assessment Methods (Madrid, Spain, April 21 to 23, 2010). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 66(3): 1276-1340.
- Delgado de Molina A., Ariz J., Murua H. and Santana J.C. 2015. Spanish Fish Aggregating Device Management Plan. Preliminary data. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 71(1): 515-524 de ICCAT.
- Floch L. *et al.*, 2014. Statistics of the French purse seine fishing fleet targeting tropical tunas in the Atlantic Ocean (1991-2012). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 70(6): 2669-2692.
- Hallier J.P., Stequert B., Maury O., Bard F.X. 2005. Growth of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the Eastern Atlantic Ocean from tagging-recapture data and otolith reading. ICCAT Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 57(1): 181-194.
- Maunder, M. N. 2003. Is it time to discard the Schaefer model from the stock assessment scientist's toolbox? Fisheries Research, 61: 145-149.
- Parks W., Bard F.X., Cayré P., Kume S., Santos Guerra A. 1982. Length-weight relationships for bigeye tuna captured in the Eastern Atlantic Ocean. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 17(1): 214-225.
- Lopez, J., Moreno G., Sancristobal I., Murua H. 2014. Evolution and current state of the technology of echosounder buoys used by Spanish tropical tuna purse seiners in the Atlantic, Indian and Pacific Oceans. Fisheries Research, 1550: 127-137 de ICCAT.

## TABLAS

**Tabla 1.** Capturas estimadas (t) de patudo (*Thunnus obesus*) por área, arte y pabellón adoptadas por el Grupo como las mejores estimaciones de las extracciones totales (15 de julio de 2015).

**Tabla 2.** Flotas utilizadas en el modelo SS3.

**Tabla 3.** Matriz de captura por edad (CAA) para el patudo para el periodo 1975-2014. La captura por edad incluye las mejores estimaciones de la captura de Ghana entre 2006 y 2014.

**Tabla 4.** Detalles de los ensayos del modelo ASPIC.

**Tabla 5.** Índices de CPUE utilizados en el modelo SS3.

**Tabla 6.** Detalles de los diversos ensayos del modelo SS3.

**Tabla 7.** Índices de CPUE utilizados en el modelo VPA.

**Tabla 8.** Detalles de los diversos ensayos del modelo VPA.

**Tabla 9.** ASPIC: Resultados de los tres ensayos con el modelo de dinámica de biomasa.

**Tabla 10.** SS3: 12 escenarios acordados basados en el ensayo 51.

**Tabla 11.** RMS y puntos de referencia relacionados con RMS para los 12 escenarios investigados.

**Tabla 12.** VPA: Resumen de los resultados del VPA.

**Tabla 13.** Matriz de estrategia de Kobe 2 de ASPIC para las proyecciones de captura constante utilizando una ponderación igual de los tres ensayos de la evaluación.

**Tabla 14.** Matriz de estrategia de Kobe 2 de ASPIC para las proyecciones de F constante utilizando una ponderación igual de los tres ensayos de la evaluación.

## FIGURAS

**Figura 1.** Mejores estimaciones, por arte pesquero principal, de la captura anual de patudo para el periodo 1950-2014, como fueron adoptadas por el Grupo para la evaluación.

**Figura 2.** Distribución espacial de la captura de patudo por arte. Las líneas rojas indican las áreas del modelo SS3. Esta figura fue facilitada por el científico de una CPC pero será actualizada y rehecha por la Secretaría basándose en la información acordada y revisada antes de su inclusión en el Resumen ejecutivo.

**Figura 3.** Tendencias de la talla media del patudo, calculadas a partir de la distribución de frecuencia de tallas por año, trimestre y estrato pesquero, tal y como los define el modelo stock Synthesis. La línea representa la tendencia lisa de los datos.

**Figura 4.** Captura por talla para el patudo por año (eje x), clase de talla (eje y) por arte principal. Esta figura fue facilitada por el científico de una CPC pero será actualizada y rehecha por la Secretaría basándose en la información acordada y revisada antes de su inclusión en el Resumen ejecutivo.

**Figura 5.** Distribuciones de captura por edad (CAA) anual de patudo para el periodo 1975-2014.

**Figura 6.** Captura de patudo para las pesquerías de cebo vivo locales de Azores, Madeira, Canarias y Senegal.

**Figura 7.** Tendencia del peso medio del patudo basándose en los datos de captura por talla por pesquerías principales (BB= cebo vivo, LL= palangre, PS= cerco) para 1975-2014.

**Figura 8.** Tendencia del peso medio del patudo para los cerqueros europeos y desglosada entre bancos libres (F School) y bancos asociados con DCP (Objects).

**Figura 9.** Números anuales estimados de DCP plantados, por pabellón, y total en el Atlántico (del SCRS/2014/133).

**Figura 10.** Cambio a lo largo del tiempo del tipo de boyas con las que van equipados los DCP a la deriva en la flota francesa de cerco (del SCRS/2014/187).

**Figura 11.** Evolución a lo largo del tiempo del equipamiento asociado con la pesca con DCP en los cerqueros españoles (López et al., 2014).

**Figura 12.** Superficie explorada con éxito (número de cuadrículas de 5°x5° con captura de BET > 1 t).

**Figura 13.** Número de cuadrículas de 1° exploradas de acuerdo con varios niveles de esfuerzo para los cerqueros de la Unión Europea (del SCRS/2014/080).

**Figura 14.** Estimaciones de Z derivadas de los diagramas de Powell-Wetherall que muestran las estimaciones de cada año (puntos con línea punteada) y un alisador (línea azul continua).

**Figura 15.** Series de CPUE acordadas en la reunión de preparación de datos como aproximaciones potenciales para la abundancia del stock, los puntos son los valores estandarizados, las líneas la predicción de un GAM ajustado a todos los índices con el año como alisador y el índice como factor (rojo) y por índice individualmente (azul).

**Figura 16.** Funciones del ciclo vital utilizadas en el ensayo inicial del SS3 con el fin de evaluar, para el patudo: arriba izquierda: el peso-talla; arriba derecha: la madurez por edad; abajo izquierda: el crecimiento y abajo derecha: la mortalidad natural.

**Figura 17.** Vector de mortalidad natural de Lorenzen utilizado en el modelo VPA de 2015 y vector utilizado en 2010.

**Figura 18.** ASPIC: Matriz de correlación para los índices acordados, el azul indica correlaciones positivas y el rojo negativas. El orden de los índices y los rectángulos se escogió basándose en el análisis jerárquico de conglomerados utilizando un conjunto de diferencias.

**Figura 19.** ASPIC: Correlaciones cruzadas entre los índices, para identificar posibles desfases debidos a los efectos de la clase anual.

**Figura 20.** ASPIC: Índice compuesto estimado en 2015 usando la misma metodología que en 2010 comparado con el estimado en 2010. Cabe señalar que los índices usados en 2015 no son los mismos que los usados en 2010.

**Figura 21.** ASPIC: Ajustes del modelo a los índices compuestos de 2010 y 2015. Trayectoria de la biomasa (panel superior), mortalidad por pesca (panel medio) y rendimiento usados como datos de entrada (panel inferior),

**Figura 22.** ASPIC: Ajustes de ASPIC a los índices compuestos respecto a los elementos de referencia; el ajuste de 2010 se ha proyectado usando las capturas declaradas hasta 2014. Todos los valores son relativos a los elementos de referencia del RMS.

**Figura 23.** ASPIC: Suma residual de los perfiles cuadrados, como una función de RMS, para ensayos seleccionados de ASPIC.

**Figura 24.** ASPIC: CPUE observada frente a CPUE ajustada, la línea azul es una regresión lineal ajustada a puntos, la línea negra es la línea  $y=x$ . Los escenarios de evaluación se muestran en filas y los índices en columnas, lo que permite comparar los diagnósticos para un solo índice en todos los ensayos leyendo una columna hacia abajo.

**Figura 25.** ASPIC: Valores residuales por años, con un alisador Loess y SE. Los escenarios de evaluación se muestran en filas y los índices en columnas, lo que permite comparar los diagnósticos para un solo índice en todos los ensayos leyendo una columna hacia abajo.

**Figura 26.** ASPIC: Diagrama cuantil-cuantil para comparar la distribución residual con la distribución normal. Los escenarios de evaluación se muestran en filas y los índices en columnas, lo que permite comparar los diagnósticos para un solo índice en todos los ensayos leyendo una columna hacia abajo.

**Figura 27.** ASPIC: Diagrama de los valores residuales frente al valor ajustado con percentiles 5° y 95°, y para comprobar la relación de varianza. Los escenarios de evaluación se muestran en filas y los índices en columnas, lo que permite comparar los diagnósticos para un solo índice en todos los ensayos leyendo una columna hacia abajo.

**Figura 28.** ASPIC: Diagrama de autocorrelación, es decir  $residual_{t+1}$  frente a  $residual_t$ . Los escenarios de evaluación se muestran en filas y los índices en columnas, lo que permite comparar los diagnósticos para un solo índice en todos los ensayos leyendo una columna hacia abajo.

**Figura 29.** ASPIC: Tendencia predicha del stock por índice (puntos), con estimaciones de biomasa (azul) y una regresión local (negro). Los escenarios de evaluación se muestran en filas y los índices en columnas, lo que permite comparar los diagnósticos para un solo índice en todos los ensayos leyendo una columna hacia abajo.



**Figura 30.** ASPIC: Tendencia predicha del stock por índice (puntos), con estimaciones de biomasa (azul) y una regresión local (negro).

**Figura 31.** ASPIC: Serie temporal de la biomasa del stock, tasa de captura y captura por escenario de la evaluación.

**Figura 32.** ASPIC: Serie temporal de la biomasa del stock y tasa de captura respecto a los elementos de referencia del RMS, las líneas son medianas y los lazos intercuartiles.

**Figura 33.** ASPIC: Diagrama de fase de Kobe, por ensayo con recorridos que muestran las medianas.

**Figura 34.** ASPIC: Estado actual (2014) del patudo basado en ASPIC. El gráfico combina los resultados de los 3 ensayos considerados. La nube de puntos representa las estimaciones por *bootstrap* de la incertidumbre para el año más reciente (púrpura=ensayo Japón LL, marrón=ensayo US LL, azul=ensayo Taipei Chino LL). La estimación puntual de la mediana para los resultados de cada modelo se muestra en círculos vacíos (cian). Los diagramas de densidad marginal encima y a la derecha del gráfico principal reflejan la distribución de frecuencias de las estimaciones por bootstrap de cada modelo respecto a la biomasa relativa (arriba) y a la mortalidad por pesca relativa (derecha). Las líneas rojas representan los niveles de referencia (ratios igual a 1,0).

**Figura 35.** Biomasa del stock reproductor estimada por SS3 (absoluta) y reclutamiento para los 12 ensayos seleccionados.

**Figura 36.** Biomasa del stock reproductor y mortalidad por pesca ( $F/F_{RMS}$ ) respecto a los elementos de referencia del RMS ( $B/B_{RMS}$ ) estimadas mediante SS3 para los ensayos seleccionados.

**Figura 37.** SS3: Diagrama de fase de Kobe por cada escenario.

**Figura 38.** SS3: Diagrama de fase de Kobe por todos los escenarios.

**Figura 39.** VPA: Trayectoria de F apical, ratio de F (ratio de  $F_{7+}/F_6$ ), F en varias edades y F terminal a partir del VPA.

**Figura 40.** VPA: Trayectorias de  $SSB/SSB_0$ , SSB,  $F/F_{0,1}$  y F apical para el VPA. Cabe señalar que los tres últimos años de las estimaciones de F se han reducido debido a la sustitución de tres años terminales de reclutas.

**Figura 41.** ASPIC: Diagramas de probabilidad de encontrarse en la zona verde, de estar subexplotado y experimentando subexplotación para las proyecciones de captura de los 3 ensayos combinados.

**Figura 42.** ASPIC: Diagramas de probabilidad de encontrarse en la zona verde, de estar subexplotado y experimentando subexplotación para las proyecciones de las estrategias de F para los 3 ensayos combinados.

**Figura 43.** ASPIC: Biomasa del stock proyectada para estrategias de captura constante por cada ensayo de la evaluación.

**Figura 44.** ASPIC: Tasa de captura proyectada para estrategias de captura constante por cada ensayo de la evaluación.

**Figura 45.** ASPIC: Biomasa del stock proyectada con respecto a la  $B_{RMS}$  para estrategias de captura constante por cada ensayo de la evaluación.

**Figura 46.** ASPIC: Tasa de captura proyectada con respecto a la  $B_{RMS}$  para estrategias de captura constante por cada ensayo de la evaluación.

**Figura 47.** ASPIC: Biomasa del stock proyectada con respecto a la a la  $B_{RMS}$  para estrategias de tasas de captura constante por ensayo de la evaluación.