

**INFORME DE LA REUNIÓN ICCAT DE 2013 DE EVALUACIÓN DE ATÚN BLANCO DEL
ATLÁNTICO NORTE Y DEL ATLÁNTICO SUR**
(Sukarrieta, España, 17-24 de junio de 2013)

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

La reunión se celebró en AZTI-Tecnalia, en Sukarrieta, España, del 17 al 24 de junio de 2013. La Dra. Pilar Pallarés, en nombre del Secretario Ejecutivo de ICCAT, expresó su agradecimiento a AZTI por acoger la reunión y facilitar las disposiciones logísticas.

Presidió la reunión el Dr. Haritz Arrizabalaga (UE-España), relator del Grupo de especies sobre atún blanco. El Dr. Arrizabalaga dio la bienvenida a los participantes (El Grupo) y procedió a revisar el orden del día que fue adoptado con algunos 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:

P. Pallarés	Puntos 1 y 7
G. Diaz, H. Arrizabalaga	Punto 2
G. Scott	Punto 3
P. de Bruyn, M. Schripa, G. Merino, M. Lauretta	Punto 4.1
E. Babcock, T. Matsumoto	Punto 4.2
L. Kell, G. Merino	Punto 5
H. Arrizabalaga, G. Scott, M. Keatinge	Punto 6
H. Arrizabalaga	Punto 7

2 Resumen de los datos disponibles para la evaluación

Los datos disponibles para la reunión de evaluación de stocks de atún blanco se resumen en el informe de la Reunión ICCAT de 2013 de preparación de datos sobre atún blanco del Atlántico norte y del Atlántico sur (SCRS/2013/013). El Grupo examinó la nueva información que se presentó tras la reunión de preparación de datos que se celebró en Madrid del 22 al 26 de abril de 2013.

2.1 Biología

En el documento SCRS/2013/113 se describían las condiciones oceanográficas de la zona de distribución del atún blanco dentro del océano Atlántico nororiental, y se intentaban identificar las condiciones medioambientales que causan las fluctuaciones interanuales en las capturas de esta especie. El análisis se centró en los años en los que las capturas de la flota vasca fueron bajas (a saber, 2000, 2001 y 2009, 2010) en comparación con otros años más favorables (a saber, 2005 y 2006). En el estudio se presentaban algunos resultados preliminares de la importancia potencial del índice de la Corriente del Golfo para la supervivencia y reclutamiento del atún blanco, y se resaltaba la importancia de parámetros como la temperatura de la superficie del mar (SST), las estructuras meso-escala y la estratificación de la columna de agua en la capturabilidad del atún blanco.

El Grupo debatió la necesidad de colocar en su contexto la CPUE de atún blanco del golfo de Vizcaya, dada la información proporcionada en el documento. El Grupo debatió el hecho de que el documento mostrase una serie de correlaciones entre rasgos oceanográficos y capturas de atún blanco realizadas por la flota vasca, pero que no planteara hipótesis que explicasen muchos de los resultados. Sin embargo, el Grupo halló que la correlación negativa entre la profundidad de la capa de mezcla y la capturabilidad del atún blanco constituía una información útil que podría tenerse en cuenta al interpretar las CPUE. Se sugirió que los autores exploren la disponibilidad de series temporales de datos históricos de profundidad de la capa de mezcla para su posible uso en la estandarización de la CPUE.

En el documento SCRS/2013/103 se presentaban los resultados preliminares de un estudio reproductivo del atún blanco en el océano Atlántico suroccidental. Se analizó un total de 14 ejemplares: 10 machos y 4 hembras. Se recogieron órganos reproductivos (ovarios y testículos) y se conservaron en formol al 10%. Se realizaron cortes histológicos de entre 8 y 10 µm de grosor con un micrótomo y se les aplicó una tinción de hematoxilina de

Mayer y eosina. En todas las gónadas masculinas, se observaron zonas acidófilas oscuras que evidenciaban la acumulación de material genético (ADN), que indicaban que los machos estaban en condición de reproducirse. Sin embargo, en las hembras sólo se observaron oogonias y oocitos de las fases I (inmadura) y II (descanso), lo que indica que todas las hembras analizadas eran maduras, pero inactivas. El resultado de los análisis de las gónadas de las hembras es coherente con la hipótesis de que la reproducción tiene lugar en latitudes más bajas. El Grupo instó a los autores a ampliar el estudio mediante el incremento del tamaño de la muestra.

En el documento SCRS/2013/126 se presentaban los resultados de una revisión bibliográfica de la identificación de las poblaciones de atún blanco entre y dentro de las regiones oceánicas (océanos Atlántico, Pacífico e Índico y mar Mediterráneo). Este documento es el primer paso de una revisión global del atún blanco realizada mediante el uso de la base de datos acuática internacional (ASFA). En el documento se examinaban 367 publicaciones, sobre todo compuestas de artículos (64%), pero también incluía la revisión de documentos, actas e informes de conferencias (24%) y libros (12%). Los autores concluyeron que, debido a las divergencias en los resultados, el concepto de stock y su delimitación sigue siendo un tema controvertido. Los autores indicaron que en la mayoría de las regiones del mundo existe una necesidad urgente de que se realicen más estudios sobre atún blanco para examinar y mejorar las unidades de ordenación actuales utilizadas por las Organizaciones Regionales de Ordenación Pesquera.

Considerando la ordenación utilizada para el atún blanco en el Atlántico, el Grupo debatió la posibilidad de que los atunes blancos inmaduros hallados en las aguas atlánticas de Sudáfrica sean migradores procedentes del océano Índico y que, por tanto, sean parte del stock de dicho océano. El Grupo reconoció que en la actualidad no hay información cuantitativa disponible que proporcione información sobre este tema a los modelos de evaluación. Por tanto, cualquier intento de incluir este tipo de información en una evaluación debería realizarse como escenarios de “que sucedería si” para examinar la sensibilidad de las evaluaciones a este hipótesis. El Grupo también debatió la migración potencial del atún blanco desde aguas sudafricanas a aguas sudamericanas. Se indicó que los cambios estacionales en las zonas en las que opera la flota de palangre de Taipei Chino en el Atlántico sur podrían ser una respuesta a la hipotética migración del atún blanco.

2.2 Captura, esfuerzo, talla y captura por edad (CAA)

En el documento SCRS/2013/122 se presentaba una CAA de atún blanco preparada por la Secretaría para su utilización en análisis de población virtual (VPA). En el documento se describía el procedimiento utilizado para estimar la CAA a partir de la captura por talla, los cambios realizados en el algoritmo de determinación de la edad utilizado en la evaluación de stock de 2009 y las diferencias entre la CAA generada para las evaluaciones de 2009 y para la evaluación actual. En el documento se indicaba que el número total de ejemplares estimados para la CAA era el mismo en las dos evaluaciones (2009 y 2013). Sin embargo, se hallaron diferencias en el número de peces por edad. El autor indicó que estas diferencias pueden explicarse en su mayor parte, aunque no completamente, por dos factores principales: (1) un cambio en el valor de *epsilon* (que controla el número de iteraciones) utilizado en el protocolo de determinación de la edad y (2) cambios en la definición de trimestre (dado que se asume que los peces nacen el 1 de abril, el trimestre abril-junio se definió como el primer trimestre). Sin embargo, el autor también indicó que el cambio en la definición de trimestre puede tratarse con la talla media por edad (MLAA) y recomendó que se emprendiesen las siguientes acciones:

- Seguir utilizando la MLAA tal y como se desarrolló originalmente.
- Utilizar el trimestre civil e informar al modelo VPA de que el mes de nacimiento para el atún blanco del Norte es el 4.
- En todos los casos introducir la CAA, Captura, WAA, PCAA, madurez, etc., en el año civil (enero a diciembre).

La CAA estimada se presenta en la **Tabla 1**, la **Figura 1** y la **Figura 2**. La MLAA se muestra en la **Tabla 2**.

2.3 Estimaciones de abundancia relativa

En la reunión de preparación de datos se presentó una actualización de las series de CPUE de la pesquería española de curricán (SCRS/2013/053), que cubría el periodo 1981-2011. En el proceso de creación de archivos de entrada para el análisis de Multifan (MFCL), esta serie reciente de CPUE se fusionó con dos series anteriores de curricán: series de CPUE estandarizadas de curricán de Francia (1967-1986) y una serie de CPUE nominal entre 1931 y 1975 (Bard 1977) para crear una serie de CPUE compuesta que permitiese estimar el esfuerzo para la Pesquería 2 entre 1930 y 2011. La metodología utilizada para producir esta serie compuesta se describe en Anon. (2010). En este caso, se utilizó GLM que controla la fuente de datos (pesquería), el trimestre y el año para

fusionar las tres fuentes diferentes en una escala común para su utilización en los análisis MFCL. En el caso de modelos de evaluación que utilicen escalas temporales anuales para el ajuste, el GLM aplicado controló el año y la fuente de información. En las **Figuras 3 y 4** se muestran los patrones resultantes.

El Grupo debatió las series de CPUE correspondientes a la flota palangrera pelágica uruguaya que se presentaron a la reunión de preparación de datos (SCRS/2013/043). Tras considerar los cambios en las especies objetivo de esta flota en el tiempo, el Grupo acordó dividir esta serie en dos periodos: 1982-1991, cuando la flota se dirigía al patudo, y 1992-2012 cuando el objetivo de la flota era el pez espada.

Durante la reunión de preparación de datos, el Grupo examinó las series de CPUE disponibles y decidió no utilizar algunas de ellas como entrada en los modelos de evaluación de stock (por ejemplo, los periodos de transición para Japón y Taipei Chino, así como el cebo vivo de Sudáfrica y el palangre brasileño, véase Anón. 2013). Aún así, el Grupo constató que los índices de palangre japonés y de Taipei Chino, aunque son los principales índices de palangre para el stock del norte y el stock del sur, mostraban algunas tendencias contradictorias y correlaciones negativas (**Figuras 5 y 6**). El Grupo indicó que la inclusión de ambos índices en los modelos de evaluación podría inducir a confusión, y decidió seguir explorando la naturaleza de estos índices. En el Atlántico norte, ambas pesquerías muestran claras diferencias en sus zonas de operaciones (**Figura 7**). En latitud, ambas flotas se solapan sobre todo en la zona 20°N-40° N, pero la flota de Taipei Chino opera sobre todo al oeste de 30°W. El Grupo indicó que los indicios proporcionados por las CPUE nominales de Japón y Taipei Chino eran muy similares en la zona delimitada por 20°N-40° N y al oeste de 30°W (**Figura 8**). El Grupo manifestó su preocupación por el hecho de que la estandarización de la CPUE podría no tener plenamente en cuenta los efectos espaciales. Considerando que la flota de palangre de Taipei Chino se ha dirigido con más constancia al atún blanco, y que para una alta proporción de su esfuerzo el atún blanco era la especie predominante en la captura (**Figura 9**), y dado que su zona de operaciones no ha cambiado mucho en comparación con la flota japonesa y que su nivel de capturas de atún blanco se ha mantenido en un nivel notablemente más elevado durante las últimas décadas, el Grupo decidió incluir el índice de Taipei Chino en el ensayo del caso base, reduciendo el índice de palangre japonés.

En el Atlántico sur, el Grupo inspeccionó las zonas de pesca para ambas flotas y observó similitudes y coherencias en las zonas explotadas por Japón en el periodo inicial y por Taipei Chino en los periodos subsiguientes (**Figura 7**), cuando Japón redujo la zona efectiva de pesca de atún blanco (número de cuadrículas de 5°x5° con al menos 1 t de capturas de atún blanco) (**Figura 10**). El Grupo convino en que el índice de Taipei Chino podría reflejar mejor la abundancia de atún blanco en el Atlántico sur, dado que esta flota se dirigió al atún blanco con mayor constancia a lo largo de todo el periodo y realizó menos desplazamientos espaciales en sus operaciones (esta decisión también respalda escenarios en los que las CPUE son ponderadas por la captura). Sin embargo, el Grupo también indicó que, en algunos casos, las pesquerías de captura fortuita pueden hacer un seguimiento de la abundancia de la población y tienen que seguir investigándose estos aspectos espaciales en el proceso de estandarización de la CPUE. Por tanto, en aras de la continuidad, el Grupo decidió considerar escenarios ponderados por la captura y escenarios ponderados igualmente en el Atlántico sur.

3 Puntos de referencia límite y objetivo y marco de asesoramiento de Kobe

Constatando que la Comisión ha solicitado al SCRS que identifique puntos de referencia límite para el atún blanco del norte (Rec. 11-04), el documento SCRS/2013/120 proporcionaba ejemplos de un enfoque para mejorar el diálogo entre el SCRS y la Comisión con miras a avanzar en la aplicación de normas de control de la captura (HCR) incorporando puntos de referencia límite y objetivo. Además, el enfoque proporciona asesoramiento en el marco de la matriz de estrategia de Kobe de un modo coherente con la decisión de la Comisión de elaborar políticas para el desarrollo y aplicación de las medidas de conservación y ordenación (Rec. 11-13). Junto con lo anterior, los principios rectores de la Rec. 11-13 proporcionan una base para diseñar las HCR. El SCRS ha recomendado una HCR genérica (ICCAT 2012), sobre la cual puedan realizarse y se realicen pruebas de robustez específicas del stock mediante una evaluación de estrategias de ordenación (MSE) con el fin de perfilar las HCR con las que se puedan alcanzar los objetivos de la Comisión, considerando al mismo tiempo la incertidumbre en las evaluaciones que puede cuantificar el SCRS.

Con el fin de avanzar en el diálogo entre el SCRS y la Comisión, el Grupo acordó proporcionar información a la Comisión basándose en una gama de valores provisionales de parámetros de HCR que podrían ajustarse a la política de la Comisión basándose en los resultados de la evaluación, tal y como se explica a continuación (véase también la **Figura 11**).

1. Para los stocks que se encuentren en el cuadrante verde del diagrama de Kobe, las medidas de ordenación deberán concebirse de tal modo que tengan como resultado una **elevada probabilidad** de mantener el stock en este cuadrante.
2. Para los stocks que se encuentren en el cuadrante amarillo superior derecho del diagrama de Kobe (sobrepesca), la Comisión deberá adoptar inmediatamente medidas de ordenación, concebidas de tal modo que tengan como resultado una **probabilidad elevada** de poner fin a la sobrepesca **en el plazo más breve posible**.
3. Para los stocks que se encuentren en el cuadrante rojo del diagrama de Kobe (sobrepesca y sobrepescado), la Comisión deberá adoptar medidas de ordenación concebidas de tal modo que tengan como resultado una **probabilidad elevada** de poner fin a la sobrepesca **en el plazo más breve posible**, y la Comisión adoptará un plan para la recuperación de dichos stocks, y
4. Para los stocks que se encuentren en el cuadrante amarillo inferior izquierdo del diagrama de Kobe (sobrepescados pero sin sobrepesca), la Comisión deberá adoptar medidas de ordenación concebidas para recuperar estos stocks **en un plazo lo más breve posible**.

El Grupo constató que los diferentes métodos para cuantificar la incertidumbre en las evaluaciones del estado del stock pueden dar lugar a diferentes previsiones de probabilidad (SCRS/2013/117) y que, dado que no hay todavía un enfoque unificado entre los métodos de evaluación de stock aplicados para cuantificar la incertidumbre, se trata de un campo importante de investigación en el que hay que centrarse y que se tiene que considerar en la MSE. Sin embargo, la Comisión espera un asesoramiento de ordenación basado en incertidumbres cuantificadas en las evaluaciones que realiza el SCRS (Res. 11-14).

El Grupo decidió proporcionar las previsiones de probabilidad del modelo considerando la incertidumbre que el Grupo pudo cuantificar para la evaluación de un rango de valores provisionales para los parámetros de HCR (**Tabla 3**) en la HCR genérica recomendada por el SCRS (véase la **Figura 12**) con el fin de orientar la discusión sobre cuestiones relacionadas con la toma de decisiones de carácter normativo: “elevada probabilidad” y “lo más breve posible”.

Se recomendó un punto de referencia límite **provisional** para la biomasa de $0,4B_{RMS}$, coherente con los límites robustos recomendados para varios stocks de túnidos del Pacífico (por ejemplo, Preece et al. 2011) y otros casos, hasta que pueda realizarse una gama más completa de pruebas de MSE para otras opciones. El Grupo recomendó que el asesoramiento de ordenación se proporcione en el formato K2SM HCR (F) descrito en el documento SCRS/2013/120 con el fin de promover el diálogo sobre las opciones de carácter normativo de la Comisión en el marco de la Rec. 11-13.

4 Evaluación de stock

En el documento SCRS/2013/036, que se presentó por primera vez en la reunión de 2013 del Grupo de trabajo sobre métodos de evaluación de stock, se presentaba un resumen de los métodos para diagnosticar índices de abundancia ajustados como parte de los modelos de evaluación de stock. La implementación práctica de estas técnicas se muestra en los documentos SCRS/2013/056 y SCRS/2013/057.

El documento SCRS/2013/117 proporcionaba una evaluación de los enfoques de modelación de la incertidumbre en el marco de los modelos de dinámica de biomasa. Estos enfoques incluían bootstrapping, *jackknife*, modelación de la incertidumbre basada en la matriz de covarianza, método delta, perfiles de verosimilitud y técnicas MCMC. El documento concluía que las estimaciones de incertidumbre obtenidas a partir de los mismos datos y modelo de evaluación de stock varían en función del método utilizado para estimar la incertidumbre. Por tanto, es necesario realizar evaluaciones adicionales encaminadas hacia las “mejores prácticas”.

4.1. Stock de atún blanco del Atlántico norte

4.1.1 SEAPODYM

El documento SCRS/2013/125 presentaba los resultados del primer experimento de optimización para el stock del Atlántico norte utilizando el modelo SEAPODYM. La configuración del modelo utilizó una cuadrícula de resolución tosca de $2^{\circ} \times 2^{\circ}$ y mes con entradas medioambientales de una simulación retrospectiva realizada mediante un re-análisis atmosférico (NCEP). Con este re-análisis (a saber, basado en la observación) la simulación conjunta física y bio-geoquímica proporcionó una variabilidad estacional, interanual y decenal

razonable. Sin embargo, este estudio debería completarse con otras configuraciones con una resolución más elevada que proporcionen condiciones oceánicas más realistas.

En el documento SCRS/2013/121 se debatían varias cuestiones y problemas potenciales relacionados con el análisis SEAPODYM, como la estructura del stock, la incertidumbre en la talla asintótica por sexos, la mortalidad natural como una función de la edad, cambios en la potencia pesquera de la flota palangrera que se dirige al atún blanco, preferencias térmicas de las diferentes edades, etc. El documento sugiere que algunos de los resultados podrían ser más realistas que los obtenidos por otros modelos de evaluación de stock. Sin embargo, sigue existiendo una amplia gama de incertidumbres en este análisis, y sus resultados deben explorarse más detenidamente antes de que puedan considerarse para la provisión de asesoramiento.

El Grupo acogió con satisfacción un enfoque de modelación que consideraba las dinámicas espaciales y las influencias medioambientales, ya que éstos son elementos importantes de la dinámica de la población de atún blanco que no se consideran en los modelos utilizados actualmente para fines de evaluación de stock. El Grupo también convino en que el modelo SEAPODYM podría ser útil en el proceso de generación y comprobación de hipótesis.

4.1.2 Multifan-CL

En el documento SCRS/2013/058 se presentaba una evaluación preliminar de stock realizada con Multifan-CL para el stock de atún blanco del Atlántico norte con un conjunto de análisis exploratorios de datos y de diagnósticos. El documento proponía la aplicación de un diseño factorial para escenarios con el fin de analizar la incertidumbre asociada con el comportamiento dinámico de las flotas pesqueras y los datos disponibles. El documento recomendaba la incorporación de estos diseños en las “mejores prácticas” en evaluaciones de stock y MSE futuras.

Aunque se presentaron los resultados preliminares de este modelo, una investigación adicional de los datos reveló importantes conflictos en los datos de entrada. En primer lugar, se constató que varias series clave de CPUE se habían desarrollado como captura en número por unidad de esfuerzo, mientras que la entrada de captura total en el modelo estaba expresada en peso. Dado que Multifan-CL utiliza las CPUE estandarizadas y la captura total comunicada para calcular el esfuerzo estandarizado, la diferencia en unidades entre la CPUE y la captura puede generar sesgos en las estimaciones de esfuerzo, sobre todo si el peso medio de los peces en una pesquería determinada ha experimentado importantes cambios en el tiempo. Por ello, las estimaciones de esfuerzo incluidas en el modelo preliminar eran menos fiables.

Para solventar esta cuestión, se solicitó la captura total en número para las flotas de palangre. Se recibió esta información con lo cual la CPUE y la información sobre captura fueron coherentes. Para las flotas de superficie, no se disponía de esta información, por lo que hubo que convertir la captura en peso a captura en talla utilizando el peso medio de los peces para cada pesquería por año. Esta información estaba disponible en la base de datos CAS facilitada por la Secretaría desde 1975 en adelante. Para la flota 1, estos datos fueron suficientes para convertir la captura en peso a captura en número, ya que la pesquería comenzó en 1981. Para la flota 2, que comenzó a operar en 1930, se utilizó un promedio del peso medio para esta flota entre 1975 y 1980 para convertir la captura en número para el periodo anterior a 1975.

Una vez hecho esto, se crearon nuevos archivos de entrada MFCL con las mismas unidades para los datos de captura y de CPUE. Se debatieron, propusieron y realizaron diferentes opciones para ejecutar el modelo (**Tabla 4**). Se produjo un largo debate sobre la parametrización del modelo inicial y su estructura. Los autores del documento SCRS/2013/058 propusieron una estructura de modelo inicial que difería de la estructura de modelo utilizada para la evaluación de 2009 esencialmente en que la CPUE de palangre japonés y las frecuencias de talla de palangre de Taipei Chino se habían reducido considerablemente. Esta estructura se detalla y justifica en el documento SCRS/2013/058 (véase también la sección 2 de este informe), y el ensayo del caso base reseñado en el documento solo difería debido a cambios en los archivos de entrada (archivo frq) indicados antes. Dado que esta formulación difería de modelos de evaluación y estructuras de datos anteriores, se realizaron ensayos de sensibilidad para evaluar las implicaciones de estos cambios.

Uno de los principales puntos de discusión fue la exclusión de las series de CPUE japonesas de esta evaluación de base actualizada. Los análisis exploratorios de datos indicaban que las series de CPUE de palangre japonés y de Taipei Chino presentaban una correlación negativa en ciertos periodos de solapamiento. Esto se continuó debatiendo durante la reunión de preparación de datos de atún blanco de 2013, y se llegó a la conclusión de que no sería apropiado incluir las series de CPUE de palangre japonés y de Taipei Chino en el mismo modelo, ya que

quizá el modelo MFCL no pueda resolver las tendencias contradictorias a nivel interno. Dado que la pesquería de Taipei Chino opera en la zona principal del área de pesca, mientras que la flota japonesa se desplaza al norte o al sur para dirigirse a otras especies, este movimiento fuera de la zona principal podría significar que esta serie de CPUE no proporciona ya un índice fiable de abundancia de población en la región principal y, por tanto, se redujo en el modelo de base (véase también el punto 2 del orden del día) para abordar esta cuestión. También se evaluó la sensibilidad de las implicaciones de reducir el índice japonés. No se realizaron evaluaciones similares de CPUE de otras flotas debido a restricciones de tiempo, pero podrían incorporarse en un diseño factorial en futuras evaluaciones.

Otro campo de debate importante fue la utilización de la información de frecuencias de tallas del palangre de Taipei Chino. En el caso base del modelo, esta información se redujo en gran medida, debido a que la talla media de la captura muestreada en esta pesquería era muy variable en algunos periodos y a que no estaba clara la razón de estas variaciones. Los fuertes incrementos en la talla media en los años más recientes podrían estar relacionados con la mayor cobertura de muestreo, pero también con el muestreo espacialmente sesgado (muestras procedentes de regiones más ecuatoriales y, por tanto, menos representativas de la zona total de distribución). Por tanto, el incremento reciente en la talla de los peces probablemente no es coherente con las dinámicas del stock de atún blanco. Como consecuencia, los datos de frecuencias de tallas podrían no ser representativos de la composición por tallas de la población subyacente, al menos de un modo que pueda integrar la estructura espacial actual del modelo. Sin embargo, se acordó que debería realizarse un ensayo de sensibilidad para incluir esta información sobre talla de Taipei Chino con el fin de evaluar su efecto en los resultados del modelo. De hecho, estos datos se ajustaron mediocrementemente asumiendo una selectividad logística, y se realizaron evaluaciones de sensibilidad adicionales asumiendo una selectividad con forma de bóveda. También se realizó una evaluación de sensibilidad de las implicaciones de ignorar esencialmente los datos de frecuencias de tallas de Taipei Chino.

Otros ensayos de sensibilidad incluyeron la consideración de los datos de frecuencia de tallas de Taipei Chino y de la CPUE de Japón, la reducción de todas las series de frecuencias de tallas (SF), el inicio del modelo en un año diferente para probar la influencia que los supuestos de inicio sobre la estructura de la población tendrían en los resultados del modelo, la consideración de supuestos biológicos alternativos como mortalidad natural dependiente de la edad, así como la inclusión de datos de marcado. En este último caso, se consideraron únicamente los datos de marcas colocadas entre 1998 y 1999, ya que esto coincide con un periodo en el cual, con diferencia, se colocaron la mayor parte de las marcas frente al nivel bastante bajo de marcado que tuvo lugar fuera de dicho periodo.

Resultados del modelo MFCL

Aunque los parámetros de la curva de crecimiento en el modelo Multifan-CL fueron fijos (Santiago y Arrizabalaga 2005), las tallas medias de las dos primeras clases de edad se estimaron de forma independiente para considerar las desviaciones de la función de crecimiento de von Bertalanffy (VBGF). En la **Figura 14** se presenta la curva de crecimiento final. En la **Figura 15** se muestra la trayectoria estimada de biomasa para el stock de atún blanco del norte durante el periodo de evaluación, en función del caso base. La biomasa actual estimada se situó en aproximadamente 185.980 t y la SSB/SSB_{RMS} en 0,94.

En la **Figura 16** se proporcionan estimaciones de reclutamiento para el periodo considerado en la evaluación. A diferencia del reclutamiento estimado durante la evaluación de 2009, en la que los reclutamientos de las primeras décadas fueron bajos en comparación con el resto del periodo, los reclutamientos estimados en esta evaluación parecen bastante variables, pero con rangos coherentes durante el periodo de la evaluación. Las series temporales de F por edad se presentan en la **Figura 17**. Se estimó que F se incrementó notablemente en los cincuenta, época que se corresponde con el primer periodo para el que se dispuso de datos de frecuencias de tallas y, por lo tanto, para el cual hubo más información disponible para separar la captura por clases de edad. En este periodo también se produjo un notable incremento en las capturas, justo al terminar la segunda guerra mundial.

En la **Figura 18** se muestran las desviaciones del esfuerzo en el tiempo por pesquería, así como las CPUE observadas y predichas. La coherencia global del modelo con los datos de esfuerzo observados puede examinarse en estos gráficos. Si el modelo es coherente con los datos de esfuerzo, sería de esperar una dispersión uniforme de las desviaciones de esfuerzo por encima y por debajo de cero (aunque también se esperarían algunos datos atípicos). Si hubo una tendencia obvia en las desviaciones del esfuerzo en el tiempo, esto podría indicar que se produjo una tendencia en la capturabilidad y que el modelo no pudo captarla suficientemente (Hampton 2002). Para la mayoría de las pesquerías no hubo tendencias obvias en las desviaciones del esfuerzo, aunque esto podría indicar que el modelo ha extraído la mayor parte de la información presente en los datos sobre variación

de la capturabilidad. Sin embargo, no siempre ha sido el caso, y para futuros ensayos sería conveniente mejorar y adaptar el modelo. En particular, la flota 1 parece presentar sobre todo desviaciones positivas.

En la **Figura 19** se presentan las selectividades estimadas. Aunque la mayoría de las selectividades LL se acotaron para adoptar una forma logística, dentro del modelo se estimaron las selectividades del periodo de transición japonés (pesquería 6) y del periodo de captura fortuita japonés (pesquería 7). Es interesante señalar que se estimaron selectividades con forma de bóveda para estas pesquerías, posiblemente debido a que las operaciones de las flotas se desplazaron a los extremos de la zona principal de pesca, dando lugar posiblemente a un incremento de la captura de ejemplares más pequeños, aunque las estimaciones podrían ser también el resultado de confusiones con otros supuestos estructurales del modelo.

El análisis de rendimiento realizado aquí incorporó la relación stock-reclutamiento (**Figura 20**) en estimaciones de rendimiento y de biomasa en equilibrio. Se estimó una inclinación de 0,83, ligeramente diferente de la moda anterior de 0,75. En la **Figura 21** se presenta la curva de rendimiento que estima el rendimiento máximo sostenible de 31.680 t con un multiplicador de esfuerzo de 1,38. En las **Figuras 22, 23 y 24** se muestran, respectivamente, los puntos de referencia correspondientes a B/B_{RMS} , SSB/SSB_{RMS} y F/F_{RMS} . Esto indicaría que la biomasa de la población actual se sitúa por debajo de la biomasa que permite el RMS (0,80), que la biomasa del stock reproductor es también ligeramente inferior a la SSB_{RMS} (0,94), mientras que el nivel de F actual es inferior al nivel de F que permite el RMS (0,72). Por tanto, estos resultados indican que el stock está sobrepescado, pero no está experimentando sobrepesca.

Los ajustes generales del modelo a los datos SF se presentan en la **Figura 25** y los residuos en la **Figura 26**. Los ajustes a los datos de talla no son siempre especialmente buenos, y esto muestra que los supuestos estructurales relacionados con la selectividad no tienen debidamente en cuenta los cambios en SF en el tiempo o las distribuciones de SF con formas inusuales (como distribuciones bimodales en los datos disponibles).

Dado que los datos de entrada y las especificaciones del modelo cambiaron sustancialmente en la evaluación actual con respecto a la evaluación de 2009, se realizaron varios ensayos de sensibilidad para evaluar el efecto que tienen estos cambios en los resultados del modelo. Los principales cambios incluyen reducir o no los datos de la CPUE de LL de Japón, reducir o no los datos SF LL de Taipei Chino y el cambio en el esfuerzo estandarizado debido al uso de la captura total en número para algunas flotas en la evaluación actual frente al uso de la captura total en peso para dichas flotas en la pasada evaluación. El ensayo Alt 8 aborda específicamente la cuestión de la captura en peso o en número. En la **Tabla 5** se muestran los niveles de referencia relativos de SSB/SSB_{RMS} y F/F_{RMS} para el modelo de base actual, junto con los niveles de referencia relativos para todos los ensayos alternativos. Está claro que la utilización de la captura en peso (como se hizo en 2009), que se muestra en el Ensayo Alt 8, tiene como resultado una visión más pesimista del estado actual del stock.

En la **Figura 27** se presentan las trayectorias de la biomasa en el tiempo para el caso base y para todos los ensayos alternativos, mientras que los parámetros clave de salida del modelo, como inclinación y puntos de referencia, se presentan en la **Tabla 5**. El ensayo Alt 7 es muy similar a las especificaciones del modelo del modelo 4B de 2009. Puede observarse que la inclusión de los datos de la CPUE LL de Japón y los datos SF LL de Taipei Chino tiene como resultado una evaluación más pesimista del stock. Esto se refuerza en los ensayos Alt 1 y Alt 4 que incluyen individualmente los datos SF LL de Taipei Chino y la CPUE LL de Japón, respectivamente. En el ensayo 1 se permitió que la selectividad LL de Taipei Chino adoptara una forma no logística. Esto se realizó para intentar captar el hecho de que aunque se construyó la selectividad para que fuera logística, la ausencia de grandes peces en los datos SF dio lugar a ajustes mediocres a los datos SF, y si no se hubiera realizado dicho cambio el modelo no habría convergido. Este ensayo trataba de conceder libertad al modelo para calcular de forma independiente la curva de selectividad basada en los datos SF reales facilitados al modelo. Además, se eliminó la restricción que hacía que las selectividades de todos los peces de edad 10 y superiores fuera la misma. En la **Figura 28** se presentan las nuevas selectividades calculadas mediante este ensayo alternativo para las tres flotas de palangre de Taipei Chino. Esto seguía generando una evaluación pesimista del stock.

El cambio en el año de inicio en el modelo (ALT 2) tuvo poco efecto en la trayectoria de la biomasa o en los niveles de referencia relativos. La reducción de todos los datos SF (Alt 3) para evaluar la influencia de esta información en el ajuste del modelo tuvo como resultado una evaluación de stock ligeramente más pesimista, mientras que la inclusión de un vector específico de la edad de la mortalidad natural (Alt 5) mejoró ligeramente la percepción del estado del stock. En la **Figura 29** se presenta este vector de mortalidad natural. La inclusión de datos de marcado entre 1988 y 1991 (marca), tuvo como resultado estimaciones del estado del stock muy similares a las del modelo del caso base. Para observar cuál podría haber sido el estado del stock en 2009 si se

hubiesen utilizado los datos corregidos junto con la especificación actual del modelo, se ejecutó una variación del caso base, excluyendo los cuatro últimos años de datos (para utilizar el mismo periodo que en la evaluación anterior). Este ensayo (Alt 6) muestra que si se hubiesen utilizado los datos corregidos y la parametrización del modelo modificada actualmente, el estado del stock con respecto a los niveles de referencia habría sido relativamente similar, pero ligeramente más pesimista que el estimado en 2009. También puede inferirse de este ensayo que hay información en los datos sobre los cuatro últimos años (2008-2011) del modelo actual que indica que el estado del stock ha mejorado desde 2007.

En general, las gamas de inclinación estimada oscilaron entre 0,80 y 0,88, cifras todas superiores a la mediana de la distribución previa. Esto implicaría que hay alguna información en los datos sobre una relación entre la biomasa reproductora y el reclutamiento, aunque ésta podría no ser especialmente fuerte. Para todos los modelos, la estimación de RMS fue similar y osciló entre 26.000 y 35.000 t. La mayoría de los ensayos, así como el caso base, indicaban que el stock está ligeramente sobrepecado pero que ya no está experimentando sobrepesca.

Diagnósticos

El Grupo constató que AIC no es útil para comparar ajustes a los datos entre los diferentes modelos, dado que no todos se basan en los mismos conjuntos de datos. Sin embargo, el Grupo consideró que podría ser útil tener algunos diagnósticos sobre cómo se ajustan los diferentes ensayos del caso base y de sensibilidad a las diferentes series de CPUE. A este efecto, se calculó y presentó en una tabla la desviación estándar de residuos de esfuerzo para cada serie de CPUE en cada uno de los modelos (**Tabla 6**). Aunque no todos los ensayos se ajustaron a los mismos índices y, por tanto, los diagnósticos que tienen mejor en cuenta este rasgo serían los más apropiados, esta tabla proporciona una base para comparar la concordancia relativa modelo-dato en los índices comunes que se ajustaron en los diferentes ensayos. Esta tabla mostraba que el caso base es uno de los ensayos que mejor se ajusta a los índices comunes (los ensayos con mortalidad natural específica de la edad y el que incluía información sobre marcado también mostraban valores comparables). Una evaluación adicional de este tipo de diagnóstico sería útil en el futuro para asignar ponderaciones objetivas a los diferentes ensayos: por ejemplo, en un enfoque MSE en el que se consideran numerosas hipótesis. Sin embargo, cabe señalar que modelos como MFCL no solo se ajustan a las series de CPUE sino que también se ajustan a los datos de frecuencias de tallas, por lo que podrían ser útiles para desarrollar diagnósticos similares para los ajustes a datos de frecuencias de tallas.

Se elaboraron perfiles de verosimilitud para el ensayo del caso base F/F_{RMS} (**Figura 30**) y SSB/SSB_{RMS} (**Figura 31**). Los perfiles mostraban una distribución bastante amplia, especialmente para el perfil SSB/SSB_{RMS} . Esto indicaría que la incertidumbre asociada con el estado actual de SSB/SSB_{RMS} es mayor que para F/F_{RMS} . El perfil para SSB/SSB_{RMS} presenta una asimetría hacia la derecha. Sin embargo, el perfil indicaría que el modelo converge en una solución global.

El Grupo no dispuso de pares de estimaciones de F/F_{RMS} y B/B_{RMS} que representen la incertidumbre asociada con el estado actual del stock, pero dispuso de desviaciones estándar para los parámetros así como de su correlación. Por tanto, el Grupo caracterizó la incertidumbre de un modo similar al de las evaluaciones de 2007 y 2009, a saber, generando 1.000 números aleatorios a partir de una distribución normal de dos variables con medias de las estimaciones de SSB/SSB_{RMS} y F/F_{RMS} del último año y una matriz de covarianza.

	SSB/SSB_{RMS}	F/F_{RMS}
SSB/SSB_{RMS}	0,010404	-0,001916743
F/F_{RMS}	-0,001916743	0,00743044

El diagrama de Kobe generado se presenta en la **Figura 32**, y el gráfico de tarta asociado en la **Figura 33**, lo que sugiere que hay una probabilidad de 0,2% de que el stock esté sobrepecado y experimentado sobrepesca, una probabilidad del 72,4% de que el stock esté sobrepecado pero no experimentando sobrepesca y una probabilidad del 27,4% de que el stock no esté sobrepecado ni experimentando sobrepesca. Sin embargo, el Grupo constató que se trataba sólo de una aproximación para caracterizar la incertidumbre sobre el estado actual del stock, y decidió realizar proyecciones utilizando un programa que no fuera MFCL, tal y como se decidió en las evaluaciones de 2007 y 2009.

4.1.3 ASPIC

Se utilizó ASPIC 5.34 para realizar una evaluación del stock de atún blanco del Atlántico norte.

Diagnóstico del estado del stock

En la **Tabla 7** se presentan los resultados de siete ensayos de escenario para el atún blanco del Atlántico norte. Los escenarios se crearon con combinaciones alternativas de series de CPUE y de captura para informar al modelo de evaluación ASPIC 5.34. Todos los escenarios imponen un nivel de biomasa de 95% K al inicio de la serie temporal. En la **Tabla 8** y en las **Figuras 34** y **35** se muestra que todos los escenarios estiman que el stock se está recuperando y que sólo un escenario estimó que la biomasa actual es inferior al 60% B_{RMS} (Escenario 4) y que dos estimaron que era superior a B_{RMS} (escenario 2 y 6). En cuanto a la tendencia de la mortalidad por pesca, todos los escenarios mostraban que la mortalidad por pesca actual (2011) se sitúa como promedio por debajo del nivel de F_{RMS} , oscilando entre 45% y 89% F_{RMS} .

Los gráficos de Kobe (**Figura 35**) muestran que todos los escenarios siguen el mismo patrón de desarrollo-sobreexplotación y recuperación, con diferencias únicamente en el tiempo que transcurre en el cuadrante rojo (sobrepescado y experimentando sobrepesca) (véase el escenario 4) y en el estado final del stock. Sólo un escenario (escenario 2) mostraba que el stock de atún blanco del norte está predominantemente en el cuadrante verde del diagrama de Kobe.

Sin embargo, la **Figura 36** muestra la probabilidad de que el stock esté actualmente en diferentes cuadrantes del diagrama de Kobe utilizando estimaciones realizadas mediante bootstrap en los siete escenarios. Según este gráfico, la probabilidad de que el stock esté actualmente en cuadrante verde del diagrama de Kobe es del 25%, la probabilidad de que esté en el cuadrante rojo es del 13% y la probabilidad de que esté en el cuadrante amarillo es del 62%.

En la **Figura 37** se muestran los gráficos de densidad del estado actual estimado del atún blanco del Atlántico norte para los siete escenarios utilizados.

Estos resultados coinciden con los obtenidos con otros modelos durante la sesión de evaluación, y mostraban que la elección de las series de CPUE utilizadas para informar al modelo influyen en los resultados de la evaluación. Sin embargo, todos los escenarios estimaron que el stock se está recuperando y que la mortalidad por pesca actual (2011) se sitúa cerca o por debajo de F_{RMS} .

Proyecciones

Se realizaron proyecciones adicionales para complementar la contribución de este modelo a la evaluación de atún blanco del Atlántico norte. En las **Figuras 38** y **39** se muestran proyecciones deterministas con captura constante y mortalidades por pesca constante para todos los escenarios. En la **Figura 39** se presenta un resumen de las implicaciones de cuotas alternativas para los próximos años en el estado de explotación del atún blanco del norte con diferentes escenarios ASPIC. Para arrojar luz a las proyecciones inestables de los escenarios 4 y 5, dos figuras adicionales muestran cómo algunos valores proyectados de captura constante podrían dar lugar al colapso del stock (**Figuras 40** y **41**).

4.1.4 Stock Shynthesis

Fase exploratoria

Antes de la reunión de evaluación se completaron las configuraciones del modelo con el modelo Stock Synthesis (V3.24L) y éstas se presentaron al Grupo. El modelo Stock Shynthesis (SS) se configuró con doce flotas, temporadas de cuatro trimestres y dos sexos. Para la fase de exploración de datos, los datos de entrada del modelo MFCL se utilizaron también para el modelo SS. Se asumió que la selectividad para todas las pesquerías se basaba en la talla y en una función doble-normal o se asumió que era asintótica. El nivel de reclutamiento sin pesca (R_0) y la inclinación (h) se estimaron libremente. Se presentaron ocho configuraciones (**Tabla 9**), cada una con diferentes grados de complejidad y varias utilizaciones de conjuntos de datos. Se realizó un esfuerzo para elaborar algunas de las configuraciones con una complejidad decreciente, de tal modo que pudiesen evaluarse los efectos de los diferentes niveles de complejidad en los resultados del modelo. El objetivo primordial del esfuerzo de modelación SS era contribuir a verificar los resultados del modelo MFCL y de otros modelos. Los resultados de los modelos exploratorios SS no se utilizaron formalmente para fines de asesoramiento en materia de ordenación. De tal modo que, aunque se presentaron al Grupo algunos diagnósticos del modelo SS, estos diagnósticos se documentaron aquí de forma limitada.

El error cuadrático medio (RMSE) de cada una de las CPUE para los diez SS exploratorios se utilizó para demostrar el grado de ajuste a cada una de las series individuales (**Tabla 10** y **Figura 42**). De media, los modelos SS tienen el RMSE menor (es decir, el mejor ajuste) con la CPUE tardía de Taipei Chino y el mayor RMSE (es decir, el peor ajuste) a la serie temporal de CPUE del cebo portugués. En un esfuerzo por tener en cuenta las variaciones específicas de la flota en el RMSE, varios ensayos usaban la reponderación de la varianza para aumentar/reducir la ponderación que cada una de las series temporales de CPUE tiene en el ajuste global del modelo. La reponderación de la varianza tendía a reducir las discrepancias en algunas de las series temporales de CPUE.

El rango de configuraciones del modelo SS invertía la matriz hessiana (una característica positiva). En general, la eliminación de la información de tallas (ensayo 5) aunque alteraba la trayectoria de B/B_{RMS} , no producía una marcada diferencia en ese elemento de referencia en el año final (**Figura 43**). La eliminación de las tallas tendía a aumentar la respuesta del modelo a las variaciones anuales en los datos de CPUE. La combinación de la eliminación de las tallas y la reconfiguración a un plazo anual (ensayo 7) tuvo un efecto muy perceptible en la estimación del estado del stock (**Figura 44**). La percepción que proporciona este conjunto de ensayos del modelo es que, en general, la información de talla en su conjunto podría no entrar en conflicto con la información sobre CPUE en su conjunto. Teniendo en cuenta las limitaciones temporales de la reunión, no fue posible concluir cuán complejo debe ser el modelo de evaluación, sin embargo, un examen más en profundidad de los diversos diagnósticos del modelo de los ensayos mencionados más arriba podría ayudar a tomar esta decisión.

Casi todos de los ocho modelos SS llegaron a la misma conclusión de que el stock está sobrepescado, pero que actualmente no sufre sobrepesca. Además, todos los modelos estaban de acuerdo en que la biomasa del stock ha empezado a aumentar desde aproximadamente el año 2000. La excepción a este resultado era la configuración del modelo de producción estructurado por edad (ASPM). Los resultados del ASPM fueron tan diferentes a los de otros ensayos que se consideraron sospechosos y se pensó que necesitaban más trabajo. La discusión del Grupo sugirió que quizás el modelo encontró una solución mínima y podría no haber convergido adecuadamente. Esta sugerencia se basaba en la experiencia con el modelo ASPIC y los mismos datos. Una conclusión podría ser que a este modelo le faltaba la complejidad necesaria para representar de forma adecuada la dinámica de la pesquería. Teniendo en cuenta todas estas características, no se consideró más esta configuración.

Configuraciones de la fase postexploratoria

El Grupo acordó explorar un total de once configuraciones del modelo SS (**Tabla 11**). Muchas de estas configuraciones estaban pensadas para parecerse lo más posible a las de los ensayos alternativos de MFCL.

La mayoría de las configuraciones de SS postexploratorias tuvieron como resultado estimaciones de B/B_{RMS} en un rango de 0,5 a 1,0 (**Figura 45**) y estimaciones de F/F_{RMS} de entre 0,4 y 0,8 (**Figura 46**). Aunque había excepciones a esto, estas fueron consideradas análisis de sensibilidad y no el caso base del modelo. Cada configuración del modelo sugería que la biomasa del stock continuaba aumentando y que la mortalidad por pesca continuaba descendiendo.

El ensayo 12 del SS fue elegido como modelo preferible para discutir los diagnósticos y ajustes globales del modelo. Era un modelo de dos sexos con una tendencia ascendente lineal de la mortalidad natural de las hembras (**Figura 47**). La **Figura 48** presenta las estimaciones de las selectividades basadas en la talla y el ajuste resultante a la información de tallas en los años para cada uno de los artes. En general, la información incluida en las composiciones de talla era incoherente con respecto a cualquier tipo de tendencias definitivas en la señal de reclutamiento. El grupo discutió cómo podría ser este el resultado de que las diversas flotas no pesquen de forma constante en el espacio y el tiempo durante toda la duración del periodo de evaluación. La aparición de franjas en algunos de los patrones residuales sugería patrones bimodales en las frecuencias y por consiguiente, sería útil para el futuro contar con algún uso de selectividad basada en la edad. A partir de los patrones residuales estaba claro también (**Figura 49**) que la selectividad que varía en el tiempo podría ser una consideración útil.

La incapacidad del modelo para proporcionar buenos ajustes a la serie temporal de CPUE era evidente al examinar los residuos del ajuste (**Figura 50**). Se llevaron a cabo varios ensayos de sensibilidad para determinar la influencia individual de las series de CPUE de Japón y Taipei Chino. La fase exploratoria de los ensayos demostró que la serie de CPUE de Taipei Chino proporcionaba un RMSE inferior que el de la CPUE japonesa. Esto estaba respaldado además por el hecho de que la flota japonesa pescaba más al límite de las áreas de distribución del stock que en las zonas centrales. Esto proporcionaba alguna justificación para excluir la serie temporal de CPUE japonesa de los ensayos utilizados para formular el asesoramiento de ordenación.

La mayoría de las configuraciones del modelo eran coherentes con sus estimaciones de reclutamiento virgen e inclinación. Incluso sin el uso de una distribución previa informativa, las estimaciones de inclinación permanecen en el rango de 0,75 a 0,85 para la mayoría de las configuraciones. En el patrón de desviaciones del reclutamiento no había ninguna tendencia clara, sin embargo había una desviación positiva sin explicar el último año de la estimación (**Figura 51**). Si estos ajustes del modelo se utilizaran para el asesoramiento en materia de ordenación, este habría sido investigado con mayor detalle ya que este punto habría tenido una gran influencia en las proyecciones.

Los elementos de referencia de la ordenación estimados a partir del caso base MFCL y los modelos SS configurados de forma más parecida al caso base MFCL (ensayo 17) se muestran en las **Figuras 52 y 53**. Un examen más atento de las estimaciones del reclutamiento (**Figura 54**) y de la biomasa reproductora del stock (**Figura 55**) reveló diferencias en la SSB pero no en el reclutamiento. Tampoco había diferencia en la biomasa total (**Figura 56**). Esto sugiere que MFCL y SS, aunque bien calibrados, es probable que estén utilizando funciones diferentes para estimar la fecundidad absoluta. Aunque esto vale la pena señalarlo, no tiene ningún impacto en los elementos de referencia de la ordenación o en las estimaciones del estado del stock.

Las estimaciones de los casos base del MFCL y el SS de B/B_{RMS} y F/F_{RMS} de la evaluación de 2009 y de esta evaluación se muestran en la **Figura 57**. Las estimaciones de los elementos de referencia de la ordenación eran relativamente coherentes no solo entre las plataformas de modelación sino también en el tiempo.

4.1.5 Métodos de Análisis de población virtual (VPA)

Se llevó a cabo un análisis de población virtual (VPA) del atún blanco del Atlántico norte utilizando el software VPA-2Box (Porch et al. 2001), versión 4.01 para el periodo 1975 a 2011. En el SCRS/2013/013 se describen los índices de abundancia relativa y las entradas de parámetros del ciclo vital, y en el SCRS/2013/122 se describen los datos de captura por edad y captura por edad parcial. Los supuestos del modelo incluían un stock único sin mezcla o migración, ocho clases de edad (edad 1 a 8+ con el grupo plus representando las edades 8 a 15), sin separación de sexos, el periodo de desove empezando el 1 de mayo, limitaciones a la vulnerabilidad aplicada a los 3 años terminales, sin limitaciones aplicadas en el reclutamiento o la relación stock-reclutamiento y sin datos de marcado incluidos. En el modelo se incluyeron ocho índices de abundancia:

- Palangre japonés (Edades 3 a 8+), 1975-2011
- Palangre de Taipei Chino (Edades 2 a 8+), 1975-1987
- Palangre de Taipei Chino (Edades 2 a 8+), 1999-2011
- Palangre de Estados Unidos (Edades 3 a 8+), 1987-2011
- Curricán francés (Edades 2 y 3), 1975-1979
- Curricán francés (Edades 2 y 3), 1980-1987
- Curricán español (Edades 2 y 3), 1981-2011
- Cebo vivo español (Edades 1 a 4), 1981-2011

Los índices se ponderaron igualmente y se asumió una estructura de error multiplicativo. Las fuentes de datos usadas en esta evaluación eran diferentes de las utilizadas en la evaluación de 2009 en lo siguiente: (1) incluyen los datos del cebo vivo español con referencia a las edades 1 a 4, (2) separan el índice de palangre de Taipei Chino en dos periodos (1975 a 1987 y 1999 a 2011) para tener en cuenta los cambios en la especie objetivo y en la configuración del arte, (3) combinan los datos del curricán español con referencia a las edades 2 y 3 en oposición a índices separados para estas dos clases de edad y (4) permiten que se pueda estimar la selectividad de los índices de curricán español en lugar de fijarla para una única clase de edad.

La parametrización del modelo difería de la evaluación de 2009 en que se aplicaba una limitación a las estimaciones de la vulnerabilidad de las edades 1 a 8 para el periodo 2009 a 2011 con el fin de penalizar las desviaciones grandes en las estimaciones de mortalidad por pesca por edad ya que las estimaciones del VPA para el periodo terminal tenían por lo general poca información. Esta limitación no se aplicó en la evaluación anterior y se llevó a cabo un análisis de sensibilidad para determinar el efecto de esta parametrización. Basándose en una recomendación del Grupo de especies, se asumió que la temporada de desove empezaba el 1 de mayo, mientras que en la evaluación anterior se asumió que la temporada de desove empezaba el 1 de julio. Se recomienda evaluar este supuesto en el futuro, ya que la parametrización del modelo VPA depende de este supuesto. El caso base del modelo se parametrizó bajo estos supuestos y se aplicó un análisis de bootstrap (500 iteraciones) para determinar la incertidumbre que rodea a las estimaciones del caso base del modelo de la biomasa reproductora del stock (SSB) y la mortalidad por pesca por edad (FAA).

Diagnósticos

Se examinaron los ajustes del modelo a los índices de abundancia y a los patrones residuales para determinar la conveniencia del ajuste del VPA a los datos de los diversos índices. Se llevaron a cabo varios ensayos alternativos del modelo para determinar la sensibilidad del caso base del modelo a diversos supuestos, y para estimar el efecto que tendría en los resultados del VPA cambiar estos supuestos. Los análisis de sensibilidad incluían:

- Análisis jackknife de índices de abundancia relativa en los que cada índice era iterativamente eliminado para determinar la influencia de índices individuales en las estimaciones del modelo.
- Un análisis de la mortalidad natural que varía con la edad (Edad-1 $M = 0,63$, Edad-2 $M = 0,46$, Edad-3 $M = 0,38$, Edad-4 $M = 0,34$, Edad-5 $M = 0,31$, Edad-6 $M = 0,29$, Edad-7 $M = 0,31$, Edad-8+ $M = 0,50$) se comparó con la mortalidad natural constante en las edades iguales a 0,3 asumidas en el caso base del modelo.
- Un análisis retrospectivo en el que los datos de los 1 a 5 años anteriores fueron iterativamente eliminados para examinar la influencia de los años más recientes en las estimaciones del modelo y para comparar el estado del stock estimado por el caso base del modelo en 2011 con un estado del stock estimado retrospectivo desde 2001 proyectado hasta 2011.
- Añadir datos de captura por edad, captura parcial por edad e índices de abundancia relativa del periodo 1959 a 1974 para determinar si la inclusión de esta serie temporal histórica tiene como resultado una diferencia en el estado del stock y los elementos de referencia estimados (rendimiento máximo sostenible, biomasa del stock reproductor (SSB_{RMS}) y mortalidad por pesca en el rendimiento máximo sostenible (F_{RMS}).

Resultados

Las estimaciones de abundancia por edad (NAA) del caso base del modelo VPA indicaban un brusco descenso entre 1978 y 1984 (**Figuras 58 y 59**) resultantes de un descenso en la captura de las clases de edad más mayores (**Figura 58**) y un descenso en la captura por unidad de esfuerzo de las flotas palangreras de Japón y Taipei Chino (**Figura 60**). Las estimaciones de mortalidad por pesca por edad (FAA) oscilaban entre 0,1 y 0,8 con la mayor FAA estimada para las edades 2, 3 y 4. La mortalidad por pesca en las clases de edad más mayores alcanzó un máximo en 1986, 1995 y 2000 y descendía de forma constante en los últimos 10 años (**Figura 61**). El caso base del modelo demostraba un ajuste relativamente bueno a los índices de palangre de Japón y Taipei Chino (primera parte de la serie) y un ajuste relativamente pobre a los datos de palangre de Estados Unidos y Taipei Chino (última parte de la serie) (**Figuras 60 y 61**). El ajuste del modelo a los índices de la pesquería de superficie (curricán y cebo vivo) era menos coherente que los índices de palangre de la primera parte del periodo, aunque las tendencias estimadas entre los índices y las estimaciones del modelo eran similares. Los análisis de bootstrap demostraron estabilidad en las tendencias estimadas a largo plazo, pero presentaban incertidumbre en las estimaciones de NAA y FAA de las clases de edad jóvenes (edades 1 a 3) durante el periodo terminal, así como incertidumbre en la NAA y FAA de las clases de edad más mayores (edades 6 a 8+) durante la primera parte del periodo (**Figuras 62 y 63**). En general, las estimaciones de NAA y FAA eran menos variables para las edades más jóvenes (con la excepción del periodo terminal de 5 años) y más variables para el grupo plus (edades 8+) en las iteraciones de bootstrap (**Figuras 62 y 63**).

Los resultados del modelo VPA eran sensibles a los supuestos de mortalidad natural (**Figura 64**), a los índices del palangre japonés (**Figura 65**) y a los parámetros iniciales de la ratio de F , y menos sensibles a los parámetros de la F terminal, a la escalación de la varianza y a los supuestos de limitación de la vulnerabilidad. Alterar el supuesto de mortalidad natural desde una mortalidad constante por edad (caso base del modelo) a una mortalidad que varía con la edad tenía como resultado un aumento en la magnitud estimada del reclutamiento, la abundancia de reproductores y la biomasa del stock reproductor, pero no alteraba la tendencia de la población a largo plazo (**Figura 64**). Los análisis Jackknife demostraron que la tendencia estimada a largo plazo era más sensible a la eliminación del índice de palangre japonés, enfatizando la influencia de este índice en las estimaciones del stock (**Figura 65**). La eliminación del índice de palangre japonés tenía como resultado una inversión de la tendencia estimada a largo plazo, desde el descenso del stock hasta un aumento en la abundancia del stock y la biomasa desde 1975 hasta 2011. El índice de palangre de Estados Unidos tenía mucha influencia en la tendencia estimada del stock en el periodo reciente (2000 a 2011, **Figura 65**). Los índices de las flotas de superficie y de Taipei Chino tenían considerablemente menos influencia en las estimaciones de abundancia del stock. El análisis retrospectivo (eliminación de datos de abundancia relativa y de captura de años recientes) indicaba que las estimaciones del modelo del reclutamiento y la SSB no eran sensibles a los datos del periodo reciente (**Figura 66**).

La estimación del estado actual del stock a partir del caso base del modelo es que está sobrepecado y no está sufriendo sobrepesca actualmente (**Tabla 12, Figuras 67 y 68**), con una probabilidad estimada de que $SSB < SSB_{RMS}$ y $F < F_{RMS}$ del 70% (probabilidad estimada del 14% de estar sobrepecado y sufriendo sobrepesca $SSB < SSB_{RMS}$ y $F > F_{RMS}$, probabilidad estimada del 15% de no estar sobrepecado ni sufriendo sobrepesca $SSB > SSB_{RMS}$ y $F < F_{RMS}$, y probabilidad estimada del 1% de no estar sobrepecado y estar sufriendo sobrepesca $SSB > SSB_{RMS}$ y $F > F_{RMS}$). La biomasa del stock reproductor estimada de 2011 era de 41.600 t (intervalo de confianza del 80% de 35.400 a 51.100 t) con una mortalidad por pesca apical estimada en 2011 de 0,26% (intervalo de confianza del 80% de 0,23 a 0,30). El RMS estimado fue de 36.500 t (intervalo de confianza del 80% de 35.600 a 37.300 t). La biomasa del stock reproductor que podría soportar el rendimiento máximo sostenible (SSB_{RMS}) se estimó en 50.800 t (intervalo de confianza del 80% de 41.800 a 60.300) con una F_{RMS} estimada de 0,35 (intervalo de confianza del 80% de 0,32 a 0,41). La representación de la trayectoria del stock a largo plazo (**Figura 67**) a partir del caso base del modelo indicaba que SSB era superior a SSB_{RMS} y que F era inferior a F_{RMS} en 1975, que F aumentaba por encima de F_{RMS} durante 1976 a 2007 y que SSB descendía por debajo de RMS en 1985.

Las comparaciones del estado del stock entre el caso base del modelo y los ensayos de sensibilidad influyentes destacaron la incertidumbre en la SSB_{2011} estimada en comparación con SSB_{RMS} (**Tabla 12, Figuras 67 y 68**), mientras que las estimaciones de la mediana de la mortalidad por pesca eran más robustas en los ensayos del modelo (**Tabla 12 y Figuras 67 y 68**). Por ejemplo, el caso base del modelo indicaba que SSB_{2011} estaba próxima a SSB_{RMS} , en comparación con la mortalidad variable con la edad y los ensayos de jackknife del índice de palangre estadounidense que estimaban que la SSB era superior a SSB_{RMS} en 2011, y también al compararla con el ensayo del periodo histórico que estimaba que la SSB_{2011} estaba por debajo de SSB_{RMS} . Por el contrario, la mediana de las estimaciones de F_{2011} estaba por debajo de F_{RMS} en todos los ensayos del modelo. Aunque la eliminación del índice de palangre japonés tuvo como resultado una tendencia del stock diferente a la de otros ensayos del modelo, los ajustes de la curva stock reclutamiento al reclutamiento estimado por el modelo y a la SSB eran pobres, lo que dio como resultado estimaciones biológicamente no plausibles de SSB_{2011}/SSB_{RMS} y F_{2011}/F_{RMS} . Cabría señalar que las estimaciones del estado del stock a partir del análisis jackknife al eliminar el índice japonés eran más optimistas. Por lo tanto, el ensayo de sensibilidad de los datos del periodo histórico representa el caso más pesimista de la SSB actual en comparación con SSB_{RMS} . Este análisis se realizó después de las jornadas sobre datos, y los datos de entrada históricos y la parametrización del modelo se evaluaron menos exhaustivamente, por lo tanto, este ensayo debería considerarse exploratorio y es necesaria una evaluación más rigurosa (por ejemplo, de la precisión de los datos de captura histórica y de los parámetros de la ratio de F inicial). Debido a la incertidumbre en los datos de entrada y a la parametrización del modelo, el modelo histórico no fue proyectado hacia adelante.

Basándose en el caso base del modelo VPS y en las sensibilidades, se predijo que capturas de 32.000 t o inferiores tendrían como resultado una menor mortalidad por pesca y conducirían a la recuperación del stock. Estas predicciones eran robustas en todos los ensayos del modelo (**Figura 69**). En resumen, aunque existía una incertidumbre considerable en la SSB estimada del atún blanco del Atlántico norte según el VPA, existía una coherencia global en las estrategias de captura sostenible predichas.

4.1.6 Resumen del estado del stock

Se examinaron los resultados para las diversas plataformas de modelación (MFCL, SS, VPA y ASPIC) para buscar puntos comunes y diferencias. Aunque el rango de elementos de referencia de la ordenación estimado es relativamente amplio, casi todos los modelos coincidían en que el stock estaba sobrepecado pero no sufriendo sobrepesca actualmente (**Figura 70**). Sin embargo, los ensayos de SS eran más coherentes entre sí que con el caso base del modelo MFCL. La mayoría de los modelos de las diversas plataformas mostraban una caída en la biomasa del stock desde 1930 a aproximadamente 1990, y una tendencia ascendente en la biomasa aproximadamente desde 2000. Asimismo, la mayoría de los modelos de todas las configuraciones mostraban un pico en la mortalidad por pesca aproximadamente en 1990 con una tendencia descendente a partir de entonces (**Figura 71**). Además, la mayoría de los modelos de las diversas plataformas demostró estimaciones más precisas de F/F_{RMS} que de B/B_{RMS} . Esto quedó demostrado también por una proyección retrospectiva llevada a cabo el VPA en los últimos 10 años que sugería que las tendencias de F/F_{RMS} eran más predecibles que las de SSB/B_{RMS} (**Figura 72**).

4.2 Stock de atún blanco del Atlántico sur

4.2.1 ASPIC

Métodos

El documento SCRS/2013/118 presentaba un modelo de producción excedente en no equilibrio para el stock de atún blanco en el Atlántico sur utilizando ASPIC ver. 5.34. La categorización de la flota (**Tabla 13**) era similar a la utilizada en la evaluación de 2009. La captura para cada flota (**Tabla 14**) se calculó basándose en los datos de Tarea I preparados en la reunión de preparación de datos de atún blanco del Atlántico de 2013. La **Tabla 15** muestra los índices de CPUE usados para los modelos. Varios de los índices de CPUE utilizados en la última evaluación no se utilizaron ahora basándose en las decisiones tomadas durante la Reunión de preparación de datos de atún blanco de 2013. Por lo tanto, varias flotas no tienen índice de CPUE. Se examinaron cuatro modelos (**Tabla 16**). El intervalo de confianza de la trayectoria de F/F_{RMS} para el ensayo 07 presentado en el documento SCRS/2013/118 parecía inusual y por tanto se modificó la configuración del modelo durante la reunión, lo que tuvo como resultado intervalos de confianza más razonables. El Grupo acordó que el modelo de ASPIC debería actualizarse con la última información sobre captura y CPUE.

Estado y diagnósticos

En general, todos los modelos predijeron que en alguna etapa del pasado reciente, el stock de atún blanco del Sur había sido objeto de sobrepesca y había estado sobrepescado. En estos casos, excepto para un ensayo (Ensayo 07), la presión pesquera parece haber descendido en años recientes, lo que se ha traducido en un subsiguiente aumento de la biomasa del stock.

Los resultados basados en los cuatro casos base sugerían que el nivel de explotación en años recientes variaba entre los casos (B_{2012}/B_{RMS} oscilaba entre 0,813 a 0,950 y F_{2011}/F_{RMS} entre 1,047 y 1,301, **Figura 82** y **Tabla 17**). Con el fin de generar intervalos de confianza, se llevaron a cabo 500 ensayos de bootstrap para cada modelo. Los resultados del bootstrap para los cuatro casos se muestran en la **Figura 83** (diagrama de Kobe I) y la **Figura 84** (diagrama de tarta). Para el ensayo 07, la mayoría de los resultados en el cuadrante rojo del diagrama de Kobe (sobrepescado y sobrepesca) mientras que para los demás ensayos, los resultados eran más optimistas y algunos terminaban en el cuadrante verde. El RMS se estima entre 22.620 t y 28.060 t (**Tabla 17**), cifra cercana a la captura total de 2011 (24.122t).

Se llevaron a cabo varios análisis de sensibilidad y retrospectivos para un escenario (ensayo 08) del modelo ASPIC (**Tabla 18**, **Figura 73**). Se incluyen los escenarios con el índice de palangre uruguayo separado en dos periodos (1981-1991 y 1992-2011) porque esta pesquería se dirigía al patudo en el primer periodo y al pez espada en el segundo periodo. Respecto a los análisis de sensibilidad, la ratio de B del periodo inicial cambiaba para cada K, y utilizar solo el índice uruguayo y el japonés (periodo de captura fortuita) producía resultados más pesimistas y optimistas respectivamente. En cuanto a los análisis retrospectivos, se observó una gran diferencia cuando se eliminaron los datos para los 6 últimos años o más.

4.2.2 Modelo de producción excedente bayesiano (BSP)

El documento SCRS/2013/123 presentaba una actualización del modelo de producción excedente bayesiano (BSP) que fue aplicado al stock de atún blanco del Atlántico sur en la evaluación de 2011 utilizando dos años adicionales de datos de captura y la serie de CPUE recomendada en la reunión de preparación de datos de atún blanco de 2013. Se utilizaron las mismas distribuciones previas informativas que en 2011, así como una distribución previa alternativa para r que era menos informativa. Los modelos alternativos se utilizaron para predecir la probabilidad de que el stock alcance una biomasa por encima de B_{RMS} en un rango de escenarios de ordenación. Se realizaron también diagramas de Kobe. Las estimaciones del estado actual del stock dependían en gran medida del método utilizado para ponderar los puntos de datos de CPUE y ponderando la captura eran más optimistas. La elección de la distribución previa para r no influyó enormemente en la estimación del estado del stock, aunque la distribución previa menos informativa producía intervalos de confianza más amplios.

Métodos

Se aplicó el modelo bayesiano de producción excedente (BSP) al atún blanco del Atlántico sur para los mismos cuatro casos base del modelo que se utilizaron para ASPIC. Los modelos utilizados fueron: (1) ponderación igual de los índices, modelo Schaefer; (2) ponderación por captura, modelo Schaefer, (3) ponderación igual, modelo Fox con $B_{RMS}/K=0,37$ y (4) ponderación por captura, modelo Fox con $B_{RMS}/K=0,37$. Para los cuatro casos base

del modelo se utilizaron las mismas distribuciones previas bayesianas que se utilizaron en la evaluación de 2011. La distribución previa para la biomasa de 1956 relativa a K era lognormal con una media de 0,9 y una desviación estándar logarítmica de 0,1, lo que implica que la población estaba prácticamente sin explotar en el primer año de la pesquería. La distribución previa para K era uniforme en la escala logarítmica. Se desarrolló una distribución previa informativa para la tasa intrínseca de crecimiento de la población r como se muestra en Babcock (2012) y en la evaluación de 2011 y fue aproximada mediante una distribución t con una media de 0,2, una varianza de 0,025 y una df de 10.

El modelo se ajustó a los datos de captura desde 1956 a 2011. Se asumió que las capturas en 2012 y 2013 eran iguales a la media de los años 2007-2011. Los índices de CPUE utilizados fueron el primer periodo del palangre japonés, el periodo tardío del palangre japonés, el palangre de Taipei Chino, el primer periodo del palangre uruguayo y el periodo tardío del palangre uruguayo.

Además de los cuatro ensayos del caso base, se llevaron a cabo análisis de sensibilidad para evaluar las implicaciones de utilizar diferentes series de CPUE y diferentes distribuciones previas informativas sobre los parámetros del modelo (**Tabla 19**). También se llevaron a cabo análisis retrospectivos.

Se utilizó el software del BSP, versión 1, disponible en el catálogo de ICCAT, para estimar las distribuciones posteriores marginales utilizando el algoritmo de sampling-importance resampling (SIR). Se utilizaron o bien las distribuciones previas o bien una distribución t de múltiples variables para integrar la distribución posterior, lo que produjera un diagnóstico de convergencia adecuado. Se utilizó un muestreo aleatorio de 5000 muestras de la distribución posterior conjunta para estimar la mediana de la trayectoria e intervalos de confianza del 80%, teniendo en cuenta un rango de estrategias de captura constante y estrategias de tasa de mortalidad por pesca constante. Se utilizó una submuestra de 500 muestreos para la construcción de los resultados de la matriz de Kobe.

Estado y diagnósticos

Los cuatro casos base del modelo BSP estimaron un descenso histórico en la abundancia de atún blanco del Atlántico sur, seguido de una tendencia ascendente en los últimos 10 años (**Figura 74**). Sin embargo, el estado actual relativo a B_{RMS} y F_{RMS} dependía de la formulación del modelo (**Figura 82, Tabla 20**). Los modelos con ponderación por captura eran más optimistas que los modelos con ponderación igual. Las formulaciones del modelo Schaefer y Fox estimaban tendencias similares y una merma similar desde 1956, sin embargo, dado que B_{RMS}/K es inferior en el modelo Fox, el modelo Fox estimaba valores más elevados de B_{actual}/B_{RMS} . Los intervalos de confianza de las estimaciones si B/B_{RMS} y F/F_{RMS} eran bastante amplios, especialmente en el caso con ponderaciones por captura (**Figura 75**).

Se aplicaron análisis retrospectivos a los casos del modelo Schaefer, con ponderación por captura y ponderación igual (**Figura 76**). En ambos casos, las proyecciones generadas a partir de los modelos con datos hasta 2005 eran bastante similares a la evaluación actual, lo que implica que el modelo está representando adecuadamente la dinámica del atún blanco del Atlántico sur.

Los diagramas de los residuos de CPUE respecto al año muestran que existían tendencias en los residuos, especialmente en la primera parte de la serie de palangre japonés y en la última parte de la serie uruguayo (**Figura 77**). De acuerdo con los diagramas qq-normal, los residuos tenían una distribución normal. Cuando se eliminaron las series de CPUE del modelo, el modelo más optimista era el que incluía solo la pesquería de palangre japonés y el más pesimista incluía tanto la de Uruguay como la de Taipei Chino (**Figura 78**).

Cuando se utilizaban distribuciones previas alternativas, la mediana de la trayectoria de la biomasa era la misma que la del caso base, excepto en los casos con distribuciones previas uniformes de r y K , con ponderación de captura para cada uno de los índices (**Figura 79 y Figura 81**). Para el caso con una ponderación igual y el modelo Schaefer (**Figura 80a**), las distribuciones posteriores de r y K tenían una moda similar para las tres distribuciones previas de K , y con más distribuciones previas informativas facilitaban intervalos de confianza más estrechos. Por el contrario, en los ensayos con ponderación por captura (**Figura 80b**), la distribución posterior de K es muy similar a la distribución previa, lo que implica que hay muy poca información en los datos para estimar r y K para el caso de ponderación por captura. Estos resultados demuestran que los datos con ponderación igual proporcionan más información para estimar los parámetros del modelo. No obstante, el modelo con ponderación por captura podría reflejar de forma más precisa las tendencias verdaderas, por lo que los cuatro modelos continuaron usándose como casos base.

4.2.3 Resumen del estado del stock

Los ocho modelos ASPIC y BSP muestran tendencias bastante coherentes en B/B_{RMS} y F/F_{RMS} en el tiempo (**Figura 82**). La mediana estimada del estado actual en 2011 es aproximadamente $B/B_{RMS} = 1$ y $F/F_{RMS} = 1$ para todos los modelos (**Figura 83**). Los modelos BSP eran ligeramente más optimistas en la mediana que los ensayos de ASPIC, pero tenían un rango mayor de incertidumbre. Los diagramas de tarta de Kobe del estado en 2011 varían entre los modelos (**Figura 84**). Haciendo una media entre los ocho modelos, la probabilidad de $B < B_{RMS}$ y $F > F_{RMS}$ (rojo) es del 0,57, la probabilidad de $B > B_{RMS}$ y $F < F_{RMS}$ (verde) es del 0,30, y la probabilidad de amarillo es del 0,13.

5 Proyecciones

En esta sección se describen los resultados de las proyecciones utilizadas para formular el asesoramiento de ordenación.

5.1 Norte

Los resultados que se presentan en esta sección se obtuvieron proyectando hacia adelante las poblaciones estimadas de 2011 presentadas en la sección 4.1.2 con normas de control de la captura (HCR) alternativas. Cada uno de los siete escenarios investigados en los modelos de producción utilizando 501 resultados del bootstrap fue proyectado y se consideró igualmente plausible.

Las normas de control de la captura alternativas incluían mortalidades por pesca objetivo alternativas ($F_{objetivo} = [0,7, 0,75, 0,8, 0,85, 0,9 \text{ y } 1] \times F_{RMS}$), umbrales de biomasa de $[0,6, 0,8 \text{ y } 1] \times B_{MSY}$ y un punto de referencia límite de la biomasa de $B_{Lim} = 0,4 \times B_{RMS}$. En las proyecciones hacia adelante, la HCR se evalúa cada tres años y la mortalidad por pesca se proyecta asumiendo una implementación perfecta.

Los resultados de las proyecciones se muestran en la **Figura 85** y la **Tabla 21**, que indican la probabilidad proyectada de encontrarse en el "verde" en el plazo indicado. Se muestra también la captura media prevista para los 3 primeros años, así como la captura acumulada para periodo futuro de 5 años.

5.2 Sur

5.2.1. Proyecciones de ASPIC

Basándose en el bootstrap (500 veces) de cada escenario, se llevaron a cabo proyecciones de futuro. El periodo de la proyección es 15 años (2012-2027). La captura constante futura se estableció en 14.000 a 36.000 t (con intervalos de 2000 t) o se asumió una F constante en $0,75 \times F_{RMS}$ a $1,00 \times F_{RMS}$ (en $0,05 \times F_{RMS}$ intervalo). Se asumió que la captura para 2012 y 2013 era igual a la media de 2007-2011 (20.937 t) para ambos escenarios de captura constante y de F constante.

Se utilizó el paquete de software ASPIC ver. 3.16 para las proyecciones futuras. Los resultados de estas proyecciones bajo una captura constante y una F constante se muestran en las **Figuras 86 y 87**, respectivamente, que muestran la mediana de la trayectoria en los diferentes escenarios de captura constante. La **Figura 88** muestra el rendimiento predicho en el escenario de F constante. Las matrices de Kobe II (probabilidad de no superar el nivel de RMS) para cada escenario de ASPIC se muestran en la **Tabla 22**. Estos resultados indicarían que las capturas que superen las 26.000 t o una F que supere $0,85 \times F_{RMS}$ resultarían en una reducción del recurso en 15 años en casi todos los ensayos del modelo. Los ensayos que asumen series de CPUE sin ponderar son, en general, más optimistas que los que asumen series de CPUE ponderadas.

5.2.2 Proyecciones de BSP

Básicamente, los escenarios de la proyección son los mismos que los del ASPIC para el Atlántico sur. Bajo una política de captura constante, se prevé que la mediana de la biomasa aumente por encima de B_{RMS} en un plazo de 10 años, con un 50% de probabilidades para TAC desde 18.000 a 34.000 t, dependiendo del escenario (**Tabla 23, Figura 89**). Con tasas de captura constante, las tasas de captura por debajo de F_{RMS} permitieron a la población permanecer por encima de B_{RMS} con una elevada probabilidad para todos los escenarios excepto en el caso con una ponderación igual y el modelo Schaefer. Cuando F es igual a F_{RMS} , la probabilidad de lograr B_{RMS} es próxima a cero, porque la trayectoria de la población se convierte en asíntota antes de alcanzar B_{RMS} .

5.2.3. Proyecciones para el Atlántico sur

Combinando los ocho escenarios de los modelos ASPIC y BSP con una probabilidad igual, las probabilidades de la matriz de Kobe (**Tabla 24, Figura 90**) indican que una política de captura de $0,90 F_{RMS}$ o un TAC de 20000 t reducirían F por debajo de F_{RMS} con más de un 70% de probabilidad en tres años. Aumentar B por encima de B_{RMS} requiere mayores reducciones en la mortalidad por pesca. Una política de $0,75 F/F_{RMS}$ tendría un 85% de posibilidades de $B > B_{RMS}$ desde ahora a 2026. Un TAC de 20.000 t tendría el 70% de probabilidades de recuperación desde ahora hasta 2026. La **Figura 91** presenta el diagrama de Kobe para la evaluación del stock del Atlántico sur.

6 Recomendaciones

6.1 Investigación y estadísticas

- El Grupo recomendó que se continúe elaborando el marco MSE para el atún blanco. Aunque el Grupo reconoció avances, debe llevarse a cabo más trabajo para permitir una mejor representación de la incertidumbre en la condición actual y futura del stock.
- El Grupo reconoce la necesidad de incorporar estudios medioambientales en las evaluaciones de atún blanco y similares. El Grupo recibió nueva información que sugería que la profundidad de la capa de mezcla podría tener algún impacto en la capturabilidad de las pesquerías de superficie. El Grupo recomienda más investigaciones para confirmarlo, así como una inspección de las fuentes de información medioambiental histórica que podrían ayudar a integrar esta información en las estandarizaciones de la CPUE de las pesquerías de superficie.
- El Grupo recomendó asimismo más investigaciones para describir mejor la naturaleza de posibles tasas de mezcla y, si es posible, cuantificarlas, entre los océanos Atlántico e Índico.
- El Grupo recomienda mayores esfuerzos para obtener las series históricas de captura, esfuerzo, captura por talla, distribución geográfica y otra información pesquera relacionada de la pesquería de arrastre semipelágico francesa y otras pesquerías.
- El Grupo manifestó su inquietud respecto a que los cambios espaciales en las pesquerías de palangre podrían haber afectado a las tendencias de sus series de CPUE estandarizadas. Por lo tanto, el Grupo recomienda explorar de forma más completa otras maneras de incorporar los efectos espaciales en la estandarización de la CPUE.
- El Grupo indicó que los datos del muestreo de tallas de palangre de Taipei Chino presentaban algunos patrones que podrían no reflejar cambios en la población. Por ello, el Grupo solicitó una aclaración, en la medida de lo posible, de las razones de los patrones de los datos.
- Teniendo en cuenta que la dinámica espacio-temporal de las pesquerías de palangre parece afectar a su patrón de selectividad, el Grupo recomienda redefinir las pesquerías en las aplicaciones de Multifan-CL y SS en el futuro, considerando la naturaleza de estas pesquerías.
- En general, el Grupo señaló las importantes incertidumbres que sigue habiendo en cuanto a biología, pesquerías y modelación del atún blanco del Atlántico norte. Por lo tanto, el Grupo continúa recomendando que se financie un Programa de investigación sobre atún blanco.

6.2 Recomendaciones de ordenación

Atlántico norte

En la **Tabla 24** se facilita un rango de plazos y niveles de probabilidad para lograr los objetivos de la Comisión establecidos en la Rec. 11-13. Plazos más largos facilitan más opciones para parámetros de HCR que proyectan probabilidades más elevadas de encontrarse en el cuadrante verde del diagrama de Kobe. Las proyecciones de HCR indican que si, por ejemplo, la Comisión adopta una "elevada probabilidad" del 75% en un plazo de 10 años, entonces la HCR con un umbral de biomasa en B_{RMS} junto con una F objetivo de $0,9 F_{RMS}$, proporcionaría la mayor captura acumulativa prevista en 10 años entre todas las opciones y la captura media prevista de 2014-2016 sería de aproximadamente 26.200 t. Por el contrario, si la Comisión considera una "elevada probabilidad" de 60% suficiente en un plazo de 5 años, entonces la HCR con un umbral de biomasa en B_{RMS} junto con una F objetivo de $0,9 F_{RMS}$ también cumpliría el objetivo y proporcionaría la mayor captura acumulativa prevista entre todas las opciones que proporcionaría al menos un 60% de probabilidades en 5 años y la captura media de 2014-2016 permanecería en aproximadamente 26.200 t. La consideración de la implementación y otras incertidumbres en estas proyecciones cambiaría probablemente las estimaciones del nivel de probabilidad.

Atlántico sur

Las proyecciones a un nivel coherente con el TAC de 2013 (24.000 t) demostraron que las probabilidades de encontrarse en el cuadrante verde del diagrama de Kobe superarían el 50% solo después de 2020. Con valores inferiores del TAC podrían obtenerse probabilidades similares.

Con capturas de aproximadamente 20.000 t, desde ahora a 2015 se superaría el 50% de probabilidades y desde ahora a 2018 se superaría el 60%. Mayores reducciones en las capturas aumentarían la probabilidad de recuperación en estos plazos. Asimismo, un aumento reduciría las probabilidades de recuperación y ampliaría los plazos de la misma. Capturas que superen el TAC actual (24.000 t) no permitirían la recuperación del stock, con al menos un 50% de probabilidades, en el plazo de la proyección.

7 Otros asuntos

El Grupo discutió la conveniencia de utilizar diferentes enfoques para evaluar el estado de los stocks de atún blanco del Atlántico. De conformidad con el procedimiento establecido en ICCAT, el hecho de que el SCRS utilice diversos métodos para las evaluaciones de stock es algo valioso. Sin embargo, este procedimiento requiere una cantidad importante de trabajo preparatorio, así como una importante petición de datos, especialmente si se utilizan modelos estadísticos integrados. En el caso de la actual evaluación del atún blanco del Atlántico norte, el uso de dos modelos estadísticos integrados, el VPA y el modelo de producción, así como la implementación de la MSE, solo ha sido posible debido al ajustado y detallado plan de trabajo preparado por el Grupo de especies sobre atún blanco, que fue muy bien liderado por el relator del Grupo de especies de atún blanco y estrictamente seguido en las dos reuniones celebradas (de preparación de datos y de evaluación). Sin embargo, la implementación del plan de trabajo ha implicado también un importante volumen de trabajo preparatorio tanto para los científicos implicados en la evaluación como para la Secretaría. Teniendo en cuenta el número de reuniones programadas cada año para las que la Secretaría debe realizar un trabajo preparatorio y posterior, sería difícil que la Secretaría asumiera en un futuro las evaluaciones de stock que implican tal cantidad de trabajo.

El Grupo evaluó también las ventajas y desventajas de utilizar métodos como el VPA, basado en la CAA, cuando existen incertidumbres significativas en la determinación de la edad. Respecto a los modelos estadísticos integrados, el Grupo evaluó de forma positiva el uso de dos modelos (MFCL y SS3) como medio de probar la robustez de estos modelos en la evaluación del atún blanco del Atlántico norte. Sin embargo, el Grupo se mostró de acuerdo en que sería difícil mantener una evaluación tan compleja en el futuro y en que serán necesarios más debates sobre los mejores modelos de evaluación para el atún blanco del Atlántico norte y sur. La evaluación de diferentes procedimientos de ordenación en el marco de una MSE podría ayudar al Grupo a tomar decisiones futuras sobre este asunto.

Respecto al trabajo futuro, el Grupo discutió cómo podría usarse mejor la reunión de preparación de datos para volver a examinar y evaluar las configuraciones previas del modelo de evaluación, los supuestos y los diversos residuos de los ajustes en los datos. El objetivo de esta propuesta es intentar garantizar la mayor continuidad útil desde la reunión de evaluación hasta la próxima reunión de preparación de datos.

Se indicó que diagramas residuales de los datos como composiciones por tallas podría ser bastante útil para detectar, por ejemplo, errores en especificaciones de zonas o artes de pesca que podrían existir en la base de datos de la Secretaría.

De forma similar, los residuos de las series temporales de CPUE podrían ayudar en la posterior evaluación de dichas series temporales y proporcionar información respecto a la futura inclusión o exclusión de dichos datos. De esta forma, la reunión de preparación de datos podría describirse mejor como una reunión de pre-evaluación para reflejar mejor un objetivo más amplio que podría incluir el volver a examinar de forma más directa pasados esfuerzos de evaluación.

8 Adopción del informe y clausura

El informe fue adoptado y la reunión clausurada.

Referencias

- Anon. 2010, Report of the 2009 ICCAT Albacore Stock Assessment Session (*Madrid, Spain, July 13 to 18, 2009*). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 65(4): 1113-1253.
- Anon. 2013, Report of the 2012 ICCAT Working Group on Stock Assessment Methods (*Madrid, Spain, April 16 to 20, 2012*). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 69 (in press).
- Anon. 2011, Report of the 2011 joint meeting of the ICCAT Working Group on Stock Assessment Methods and Bluefin tuna Species Group to analyze assessment methods developed under the GBYP and electronic tagging. http://www.iccat.int/Documents/Meetings/Docs/2011_WG%20METHODS-ENG.pdf
- Bard, F.X. 1981, Le thon germon (*Thunnus alalunga*) de l'Océan Atlantique. Ph.D. Thesis presented at the University of Paris, 333 p.
- Domingo, A., Pons, M., Jiménez, S., Miller, P., Barceló, C. and Swimmer, Y. 2012, Circle hook performance in the Uruguayan pelagic longline fishery. *Bulletin of Marine Science*. 88(3):499-511.
- Farley, J.H., Williams, A.J., Hoyle, S.D., Davies, C.R., Nicol, S.J. 2013, Reproductive Dynamics and Potential Annual Fecundity of South Pacific Albacore Tuna (*Thunnus alalunga*). *PLoS ONE* 8(4): e60577. doi:10.1371/journal.pone.0060577.
- Foreman, T.J. 1980, Synopsis of biological data on the albacore tuna, *Thunnus alalunga* (Bonnaterre, 1788), in the Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Spec. Rep.*, 2: 17-70.
- ICCAT, 2012, Report for Biennial Period, 2010-11, Part II.
- ICCAT, 2006-2013, *ICCAT Manual (Chapter 2. Albacore)*. *International Commission for the Conservation of Atlantic Tuna*. In: *ICCAT Publications* [on-line]. Updated 2013. [Cited 01/27/]. <http://www.iccat.int/en/ICCATManual.htm>, ISBN (Electronic Edition): 978-92-990055-0-7
- ICES 2007, Report of the Study Group on Risk Assessment and Management Advice. *ICES CM* 2007/RMC: 02.
- Kell, L., O'Brien, C., Smith, M. Stokes, T. and Rackham, B. 1999, An evaluation of management procedures for implementing a precautionary approach in the ICES context for North Sea plaice (*Pleuronectes platessa*). *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 56(6): 834-845.
- Kell, L.T., De Oliveira, J.A., Punt, A.E., McAllister, M.K. and Kuikka, S. 2006, Operational management procedures: An introduction to the use of evaluation framework. *Developments in Aquaculture and Fisheries Science*, 36: 379-407.
- Kimura, D.K. and Chikuni, S. 1987, Mixtures of empirical distributions: an iterative application of the age-length key. *Biometrics* 43: 23-35.
- Lee, L.K. and Yeh, S.Y. 2007, Age and growth of South Atlantic albacore – a revision after the revelation of otolith daily ring counts. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 60(2): 443-456.
- Penney, A. 1994. Morphometric relationships, annual catch-at-size for South African-caught South Atlantic albacore (*Thunnus alalunga*). *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 42(1): 371-382.
- Santiago, J. 1993, A new length-weight relationship for the North Atlantic albacore. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 40(2): 316-319.
- Santiago, J. 2004, Dinámica de la población de atún blanco (*Thunnus alalunga*, Bonaterre 1788) del Atlántico Norte. Tesis Doctoral, Univ. País Vasco, 354 pp.
- Santiago, J. and Arrizabalaga, H. 2005, "An integrated growth study for North Atlantic albacore (*Thunnus alalunga* Bonn. 1788)." *Ices J. Mar. Sci.* 62: 740-749.
- Schrippa, M.J. 2009, Construction and evaluation of a two-sex assessment model for North Atlantic albacore (SCRS/2009/148).
- Serchuk, F.M. and Grainger, R.J.R. 1992, Development of the basis and form of ICES fisheries management advice: Historical background (1976-1990) and the new form of ACFM advice (1991-??). *ICES CM* 1992/Assess: 20.
- Williams, A.J., Farley, J.H., Hoyle, S.D., Davies, C.R., Nicol, S.J. 2012, Spatial and Sex-specific Variation in Growth of Albacore Tuna (*Thunnus alalunga*) across the South Pacific Ocean. *PLoS ONE* 7(6): e39318. doi:10.1371/journal.pone.0039318.

TABLAS

Tabla 1. CAA estimada para el atún blanco del norte.

Tabla 2. Tallas medias por edad trimestrales y desviaciones estándar utilizadas para generar distribuciones de talla por edad utilizando Kimura-Chikuni.

Tabla 3. Nivel de F objetivo, umbral de biomasa y niveles límite de biomasa que tienen que utilizarse para informar a la Comisión para su determinación de "elevada probabilidad" y "lo antes posible", sujeto al marco de decisión de la Rec. 11-13.

Tabla 4. Especificaciones y ensayos del modelo MFCL (todos los ensayos alternativos son como el ensayo base con la excepción de los cambios especificados).

Tabla 5. Resultados clave estimados mediante ensayos base y alternativos de MFCL (los valores en rojo indican que los niveles de referencia se sitúan por debajo de RMS). Los valores de F/F_{RMS} , B/B_{RMS} y SSB/SSB_{RMS} son promedios de los valores de los tres últimos años de las trayectorias estimadas del modelo, sin incluir el año final.

Tabla 6. Desviación estándar del esfuerzo para cada serie de CPUE de cada modelo.

Tabla 7. Resumen de las series de CPUE para aportar información a ASPIC en cada escenario.

Tabla 8. Parámetros estimados para el modelo Schaefer para los siete escenarios probados.

Tabla 9. Descripción de los ensayos exploratorios de Stock Shynthesis.

Tabla 10. Errores cuadráticos medios residuales de los ensayos exploratorios SS.

Tabla 11. Descripción de los ensayos exploratorios de Stock Shynthesis.

Tabla 12. Estimaciones del modelo VPA para el atún blanco del Atlántico norte de los parámetros de reclutamiento del stock Beverton-Holt (BH), rendimiento máximo sostenible, estado del stock en 2011 y probabilidad de $SSB > SSB_{RMS}$ y $F < F_{RMS}$ (cuadrante verde en el diagrama de fase de Kobe) a partir del caso base del modelo y de los ensayos de sensibilidad influyentes. Cabe señalar que los niveles de referencia y las estimaciones sobre el estado del stock para el ensayo de sensibilidad del índice de palangre japonés no se presentaron debido a la ausencia de ajuste de la curva de reclutamiento del stock de las estimaciones realizadas mediante VPA.

Tabla 13. Descripciones de la flota utilizadas en los modelos ASPIC para el atún blanco del Atlántico sur.

Tabla 14. Capturas (t) para cada flota para ASPIC para el atún blanco del Atlántico sur incluidas en la Tabla 13.

Tabla 15. Series de CPUE estandarizadas incluidas en los modelos ASPIC para el atún blanco del Atlántico sur.

Tabla 16. Detalles de los ensayos del modelo de ASPIC para el atún blanco del Atlántico sur.

Tabla 17. Resultados de los ensayos del modelo ASPIC para el atún blanco del Atlántico sur junto con los de la evaluación de 2011.

Tabla 18. Escenarios de análisis de sensibilidad para los ensayos del modelo ASPIC para el atún blanco del Atlántico sur.

Tabla 19. Especificaciones del modelo para los ensayos del modelo BSP del Atlántico sur. Los ensayos del modelo F1-F4 son los casos base. Para los análisis de sensibilidad, las especificaciones son las mismas que las del caso base, a excepción de las indicadas.

Tabla 20. Valores medios posteriores marginales de los parámetros (CV entre paréntesis) para los cuatro casos base BSP.

Tabla 21. Probabilidad según la matriz de estrategia de Kobe II de que el atún blanco del norte se sitúe en el cuadrante verde en el tiempo, utilizando los parámetros HCR indicados.

Tabla 22. Matriz de riesgo de Kobe II para la ratio de B y la ratio de F (probabilidad de no superar el nivel de RMS) basada en los resultados de ASPIC para el atún blanco del Atlántico sur.

Tabla 23. Matrices de estrategia de Kobe II para cada ensayo del modelo BSP.

Tabla 24. Matrices de Kobe II para los ocho escenarios combinados en el Atlántico sur.

FIGURAS

Figura 1. Captura por edad total (CAA) para el atún blanco del Atlántico norte.

Figura 2. Captura por edad parcial por flota.

Figura 3. CPUE compuesta de curricán en fases trimestrales elaborada mediante la metodología aplicada en Anon. 2009, pero utilizando un GLM para ajustar los periodos de solapamiento.

Figura 4. CPUE compuesta de curricán en fases anuales elaborada mediante la metodología aplicada en Anon. 2009, pero utilizando un GLM para ajustar los periodos de solapamiento.

Figura 5. Matriz de correlación para los índices del stock septentrional. El color azul indica una correlación positiva y el rojo una correlación negativa. El orden de los índices y los rectángulos se escogió basándose en el análisis jerárquico de conglomerados utilizando un conjunto de diferencias para los índices conglomerados.

Figura 6. Matriz de correlación para los índices del stock meridional. El color azul indica una correlación positiva y el rojo una correlación negativa. El orden de los índices y los rectángulos se escogió basándose en el análisis jerárquico de conglomerados utilizando un conjunto de diferencias para los índices conglomerados.

Figura 7. Mapa de las tres mejores capturas mensuales de atún blanco (1) durante la primera fase del periodo, (2) en años recientes, mostrando las zonas principales aproximadas con mayores capturas de atún blanco de las flotas de palangre (a) de Taipei Chino y (b) de Japón en el Atlántico norte y sur (todas las capturas mensuales de atún blanco de cada periodo se representan aleatoriamente en cada cuadrícula de 5°).

Figure 8. CPUE nominal para Taipei Chino y Japón entre 20°N-40°N y al oeste de 30°W.

Figura 9. Porcentaje de esfuerzo pesquero con más del 50% de captura de atún blanco para los stocks del Atlántico norte (9a) y del sur (9b).

Figura 10. Tallas de las zonas en las que pescan atún blanco los palangreros en el Atlántico norte y Atlántico sur: número de cuadrículas de 5x5 con al menos 1 t de captura de atún blanco en un mes para el stock del Atlántico sur, para los palangreros de Taipei Chino y de Japón.

Figura 11. Representación esquemática de los elementos clave de la *Recomendación de ICCAT sobre los principios para la toma de decisiones sobre medidas de conservación y ordenación de ICCAT* [Rec. 11-13].

Figura 12. Forma genérica de la HCR recomendada por el SCRS (SCRS, 2011). B_{limit} es el punto de referencia límite de la biomasa, $B_{Threshold}$ es el punto de la biomasa en el que deben adoptarse acciones de ordenación cada vez más estrictas a medida que la biomasa descende y F_{target} es la tasa de mortalidad por pesca objetivo que se aplicará de tal forma que sea inferior a F_{RMS} con una "elevada probabilidad" [Rec. 11-13].

Figura 13. Cambio en las distribuciones por tallas (eje Y, en cm) de la captura en la flota de Taipei Chino a lo largo del tiempo (eje X, en años).

Figura 14. Curva de crecimiento utilizada en el caso base de MULTIFAN-CL

Figura 15. Biomasa estimada a lo largo del tiempo estimada mediante el caso base de MFCL.

Figura 16. Reclutamiento a lo largo del tiempo estimado mediante el caso base de MFCL.

Figura 17. F por grupo de edad a lo largo del tiempo estimada mediante el caso base de MFCL.

Figura 18. Caso base de MFCL: a) CPUE normalizada y b) desviaciones del esfuerzo para las flotas utilizadas en el ajuste del modelo.

Figura 19. Selectividades para cada pesquería estimadas mediante el caso base de MFCL.

Figura 20. Relación stock-reclutamiento estimada mediante el caso base de MFCL.

Figura 21. Curva de rendimiento estimada mediante el caso base de MFCL.

Figura 22. Biomasa actual con respecto a la biomasa en RMS.

Figura 23. Biomasa actual del stock reproductor con respecto a la biomasa del stock reproductor en RMS.

Figura 24. F actual con respecto a la F en RMS.

Figura 25. Ajuste del caso base del modelo a los datos de frecuencias de tallas por pesquerías.

Figura 26. Valores residuales del caso base del modelo para el ajuste a los datos de frecuencias de tallas por pesquerías.

Figura 27. Trayectorias de biomasa en el tiempo estimadas mediante el modelo para el caso base y para ensayos alternativos.

Figura 28. Selectividades estimadas en el Alt 1 del modelo MFCL para las tres pesquerías de palangre de Taipei Chino.

Figura 29. Vector de mortalidad natural específico de la edad incluido en el ensayo Alt. 5.

Figura 30. Perfil de verosimilitud de F/F_{RMS} para el caso base del modelo MFCL.

Figura 31. Perfil de verosimilitud de B/B_{RMS} para el caso base del modelo MFCL.

Figura 32. Diagrama de Kobe generado a partir del caso base del modelo MFCL. El punto negro indica los niveles de referencia estimados del modelo más recientes, mientras que la nube de puntos azules representa la incertidumbre de la estimación actual.

Figura 33. Gráfico de tarta de Kobe, que caracteriza la probabilidad de que el estado actual del stock se halle en cada cuadrante del gráfico de Kobe.

Figura 34. B/B_{RMS} y F/F_{RMS} estimadas para los siete escenarios probados.

Figura 35. Diagrama de Kobe para los 7 escenarios probados. En azul: tendencias estimadas de B/B_{RMS} y F/F_{RMS} . En gris: coordenadas de los bootstraps de B/B_{RMS} y F/F_{RMS} de 2011.

Figura 36. Probabilidad de hallarse en diferentes zonas del diagrama de Kobe para las estimaciones sometidas a bootstrap de los siete escenarios probados.

Figura 37. Gráficos de densidad de B/B_{RMS} y F/F_{RMS} obtenidos mediante bootstrap para los siete escenarios probados.

Figura 38. Proyección de 20 años con mortalidad por pesca constante para los siete escenarios considerados.

Figura 39. Proyección de 20 años con captura constante para los siete escenarios considerados.

Figura 40. Proyecciones con captura constante para el escenario 4.

Figura 41. Proyecciones con captura constante para el escenario 5.

Figura 42. Error cuadrático medio residual (RMSE) para las series temporales de CPUE utilizadas en los ensayos exploratorios SS (cabe señalar que no se utilizaron las CPUE de las flotas 11 y 12).

Figura 43. Niveles de referencia de ordenación B/B_{RMS} para los diez ensayos exploratorios SS.

Figura 44. Niveles de referencia de ordenación F/F_{RMS} para los diez ensayos exploratorios SS.

Figura 45. Niveles de referencia de ordenación B/B_{RMS} para las once configuraciones posteriores exploratorias SS.

Figura 46. Niveles de referencia de ordenación F/F_{RMS} para las once configuraciones posteriores exploratorias SS.

Figura 47. Crecimiento y mortalidad natural utilizada para el ensayo 12 de SS.

Figura 48. Selectividades estimadas y ajuste resultante a las composiciones por tallas globales, sexos combinados, para el ensayo 12 de SS. Cabe señalar que no se incluyeron las flotas 11 y 12 en el ajuste del modelo.

Figura 49. Valores residuales Pearson, sexos combinados, para el ensayo 12 de SS.

Figura 50. Ajuste a las series temporales de CPUE utilizadas en el ensayo 12 de SS.

Figura 51. Biomasa del stock reproductor (abajo, izquierda), reclutamiento (arriba, izquierda), función stock-reclutamiento (abajo, derecha) y valores residuales de reclutamiento (arriba, derecha) para el ensayo 12 de SS.

Figura 52. Estimaciones de B/B_{RMS} para el caso base de MFCL y los ensayos 17, 17B y 17 C de SS.

Figura 53. Estimaciones de F/F_{RMS} para el ensayo 15 de SS (el ensayo similar a MFCL de SS) y los ensayos 17, 17B y 17 C de SS.

Figura 54. Estimaciones de reclutamiento para el caso base de MFCL y los ensayos 17, 17B y 17 C de SS.

Figura 55. Estimaciones de biomasa del stock reproductor para el caso base de MFCL y los ensayos 17, 17B y 17 C de SS.

Figura 56. Estimaciones de biomasa total para el caso base de MFCL y los ensayos 17, 17B y 17 C de SS.

Figura 57. Comparación de la B/B_{RMS} (arriba) y F/F_{RMS} (abajo) entre el caso base MFCL y SS, el ensayo 12 de SS y el SS de la evaluación de 2009 y el MFCL de la evaluación de 2009. Representan los ensayos finales considerados a partir de SS y MFCL en 2009 y 2013.

Figura 58. Datos de captura por edad, abundancia por edad estimada y mortalidad por pesca por edad estimada a partir del caso base del análisis de población virtual para el atún blanco del Atlántico norte.

Figura 59. Reclutamiento, abundancia del stock reproductor y biomasa del stock reproductor estimados a partir del caso base del análisis de población virtual para el atún blanco del Atlántico norte.

Figura 60. Ajustes del caso base del análisis de población virtual a los índices de abundancia de atún blanco del Atlántico norte. JPN_LL = palangre de Japón, CTP_LL_1 = palangre de Taipei Chino, periodo 1, CTP_LL_3 = palangre de Taipei Chino, periodo 3, USA_LL = palangre de Estados Unidos, ESP_TROLL = curricán de España, FRA_TROLL = curricán de Francia, ESP_BB = cebo vivo de España.

Figura 61. Error residual del caso base de VPA ajustado a los índices de abundancia.

Figura 62. Análisis de bootstrap de las estimaciones de abundancia por edad del caso base del VPA para el atún blanco del Atlántico norte. Las líneas negras muestran el ensayo determinista, las líneas azules muestran los bootstraps.

Figura 63. Análisis de bootstrap de las estimaciones de mortalidad por pesca por edad del caso base del VPA para el atún blanco del Atlántico norte. Las líneas negras muestran el ensayo determinista, las líneas azules muestran los bootstraps.

Figura 64. Análisis de sensibilidad de la mortalidad natural de atún blanco del Atlántico norte mediante análisis de población virtual. Mortalidad que varía con la edad: Edad-1=0,63, Edad-2=0,46, Edad-3=0,38, Edad-4=0,34, Edad-5=0,31, Edad-6=0,29, Edad-7=0,31, Edad-8+=0,50; mortalidad natural constante=0,3 en todas las edades.

Figura 65. Análisis de sensibilidad de los índices de atún blanco del Atlántico norte mediante análisis de población virtual. JPN_LL = palangre de Japón, CTP_LL = palangre de Taipei Chino, USA_LL = palangre de Estados Unidos, ESP_TROLL = curricán de España, FRA_TROLL = curricán de Francia, ESP_BB = cebo vivo de España.

Figura 66. Análisis de sensibilidad retrospectivo del reclutamiento y de la biomasa del stock reproductor (SSB) estimados a partir del caso base del VPA para el atún blanco del Atlántico norte, suprimiendo iterativamente de uno a cinco de los años más recientes de datos.

Figura 67. Diagrama de fase de Kobe sobre el estado del stock de atún blanco del Atlántico norte obtenido a partir del VPA. La X azul indica el estado del stock al inicio de la serie temporal, el punto azul indica el estado del stock en 2011, y los puntos en azul claro indican las estimaciones del estado del stock obtenidas a partir de iteraciones de bootstrap.

Figura 68. Diagrama de fase de Kobe que ilustra la probabilidad relativa del estado del stock de atún blanco del Atlántico norte obtenida mediante el VPA.

Figura 69. Proyecciones del estado del stock de atún blanco del Atlántico norte obtenidas a partir del VPA. De arriba a abajo: caso base del modelo, caso base del modelo sin incluir los índices de palangre de Estados Unidos y caso base del modelo con mortalidad natural dependiente de la edad.

Figura 70. Resumen de las estimaciones sobre el estado del stock utilizando diferentes modelos y escenarios.

Figura 71. Comparación de SSB/SSB_{RMS} (arriba) y F/F_{RMS} (abajo) de los casos base del modelo a partir de las cuatro plataformas de modelación. En el caso de ASPIC, se representa el ensayo 5 que incluye todas las series de CPUE.

Figura 72. Proyecciones retrospectivas del VPA.

Figura 73. Resultados de los análisis de sensibilidad y análisis retrospectivos para el Ensayo 8 de ASPIC para el atún blanco del Atlántico sur.

Figura 74. Ajustes del modelo BSP a los cuatro escenarios del caso base.

Figura 75. Distribuciones posteriores (línea continua) y previas (línea punteada) a partir de los cuatro ensayos del caso base del modelo BSP para el Atlántico sur.

Figura 76. Análisis retrospectivo, con proyecciones tras el último año de datos, utilizando las capturas reales, para el modelo Schaeffer (ensayo F1 izquierda, F2 derecha) del BSP para el atún blanco del Atlántico sur.

Figura 77. Valores residuales de CPUE (izquierda) y gráficos residuales qq-normal (derecha) para los cuatro ensayos del caso base del BSP para el Atlántico sur.

Figura 78. Análisis de sensibilidad para el BSP del Atlántico sur eliminando algunas series de CPUE, comparado con los casos base con ponderación igual o por captura. En todos los casos se utilizó la forma funcional Schaeffer.

Figura 79. Mediana de las trayectorias de la biomasa para los ensayos del modelo BSP del Atlántico sur con distribuciones previas alternativas. "Base" es el caso base. "Unif" es las distribuciones previas uniformes en r y K , y B_0/K fijado en 0,9, al igual que en los ensayos de ASPIC. "Unif(K)" tiene una distribución previa uniforme en K .

Figura 80. Distribuciones previas y distribuciones posteriores marginales para K y r para formulaciones alternativas de distribuciones previas, y B/B_{RMS} y F/F_{RMS} actuales para los ensayos con distribuciones previas alternativas.

Figura 81. Mediana de las trayectorias con intervalos de confianza del 80%, a partir de los cuatro casos de distribuciones previas alternativas del modelo BSP con distribuciones previas uniformes en r y K , y B_0/K fijado en 0,9, para el atún blanco del Atlántico sur.

Figura 82. Trayectorias de biomasa y de tasa de mortalidad por pesca para el atún blanco del Atlántico sur.

Figura 83. Diagramas de fase de Kobe para el atún blanco del Atlántico sur. El año terminal es 2011 (triángulo negro).

Figura 84. Gráficos de tarta de Kobe del estado en 2011, para los ocho modelos por separado, y para todos los modelos combinados para el atún blanco del Atlántico sur.

Figura 85. Probabilidad proyectada de situarse en "verde" en diferente escalas temporales para las diferentes combinaciones de los parámetros HCR, tal y como se ha indicado. La columna de la izquierda representa un marco temporal de 20 años (1 generación media +10 años -un valor utilizado a veces para los stocks muy mermados). La columna central, representa un marco de 9 años (una generación media) y la columna situada en el extremo derecho, un marco temporal de 5 años. Las filas representan los niveles de Bumbal (0,6 B_{RMS} , 0,8 B_{RMS} y B_{RMS} para las filas superior, media e inferior, respectivamente).

Figura 86. Proyección futura (15 años) de la ratio de B (B/B_{RMS}) y la ratio de F (F/F_{RMS}) para cuatro ensayos ASPIC para el atún blanco del Atlántico sur con capturas constantes.

Figura 87. Proyección futura (15 años) de la ratio de B (B/B_{RMS}) y la ratio de F (F/F_{RMS}) para cuatro ensayos ASPIC para el atún blanco del Atlántico sur con F constante.

Figura 88. Rendimiento predicho para proyecciones futuras (15 años) para cuatro ensayos de ASPIC para el atún blanco del Atlántico sur, asumiendo una F constante.

Figura 89. Mediana de las proyecciones en los cuatro ensayos del caso base BSP para el atún blanco del Atlántico sur, con una política de captura constante o de F constante.

Figura 90. Probabilidad de situarse en el cuadrante verde ($B > B_{RMS}$ y $F < F_{RMS}$), para los ocho escenarios combinados en el Atlántico sur.

Figura 91. Proyecciones de Kobe para el Atlántico sur para los modelos ASPIC y BSP.

APÉNDICES

Apéndice 1. Orden del día

Apéndice 2. Lista de participantes.

Apéndice 3. Lista de documentos