

## INFORME DE LA REUNIÓN ICCAT DE 2017 DE EVALUACIÓN DEL STOCK DE PEZ ESPADA DEL ATLÁNTICO

(Madrid, España, 3-7 de julio de 2017)

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

La reunión se celebró en la Secretaría de ICCAT en Madrid, del 3 al 7 de julio de 2017. El Dr. Rui Coelho (UE-Portugal), coordinador del Grupo de especies ("el Grupo") y presidente de la reunión, inauguró la reunión y dio la bienvenida al co-relator (Dr. Humber Andrade) y a los participantes. El Dr Miguel Neves dos Santos (Secretario ejecutivo adjunto y coordinador científico de ICCAT) se dirigió al Grupo en nombre del Secretario Ejecutivo de ICCAT, dio la bienvenida a los participantes y resaltó la importancia de la reunión debido al hecho de que el estado de los stocks de pez espada del Atlántico no se ha evaluado desde hace cuatro años. El Presidente procedió a examinar el orden del día, que fue adoptado sin 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 resúmenes de todos los documentos SCRS presentados a la reunión se adjuntan en el **Apéndice 4**. Los siguientes participantes actuaron como relatores:

<i>Sección</i>	<i>Relatores</i>
Puntos 1, 11	M. Neves dos Santos
Punto 2	P. De Bruyn, C. Palma, D. Rosa
Punto 3	A. Hanke, F. Arocha, H. Andrade
Punto 4	M Ortiz, J. Costa, H. Andrade
Puntos 5, 6	E. Babcock, M Ortiz, M. Schirripa, L. Kell, H. Winker
Punto 7	E. Babcock, M. Schirripa, L. Kell, H. Winker
Punto 8	D. Die, F. Arocha
Punto 9	R. Coelho, D. Die, M. Neves dos Santos, G. Diaz
Punto 10	P. De Bruyn, D. Die, G. Diaz, R. Forselledo
Relator de datos	H. Andrade

### 2. Resumen de los datos disponibles enviados antes de la fecha límite para la evaluación (30 de abril de 2017)

Durante la reunión de preparación de datos de pez espada, el Grupo acordó establecer una fecha límite (30 de abril de 2017) para incorporar todas las revisiones proporcionadas por las CPC de los datos estadísticos pesqueros básicos (Tarea I y Tarea II). La Secretaría preparó los conjuntos de datos finales (incluidas las estimaciones de CATDIS y CAS).

#### 2.1 Capturas

Las capturas finales nominales de Tarea I (T1NC) de ambos stocks del Atlántico (SWO-N y SWO-S) se presentan en la **Tabla 1** y la **Figura 1**. Las estimaciones de captura preliminar de 2016 (incluidos los envíos de Tarea I y los traspasos) se utilizaron solo para las proyecciones.

#### 2.2 Biología

En el documento SCRS/2017/133 se presentaba un modelo de distribución de especies (SDM) para el pez espada con un marco de idoneidad de hábitat. Actualmente, el modelo integra profundidad del océano, promedio anual estimado total de clorofila, oxígeno y temperatura. Se usan las predicciones del modelo y las distribuciones generales de las capturas de pez espada del Atlántico norte como criterios para la inclusión y tratamiento de las variables. Las pruebas iniciales demostraron que el hábitat no se puede predecir usando únicamente datos de temperatura y el oxígeno. La inclusión de la productividad media anual espacial a través de la clorofila mejoró notablemente las predicciones de distribución. La formulación actual predice la migración estacional de norte a sur en el Atlántico norte, pero también predice alta

abundancia en zonas con bajas capturas de pez espada. Unos datos mejorados que varíen en el tiempo para la productividad del ecosistema relevante para el pez espada podrían resolver este problema, pero podrían seguir faltando características importantes del hábitat.

El Grupo resaltó que sería útil contar con más marcas procedentes de una zona más amplia para respaldar los patrones de utilización de la temperatura y la profundidad (conforme al plan de trabajo de pez espada). El Grupo sugirió que las elevadas capturas en las zonas de baja abundancia predicha podrían estar relacionadas con características del fondo, y se mencionó que podría añadirse una nueva capa al modelo para incluir estas características. Se indicó también que el modelo debería ampliarse al Mediterráneo, que actualmente no está incluido. Este es un modelo inicial que incluía clorofila para predecir la utilización del hábitat del pez espada, pero está previsto que las mejoras realizadas al modelo subirán la clorofila a niveles más elevados de la cadena alimentaria, lo que, potencialmente, captará mejor la utilización del hábitat del pez espada. El Grupo reconoció la importancia de este trabajo y de su continuidad, ya que puede proporcionar información valiosa sobre el uso del hábitat y los límites del stock de pez espada.

### **2.3 Composiciones de tallas**

Las frecuencias de talla de Tarea II (T2SZ) presentadas, que incluyen varias revisiones (siendo las más relevantes las correcciones de la serie de Taipei Chino de palangre para 1980-2007 y la de Estados Unidos para 1962-1985 para varios artes) se utilizaron para preparar los archivos de entrada de stock synthesis (SS), clasificados por la estructura de la flota del modelo SS (SS-fleet). Se crearon las muestras de frecuencias de talla por stock, año, flota de SS y estratos de arte a partir de la T2SZ para el pez espada disponible en la base de datos de ICCAT. No se incluyeron las muestras de talla declaradas como categoría de peso, y también se excluyeron medidas de talla de intervalos de 10 cm o superiores. Todos los datos de talla se estandarizaron a medidas de LJFL, y los peces de más de 450 cm se consideraron datos atípicos y fueron eliminados. Para una observación de frecuencia de tallas determinada, se requería un mínimo de 100 peces medidos para que fuera utilizada en el modelo SS. La Secretaría proporcionó también una actualización de las estimaciones de captura por talla (CAS, 1978-2015) para los stocks del Atlántico norte y sur.

### **2.4 Otros datos pertinentes**

La Secretaría actualizó también las estimaciones de CATDIS (1950-2015) (**Figuras 2 y 3**), con el fin de reflejar la T1NC de pez espada más actualizada. Posteriormente se utilizó CATDIS (en lugar de T1NC, que incluye pocos detalles de zona-área) como entrada para los modelos SS, como serie de captura de extracciones de biomasa por stock.

## **3. Datos de captura, lo que incluye captura por talla y tendencias de las pesquerías**

Se actualizaron las CAS para ambos stocks de pez espada del Atlántico (SWO-N y SWO-S) (revisión al periodo 1978-2013 y nuevas estimaciones para el periodo 2014-2015) para reflejar la actual T1NC en el equivalente en peso (número transformado a peso). La metodología utilizada (en particular los criterios de sustitución) fue revisada por este grupo durante la reunión de preparación de datos de pez espada de 2017 (Anón. in press a). Toda la nueva información revisada, recibida hasta la fecha límite, se utilizó en las estimaciones. Las **Tablas 2 y 3** presentan, respectivamente, las matrices totales de CAS para el pez espada del norte y del sur. La **Figura 4** muestra los pesos medios (kg) de ambos stocks del Atlántico.

## **4. Índices de abundancia relativa: visión general de los índices a utilizar - obtenidos a partir de datos e índices de CPUE - fecha límite (30 de abril de 2017)**

### **4.1 Índices de abundancia relativa - norte**

Durante la reunión de preparación de datos se presentaron y discutieron varios índices para el Atlántico norte: Canadá, Japón, Marruecos, UE-Portugal y Estados Unidos. La mayoría se consideraron adecuados como datos de entrada para los modelos de evaluación del stock. Sin embargo, el Grupo solicitó a Canadá y Japón que proporcionaran actualizaciones basadas en los comentarios del grupo y también pidió a UE-España que presentara una serie de CPUE actualizada con un documento de apoyo. Además, el Grupo

decidió llevar a cabo un trabajo en colaboración entre los científicos nacionales para calcular un índice de biomasa combinado para el Atlántico norte.

El documento SCRS/2017/137 presentaba un índice de abundancia de biomasa combinado y actualizado para el stock de pez espada del Atlántico norte para 1963-2015. En este documento, el índice de abundancia estandarizado en términos de biomasa, desarrollado en las reuniones del SCRS de 2006, 2008 y 2012 para las evaluaciones de pez espada del Atlántico norte, se revisó y actualizó con datos hasta 2015 inclusive. Se utilizaron procedimientos de modelación lineal generalizada (GLM) para estandarizar los datos de captura (biomasa) y esfuerzo (número de anzuelos) de pez espada de las principales flotas palangreras que operan en el Atlántico norte: Estados Unidos, UE-España, Canadá, Japón, Marruecos y UE-Portugal. Como en pasados análisis, los efectos principales incluían: año, área, trimestre, una variable nación-operación que refleja las diferencias de arte y operativas que se cree que influyen en la capturabilidad del pez espada y una variable objetivo para tener en cuenta las mareas en las que las operaciones pesqueras variaban en función de la principal especie objetivo. También se evaluaron las interacciones entre los principales factores

El Grupo discutió los resultados a la luz de las posibles ventajas y desventajas de utilizar índices combinados o separados como datos de entrada en los modelos. El Grupo advirtió que había una laguna (1971-1974) y que las diferencias entre las CPUE estandarizadas y nominales eran mayores al inicio de la serie temporal cuando solo estaban disponibles datos de Canadá y Japón. Además, se indicó que las escalas de las estimaciones estandarizadas calculadas para el periodo previo y posterior a la laguna muy al inicio de la serie temporal, eran diferentes. Se señaló que el modelo predecía grandes intervalos de confianza para los primeros años en comparación con el periodo reciente, para el que se dispone de más información. Se recomendó incluir en la evaluación las estimaciones anuales de la varianza del índice estandarizado, cuando fuera posible.

El documento SCRS/2017/105 comunicaba las tasas de captura estandarizadas de pez espada de la flota de palangre de superficie española en el Atlántico norte. Se utilizaron modelos lineales generalizados con una aproximación lognormal (GLM) para actualizar las tasas de captura estandarizadas (en número y peso de los peces) de la flota de palangre de superficie española dirigida al pez espada para el periodo 1986-2015. Se tuvieron en cuenta los factores año, área, trimestre, arte y cebo así como la estrategia pesquera basándose en la ratio entre las dos especies predominantes y más valoradas por los patrones de pesca. Se llevaron a cabo algunos análisis de sensibilidad sobre la estructura del modelo: caso base - año no incluido en las interacciones, caso alternativo - año incluido en las interacciones de efectos aleatorios. El caso base del modelo usado explicó el 51% y 53% de la variabilidad de la CPUE en número y peso, respectivamente.

El Grupo observó que las tendencias de la CPUE estandarizada eran planas y que los coeficientes de variaciones eran muy bajos. A pesar de la tendencia plana global, había un aumento en los valores de la CPUE a finales de los 90, cuando la flota española cambió el arte de multifilamento por el de monofilamento. Los ratios de captura se utilizaron como una aproximación para la estrategia de pesca en función de la especie objetivo. Se discutieron las posibles desventajas (o ventajas) de utilizar este enfoque, pero el grupo consideró que las estimaciones presentadas son la mejor información disponible y que merece la pena utilizarlas en la evaluación de stock.

El documento SCRS/2017/107 presentaba CPUE estandarizadas actualizadas en número de peces por edad para el Atlántico norte para la flota de palangre española. En los cálculos se utilizaron modelos lineales generalizados con un enfoque lognormal (GLM) a partir de mareas realizadas por la flota de palangre de superficie que captura pez espada en el Atlántico norte. Los índices fueron desarrollados para un periodo de 34 años (1982-2015) usando un modelo de crecimiento tipo sexos-combinado para determinar la edad a partir de los datos de talla por marea. Los criterios usados para definir las áreas, periodos y modelos fueron similares a los aplicados en documentos presentados a la última evaluación de stock. El modelo también tiene en cuenta otros factores como el tipo de arte y el tipo de marea (como aproximación de la especie objetivo) para reflejar dos importantes cambios en la estrategia de pesca que se produjeron en periodos recientes. Los casos base explicaron entre el 42% y 44% de la variabilidad de la CPUE. El índice de CPUE estandarizado para la edad 1 sugiere una tendencia creciente del reclutamiento entre 1997 y 2012.

Los resultados sugieren una correlación positiva entre la CPUE estandarizada de la edad 1 y la oscilación multidecenal del Atlántico (AMO), pero una correlación negativa con la oscilación del Atlántico Norte (NAO). El Grupo reconoce que la investigación de las correlaciones entre el reclutamiento y los índices climatológico y oceanográfico resulta útil. Además, el Grupo indicó que las correlaciones entre las CPUE

estandarizadas de una determinada edad y las estimaciones de las edades posteriores con un desfase no eran siempre evidentes. El Grupo reconoció también los inconvenientes de utilizar el método de separación filo de cuchillo para convertir la talla en edad cuando no hay claves de edad-talla disponibles para la mayor parte del periodo analizado. Se debatió la dependencia intrínseca de las CPUE estandarizadas calculadas para los diferentes grupos de edad, ya que algunos de los métodos de evaluación de stock demandan índices de abundancia relativa independientes.

Tras ciertas consideraciones, el Grupo decidió usar la CPUE estandarizada específica de la edad en los modelos de evaluación SS, mientras que la CPUE para la edad 4 podría ser una alternativa a los modelos de producción con el fin de estimar una aproximación para la biomasa reproductora.

El documento SCRS/2017/144 comunicaba la CPUE estandarizada del pez espada de la flota de palangre atunera de Taipei Chino en el Atlántico norte. Se utilizó un modelo lineal generalizado para estimar las CPUE estandarizadas del pez espada capturado por la pesquería atunera de palangre de aguas distantes de Taipei Chino entre 1968 y 2015. Se consideraron cuatro periodos 1968-2015, 1968-1989, 1990-2015 y 1997-2015 y la información sobre el tipo de operación (el número de anzuelos por cesta (HPB) para el modelo de 1997-2015) con el fin de tener en cuenta los cambios en la estrategia de pesca en función de la especie objetivo en esta pesquería. Los HPB no explicaban gran parte de la variabilidad de la CPUE. Los índices de abundancia desarrollados para el pez espada para 1968-1989, 1990-2015 y 1997-2015 presentaban tendencias casi idénticas a las derivadas del modelo para todo el periodo (1968-2015). La tendencia de la CPUE estandarizada del pez espada empezó a descender a principios de los 70, pero aumentó rápidamente desde 1989 a 1990, y posteriormente no cambió mucho desde 1997 hasta el final de la serie temporal. La diferencia entre la CPUE estandarizada de 1989 y 1990 era grande, lo que indicaba una discontinuidad debida a un importante cambio en la estrategia de pesca. A comienzos de los 90, la flota pasó de dirigirse al atún blanco a dirigirse al patudo. La reducción proporcional de la devianza era baja, lo que indica que la mayor parte de la variabilidad en la CPUE no podría ser explicada por las variables incluidas en los modelos.

Las CPUE estandarizadas de Taipei Chino no estaban disponibles en la reunión de preparación de datos y no fueron discutidas en el periodo intersesiones. Por tanto, el Grupo decidió no considerarlas en los casos base sino en los análisis de sensibilidad. Sin embargo, el Grupo insta encarecidamente a que estas series se desarrollen más.

Los índices de CPUE estandarizada seleccionados para ser considerados en los análisis de evaluación de stock se incluyen en la **Tabla 4** y en la **Figura 5**. La **Figura 6** muestra el índice de biomasa combinado del Atlántico norte usado en los modelos de producción.

#### **4.2 Índices de abundancia relativa - sur**

Durante la reunión de 2017 de preparación de datos de pez espada, se presentaron las CPUE estandarizadas de tres CPC (Brasil, Japón y Uruguay) (Anón. In press a). El Grupo solicitó a Japón que proporcionara actualizaciones basadas en los comentarios del grupo y también pidió a UE-España que presentara una serie de CPUE actualizada con un documento de apoyo. Se contactó con Taipei Chino y Sudáfrica para que aportaran series de CPUE.

La actualización del índice de CPUE japonés no fue completada a tiempo para poderla usar en los modelos de evaluación, pero el trabajo continúa. Por lo tanto, el Grupo decidió utilizar las estimaciones presentadas en la reunión de preparación de datos como entrada para los modelos de evaluación del stock ya que las series japonesas aportan información importante sobre los primeros años de las pesquerías. Además, la serie japonesa se separará en dos partes (1990-2005 y 2006-2015) con el fin de tener en cuenta los importantes cambios en las pesquerías que dieron lugar a grandes cambios en las capturas, principalmente en los 2000. Esta decisión está respaldada por las estadísticas de las capturas, tal y como aparecen en el informe anual de Japón, que fue mostrado por el científico japonés presente en la reunión de evaluación de stock.

El documento SCRS/2017/106 proporcionaba tasas de captura estandarizadas y actualizadas del pez espada (número y peso) de la flota de palangre española en el Atlántico sur para el periodo 1989-2015. Las CPUE estandarizadas actualizadas se estimaron utilizando un modelo lineal generalizado. Al igual que en los análisis realizados para el Atlántico norte (SCRS/2017/105), año, área, trimestre, cebo y tipo de marea

se consideraron variables explicativas. Las ratios de captura se utilizaron como una aproximación para la estrategia de pesca en función de la especie objetivo. Se llevaron a cabo análisis de sensibilidad sobre la estructura del modelo: caso base - año no incluido en las interacciones, caso alternativo - año incluido como interacciones de efectos aleatorios. El caso base del modelo explicó el 65% y 71% de la variabilidad de la CPUE en número y peso, respectivamente.

Las series temporales de las CPUE estandarizadas eran planas a lo largo de los años y los coeficientes de variación eran muy bajos. Se recordó que las mismas interacciones consideraciones con respecto al uso de las ratios entre las capturas de especies (en este caso pez espada y tintorera) del Atlántico norte se aplican también en el Atlántico sur. Sin embargo, el Grupo recomendó que la serie temporal española fuera considerada en los modelos de evaluación de stock.

El documento SCRS72017/145 presentaba las CPUE estandarizadas de la pesquería atunera de palangre de aguas distantes de Taipei Chino en el Atlántico sur para el periodo 1968-2015. Se utilizaron modelos lineales generalizados para analizar las tasas de captura con el fin de estimar las CPUE estandarizadas. Se consideraron cuatro periodos de tiempo (1968-2015, 1968-1990, 1991-2015 y 1998-2015). Las variables explicativas consideradas fueron año, temporada y área. También se incluyó el número de anzuelos por cesta (HPB) como variable explicativa al analizar el periodo 1998-2015. Las CPUE estandarizadas calculadas para los periodos de 1968-1990 y 1991-2015 eran similares a las estimadas basándose en todo el conjunto de datos en los periodos en que los que las etapas de tiempo se solapan. La inclusión de HPB en el modelo utilizado para analizar 1998-2015 no cambiaba mucho las estimaciones estandarizadas y no dio lugar a mucha reducción de la devianza. En general, la serie de CPUE estandarizada para el pez espada del Atlántico sur descendió en los 70, pero mostró una tendencia plana desde mediados de los 70 hasta finales de los 80. Se produjo un aumento desde 1989 hasta 1990, seguido de una tendencia descendente hasta el final de la serie temporal.

El Grupo indicó que la tendencia de la CPUE estandarizada calculada para el Atlántico sur era similar a la calculada para el norte. Además, al igual que para el Atlántico norte, existía una discontinuidad entre 1989 y 1990 para el Atlántico sur, en el sentido de que la diferencia entre las estimaciones para estos dos años era muy elevada debido a un cambio en la especie objetivo.

El documento SCRS/2017/138 explicaba que el pez espada es una especie objetivo en la flota de palangre pelágico de Sudáfrica que opera en la costa este y oeste de Sudáfrica. Se llevó a cabo una estandarización de la CPUE del pez espada de la flota de palangre sudafricana para la serie temporal de 2004-2015 utilizando un modelo mixto aditivo generalizado (GAMM) con un error de distribución Tweedie. Las variables explicativas del modelo final incluían año, mes, posición geográfica (latitud y longitud) y un factor de especie objetivo con dos niveles, derivado agrupando clasificaciones PCA transformadas mediante raíz cuarta de la composición de la captura normalizada. El buque se incluyó como efecto aleatorio. La CPUE del pez espada tenía una tendencia estacional definitiva, con tasas de captura más elevadas en invierno y menos elevadas en verano. El análisis de la CPUE estandarizada indica una tendencia constantemente descendente durante el periodo 2004-2012, seguida de un notable aumento entre 2012 y el último año de la evaluación, 2015.

El Grupo reconoció esta nueva serie y se mostró de acuerdo en considerarla para la evaluación de stock.

Los índices de CPUE estandarizada seleccionados para ser considerados en los análisis de evaluación de stock se incluyen en la **Tabla 5** y en la **Figura 7**.

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

### 5.1. Atlántico norte

#### 5.1.1 ASPIC/BioDyn

##### *BioDyn*

Para tener en cuenta la incertidumbre acerca de la dinámica del stock y la calidad de los datos, el SCRS considera de forma rutinaria una gama de escenarios que incluye conjuntos de datos y estructuras de

modelo alternativas para un único stock. Al ejecutar múltiples escenarios, sin embargo, los modelos deben compararse y validarse antes de poder proporcionar asesoramiento. Esto es difícil cuando se han considerado diferentes modelos y conjuntos de datos. La verificación cruzada es una técnica para validar modelos evaluando su capacidad de predicción. Es conceptualmente simple, con pocos supuestos paramétricos o teóricos, y por tanto, puede utilizarse para hacer comparaciones entre los conjuntos de datos y las estructuras del modelo. Las predicciones del modelo deberían compararse con observaciones en vez de con cantidades como la mortalidad por pesca ( $F$ ) y la biomasa del stock reproductor ( $SSB$ ) que no pueden ser observadas, sino se corre el riesgo de elegir las soluciones del modelo subjetivamente. Si los datos (por ejemplo, CPUE y capturas) se consideran representativos de la dinámica del stock, pueden usarse como una medida de validación independiente del modelo.

Para solucionar esto, se llevó a cabo un ensayo de continuidad para el escenario ASPIC realizado en 2013, es decir, para una función de producción logística y un índice de CPUE combinado, utilizando los conjuntos de datos disponibles en 2017 (CPUE y captura hasta 2015 inclusive). El análisis realizado usando BioDyn se adjunta como **Apéndice 5**. El método se basa en los valores residuales de la predicción. Esto demostró que a medida que se dispone de nuevos datos, en años recientes, de niveles próximos a la biomasa en rendimiento máximo sostenible ( $B_{RMS}$ ), las evidencias respaldaban una función de producción Fox (desviada) más que una logística (simétrica).

### ASPIC

Para el stock de pez espada del norte, se realizó un ensayo de continuidad con un modelos de producción excedente (SPM) utilizando el mismo software (ASPIC-7) que en 2013, con una serie de captura para 1950-2015 y el índice de abundancia de la biomasa combinado (1963-2015). Este ensayo de continuidad utilizaba los mismos supuestos y la misma configuración que el caso base de 2013, asumiendo brevemente una función del modelo de producción logístico, estimando  $K$  y  $r$  y fijando el parámetro  $B1/K$  en 0,85.

#### 5.1.2 BSP2

El software BSP2 en Visual Basic fue utilizado para ejecutar modelos de producción excedente bayesianos para el Atlántico norte, como se hizo en la evaluación de 2013. El software BSP2 es una variación del software BSP, que está incluido en el catálogo de software de ICCAT, y está escrito en un lenguaje de programación antiguo. El Grupo decidió utilizar el software BSP2, pero recomendó que el método fuera revisado para ejecutarlo en un lenguaje más moderno, y que se incluyese el software revisado en el catálogo de ICCAT.

El caso base del modelo tenía forma de función Schaefer, que asume que el rendimiento máximo sostenible (RMS) se produce cuando la biomasa es la mitad de la biomasa sin explotar ( $K$ ). Se utilizó la versión de la ecuación diferencial de BSP2, por lo que la tasa de mortalidad por pesca se estimó como una tasa instantánea en lugar de una tasa de captura proporcional.

La distribución previa para  $r$  era lognormal, con una media de 0,424 y logsd de 0,40, la misma que en la evaluación de 2013 (SCRS/2013/100). La distribución previa para  $K$  era uniforme en  $\log(K)$  entre  $\log(500 \text{ t})$  y  $\log(1.000.000 \text{ t})$ . La distribución previa para la ratio de biomasa inicial ( $B_{1950}/K$ ) era lognormal con una media de 0,875 y una logsd de 0,25 con límites en 0,001 y 3,5. La constante de proporcionalidad  $q$  para cada serie se estimó con una distribución previa uniforme no informativa entre 0,000000001 y 2.

Para el caso base, se utilizó el índice combinado como índice de abundancia (SCRS/2017/137). El CV del error de observación se introdujo como 0,23, que era aproximadamente la estimación MLE cuando se asignó a cada punto el mismo valor. El error de proceso era lognormal, con una desviación estándar logarítmica como parámetro fijo igual a 0,05.

Los ensayos de sensibilidad incluían un modelo de producción generalizado con  $B_{RMS}/K$  igual a 0,4 (parámetro de forma= 1,189) o 0,6 (parámetro de forma = 3,39), una distribución previa menos informativa para  $r$  (logsd=1), así como los índices por separado con varios métodos alternativos para establecer la desviación estándar del error de observación. Los ensayos de diagnóstico incluían un modelo pre datos post modelo (PMPD), que es un ensayo con un único punto de datos de CPUE para evaluar la influencia de las

distribuciones previas y las series temporales de captura en la dinámica estimada. Se llevaron a cabo análisis retrospectivos en los que los datos de CPUE eran truncados progresivamente a años anteriores, y la biomasa después del final de las series de CPUE se proyectó usando los datos de captura. Se llevó a cabo también un análisis por bootstrap, que incluía las series de CPUE por separado y posteriormente retiraba un índice cada vez (**Tabla 6**). Véase el **Apéndice 6** para más detalles sobre los métodos, diagnósticos y análisis de sensibilidad.

### 5.1.3 Stock Synthesis (SS)

#### Modelo inicial

Basándose en los datos presentados en la Reunión de preparación de datos de pez espada de 2017, el modelo Stock Synthesis se configuró usando siete pesquerías de palangre y una de "otros". Las pesquerías de palangre eran de UE-España, Estados Unidos, Canadá, Japón, UE-Portugal, Taipei Chino y Marruecos. Estas pesquerías respondieron de forma colectiva del 92% de los desembarques totales de pez espada del norte, y el resto de países y artes responden del restante 8%. La configuración SS utiliza una temporada, un área y dos sexos. Se disponía de muestras de talla para las ocho pesquerías desde aproximadamente 1978 a 2015. Se disponía de catorce índices de abundancia para ajustar las tendencias de la población (**Figura 8**).

La mortalidad natural para ambos sexos se fijó en 0,20 por edad. La madurez se estableció en el 50% a edad 5 y en el 100% posteriormente. La fecundidad se estableció como una función del peso corporal. Los parámetros de crecimiento se fijaron en valores desarrollados durante la reunión de 2017 de preparación de datos sobre pez espada (Anon 2017 in press a).

Para el Atlántico norte occidental, entre 1995 y 2011, las tasas de captura para dichas pesquerías en el Atlántico occidental tendían a descender mientras que las del este tendían a aumentar. Esto se investigó formulando hipótesis de que los fenómenos medioambientales estaban provocando que las densidades de la población cambien como consecuencia de que la oceanografía está cambiando (Goodyear et al., 2017). Esta hipótesis se desarrolló observando que diversos indicadores ecosistémicos habían cambiado de negativos a positivos (o viceversa) en 1995. El indicador que cubría la zona más grande y que había demostrado tener más influencia era la Oscilación Multidecadal del Atlántico (AMO) (Goodyear et al., 2017). Basándose en las regresiones entre los valores residuales de la CPUE y la AMO, la capturabilidad ( $q$ ) (todo el este) de la Edad\_1, Edad\_2, Edad\_4 y Edad 5+ de Canadá (oeste), Japón (oeste), UE-Portugal (este), Marruecos (este) y UE-España se convirtieron en función de la AMO (**Figura 9**).

La selectividad se modeló para que se basara en la talla para todas las edades (0-25) disponibles. Se permitió una selectividad con forma de cúpula para UE-España, Estados Unidos, Japón, UE-Portugal y Marruecos. Se asumió una selectividad asintótica para Canadá, Taipei Chino y "otros". La CPUE específica de la edad española se modeló con una selectividad basada en la edad fijada (**Figura 10**). Se estableció la talla efectiva de la composición por tallas ajustando la  $n$ -efectiva hasta que se alcanzó la unidad entre la  $n$ -efectiva modelada y el tamaño de muestra sugerido por Francis. Los ajustes de selectividad a los datos de talla fueron muy satisfactorios, pero con algunas devianzas a veces en los peces más pequeños (**Figura 11**).

Se asumió una relación stock reclutamiento de Beverton-Holt con el máximo reclutamiento estimado y una desviación estándar en las desviaciones del reclutamiento de 0,60 y un valor fijo de la inclinación de 0,80, tal y como se acordó durante la reunión de preparación de datos. Las desviaciones de la función de reclutamiento del stock no mostraban desviaciones o tendencias destacadas (**Figura 12**).

Los diagnósticos del modelo proporcionaron evidencias de la estabilidad del modelo sin ningún patrón retrospectivo claro (**Figura 13**).

Se consideraron diversos valores de inclinación, como suele suceder a menudo, los resultados fueron bastante sensibles a los valores asumidos no solo de la inclinación, sino también de la mortalidad natural (**Figura 14**). Inicialmente, no había evidencias claras sobre qué valores eran mejores para estos parámetros.

Para examinar la influencia de cada CPUE, se eliminó un índice cada vez y el modelo volvió a ajustarse. Los resultados de este diagnóstico demostraron que el modelo era más sensible a la CPUE canadiense y japonesa

(Figura 15). Este resultado se debía al hecho de que estas dos series temporales eran las más largas disponibles y no fue inesperado.

Se hizo un diagnóstico del efecto del tamaño de la muestra efectivo de diversas composiciones de talla. Se realizaron 25 ensayos con tamaños de muestra elegidos aleatoriamente que se basaban en una media igual al tamaño de muestra ajustado con un coeficiente de variación del 40 por ciento. Los resultados de este diagnóstico mostraron que el tamaño efectivo de la muestra tenía efectos menores en la tendencia global de la biomasa (Figura 16).

Dado que los GLM de las CPUE pueden tener a menudo CV que aparentemente sean subestimados, se utilizó una reponderación de la varianza en cada una de las series temporales de CPUE. La varianza ajustada más elevada se asignó a la serie temporal japonesa más corta y la más pequeña se asignó a las CPUE basadas en la edad españolas (Figura 17). El CV de los parámetros de la varianza añadida era inversamente proporcional a la cantidad de varianza añadida requerida. Las tendencias en la biomasa, con y sin la varianza añadida, tenían el mayor efecto en la tendencia de biomasa de los primeros años y el menor efecto en los últimos años.

Gran parte de la discusión sobre el modelo SS se centró en el supuesto del valor fijado de la inclinación y el consiguiente establecimiento del valor de RMS.

#### Modelo base

El cambio más significativo realizado a la configuración inicial del modelo fue cambiar la desviación estándar asumida en las desviaciones del reclutamiento ( $\sigma_r$ ) de 0,60 a 0,20. Este cambio se basó en el hecho de que la  $\sigma_r$  asumida se estableció en 0,6, pero el error cuadrático medio de los valores residuales de las desviaciones del reclutamiento era solo de 0,17, por lo que el ajuste del sesgo de 1,0 era inadecuado. La sugerencia fue reducir  $\sigma_r$  a aproximadamente 0,20.

Estas modificaciones no tuvieron como resultado ningún cambio significativo en la tendencia de la biomasa o en el estado actual del stock. Sin embargo, después de realizar estas modificaciones se halló que el parámetro de inclinación era estimable usando una distribución previa informativa con una distribución Beta, una media de 0,80 y una desviación estándar de 0,06. La estimación de la inclinación dio como resultado un cambio en la productividad percibida del stock. El Grupo discutió largamente la implicación de estimar la inclinación. Observando que el valor era conforme con el valor sugerido por un meta-análisis basado en el ciclo vital del pez espada (SCRS/2017/143), el Grupo convino en que estimar la inclinación era superior a fijar el parámetro en un valor asumido. Este método tuvo como resultado que la estimación de la inclinación fuera superior a la distribución previa (inclinación = 0,88, SD = 0,03) y que ya no se alcanzara el límite superior del parámetro (1,0) como en la configuración original del modelo (Figura 18).

En el Apéndice 7 se incluyen los diagnósticos y ajustes del modelo SS final completo.

## 5.2. Atlántico sur

### 5.2.1 BSP2

El software BSP2 en VisualBASIC fue utilizado para ejecutar modelos de producción excedente bayesianos para el Atlántico sur, como se hizo en la evaluación de 2013. El caso base del modelo tenía forma de función Schaefer, y la mortalidad por pesca se calculó como una tasa instantánea.

La distribución previa para  $r$  era lognormal, con una media de 0,42 y logsd de 0,46, la misma que en la evaluación de 2013 (McAllister, 2014). La distribución previa para  $K$  era uniforme en  $\log(K)$  limitada por  $\log(500 \text{ t})$  y  $\log(1.000.000 \text{ t})$ . La distribución previa para la ratio de biomasa inicial era lognormal con una media de 1 y una logsd de 0,25 con límites en 0,001 y 3,5. La constante de proporcionalidad  $q$  para cada serie se estimó con una distribución previa uniforme no informativa entre 0,000000001 y 2 en la mayoría de los casos. En algunos casos,  $q$  se estimó utilizando el valor MLE dentro del modelo para mejorar la convergencia.



El caso base del modelo excluía la serie histórica de Brasil, que era plana y altamente variable, pero incluía las series de Brasil-reciente, UE-España, Uruguay, Sudáfrica y Japón. La serie del palangre japonés se separó en dos en 2005/2006 y la serie de UE-España se separó en 1999/2000 para tener cuenta los cambios en los métodos de pesca que no estaban adecuadamente reflejados en la estandarización de los índices. El error de observación se introdujo en CV = 0,2 para todos los puntos de datos. El error de proceso era lognormal, con una desviación estándar logarítmica como parámetro fijado igual a 0,1.

Los ensayos de sensibilidad incluían un modelo de producción generalizado con  $B_{RMS}/K$  igual a 0,4 (parámetro de forma = 1,189) o 0,6 (parámetro de forma = 3,39), una distribución previa menos informativa para  $r$  (logsd=1), una reducción el error de proceso a 0,05 y la inclusión o exclusión de varios índices. Los ensayos de diagnóstico fueron iguales a los descritos para el Atlántico norte e incluían un modelo pre datos post modelo (PMPD), análisis retrospectivos y un análisis por bootstrap (**Tabla 7**). Véase el **Apéndice 6** para más detalles sobre los métodos, diagnósticos y análisis de sensibilidad.

### 5.2.2 JABBA

El software de evaluación de stock "Solo otra evaluación bayesiana de biomasa", JABBA, se aplicó en la evaluación del pez espada del Atlántico sur de 2017. Basándose en avances recientes al optimizar los procedimientos de ajuste mediante el desarrollo de enfoques de modelación estado espacio bayesianos (Meyer y Millar, 1999; Thorson *et al.*, 2012; Froese *et al.*, 2016), JABBA se origina a través del proceso de desarrollo continuo de un software de SPM estado espacio bayesiano que había sido aplicado y probado en la Reunión de evaluación de 2015 de tintorera del Atlántico sur de ICCAT (Anón. 2016), la reunión intersesiones del Grupo de especies de atún blanco (incluida la evaluación de atún blanco del Mediterráneo) de 2017 (Anon 2017<sup>a</sup>) y en la reunión de evaluación de 2017 de los stocks de marrajo dientuso del Atlántico norte y sur (Anón. 2017in press b). El motivo de desarrollar JABBA era proporcionar una interfaz R a JAGS fácil de utilizar para que los SPM estado espacio bayesianos generalizados y ajustados generaran estimaciones y diagnósticos del estado del stock reproducibles.

Los ensayos iniciales de la evaluación y los ensayos de sensibilidad han sido presentados al grupo (SCRS/P/2017/027). El código fuente y los archivos de R para reproducir los ensayos finales de la evaluación se pusieron a disposición del Grupo. En el **Apéndice 8** se proporciona una descripción completa de la formulación del modelo JABBA y está también documentada por Winker *et al.* (2017).

#### Formulaciones de las distribuciones previa

Todas las distribuciones previas se mantuvieron constantes en todos los escenarios: una distribución previa lognormal vagamente informativa para  $K = 200.000$  t con un CV del 100%. Para  $r$ , se asumió la misma distribución previa lognormal (media =  $\log(0,42)$ , sd = 0,37) que para la evaluación del stock de pez espada del Atlántico sur de ICCAT de 2013. Las medias de las distribuciones previas para  $r$  se tradujeron en  $F_{RMS}$  como  $F_{RMS} = r/2$  (véase el **Apéndice 8**). La distribución previa de la merma de la biomasa inicial ( $\varphi = B_{1950}/K$ ) fue introducida en forma de distribución previa lognormal, asumiendo que el stock del Atlántico sur estaba sin explotar en 1950 con un CV = 0,25. Todo los parámetros de capturabilidad fueron formulados como distribuciones previas uniformes no informativas, mientras que las distribuciones previas de la varianza del proceso y la varianza de la observación fueron implementadas asumiendo distribuciones gamma inversas (Meyer y Miller, 1999), de la siguiente manera:

$$\sigma_{\eta}^2 \sim \frac{1}{\text{gamma}(4,0.01)}$$

$$\sigma_{ADD,f}^2 \sim \frac{1}{\text{gamma}(2,0.01) + 0.25^2}$$

La distribución previa de la varianza del proceso corresponde al error del proceso medio de  $\sigma_{\eta} = 0,056$  (CV = 0,65) y la distribución previa de la varianza de la observación adicional corresponde a una media de  $\sigma_{ADD,f} = 0,1$  (CV = 1,96). Dado que la mayoría de los índices proporcionados se consideraron demasiado precisos con CV < 0,1, se añadió a priori a todas las series una varianza adicional del error de observación de 0,25<sup>2</sup>.

## Escenarios

En 2013, ICCAT realizó la última evaluación para el pez espada del Atlántico sur utilizando los paquetes de software de producción excedente ASPIC y BSP2. Se llevaron a cabo ensayos preliminares de ASPIC y BSP2 en nueve índices independientes que indicaron que el índice brasileño histórico era la causa de la falta de ajuste del modelo debido a las tendencias que entraban en conflicto con la mayoría de los otros índices. Sólo tras eliminar el índice histórico brasileño fue posible lograr la convergencia del modelo, aunque persistían tendencias sistemáticas no deseables en los valores residuales y en la varianza a lo largo de la serie temporal, con patrones residuales especialmente fuertes en la CPUE de palangre japonés durante los años 2000-2005.

Por lo tanto, durante la evaluación de pez espada del Atlántico sur de 2017, el Grupo se centró específicamente en la identificación y resolución de posibles conflictos entre los datos de CPUE que podrían derivarse del ajuste de múltiples series temporales de CPUE estandarizadas. Las siguientes series temporales de CPUE estaban disponibles para la evaluación del pez espada del Atlántico sur: Brasil histórico (1978-2004), Brasil-reciente (2005-2012); UE-España (1989-2015), Japón (1990-2015); Uruguay (2001-2012) y Sudáfrica (2004-2015). Además, la CPUE de Taipei Chino fue presentada y posteriormente considerada como ensayo de sensibilidad. A diferencia de la evaluación de 2013, la serie de CPUE de Brasil fue revisada y se dividió en dos periodos de tiempo separados. Basándose en ajustes JABBA iniciales y diagnóstico de residuos, se observó que la serie de CPUE brasileña temprana era muy ruidosa, carecía de una señal discernible de la abundancia y entraba en conflicto con otros índices de CPUE. Además, el grupo identificó que la introducción del palangre de "estilo americano" en la flota española había causado probablemente cambios en la capturabilidad del pez espada (García-Cortés et al., 2010). Del mismo modo, los cambios en la estrategia de pesca en función de la especie objetivo que tuvieron lugar en 2005 y 2006 podrían haber causado el aumento aparente en el índice de CPUE japonés, que también dio lugar a un fuerte patrón residual en la CPUE japonesa en este período como ya se observó durante la evaluación de 2013. Se han observado efectos similares para el rabil entre 2005 y 2006 en el informe de Reunión ICCAT de preparación de datos de rabil de 2016 (Anon 2017 b). El Grupo exploró la opción de introducir bloques de tiempo dentro de las series de CPUE española (1999/2000) y japonesa (2005/2006) para tener en cuenta los cambios en los métodos de pesca que no fueron adecuadamente captados en la estandarización de los índices. A este efecto, se evaluaron en detalle los siguientes cuatro escenarios para las funciones de producción Fox y Schaefer:

1. Escenario 1: Todos los índices de CPUE (excluyendo TAI)
2. Escenario 2: Todos los índices de CPUE, excluyendo TAI y BRA histórico
3. Escenario 3: Toda la CPUE, excluyendo TAI y BRA histórico, y bloques temporales para JPN y UE-ESP
4. Escenario 4: Toda la CPUE, incluyendo TAI y excluyendo BRA histórico, y bloques temporales para JPN y UE-ESP

El Grupo decidió que el escenario 3 era el escenario de caso base más plausible. Por tanto, los datos de CPUE del caso base incluían: Brasil-reciente, UE-España, Uruguay, Sudáfrica y Japón, pero excluían la serie histórica de Brasil, mientras que la CPUE de Japón se dividió en 2005/2006 y la serie UE-España en 1999/2000. El escenario del caso base se utilizó como caso de referencia para llevar a cabo los ensayos de sensibilidad con varias combinaciones de índices de CPUE basadas en las funciones de producción Schaefer y Fox (**Tabla 8**). Se evaluó la sensibilidad con respecto a las estimaciones del estado del stock  $B/B_{RMS}$  y  $F/F_{RMS}$ .

## 6. Resultados del estado del stock

### 6.1 Pez espada del Atlántico norte

#### 6.1.1 ASPIC/BioDyn

##### BioDyn

Los resultados de los análisis de BioDyn se han incluido en el **Apéndice 5**.

## ASPIC

Los resultados mostraron tendencias similares de biomasa y mortalidad de la pesca a las estimadas en las evaluaciones anteriores (**Figura 19**) hasta 1995, a partir de dicho año las tendencias de la biomasa relativa ( $B/B_{RMS}$ ) muestran un aumento general, pero la tasa de recuperación presentaba variaciones en los resultados de las evaluaciones. En 2006, el stock se situaba por debajo de  $B_{RMS}$  en todas las evaluaciones. En la evaluación de 2013 los resultados indicaban que la biomasa del stock se situaba en o por encima del nivel de  $B_{RMS}$ . En la evaluación actual (2017), el modelo de producción excedente indica que el ritmo de recuperación ha sido mucho más lento en comparación con los resultados de 2013, aunque en 2015 la biomasa del stock se situó por encima de  $B_{RMS}$ . Básicamente esto implica cambios en la percepción de la productividad del stock entre las evaluaciones de 2013 y de 2017.

En general, los resultados del ensayo de continuidad coinciden con los del modelo de producción excedente bayesiano (BSP2) y el modelo estadístico de captura (Stock Synthesis) de esta evaluación. Se observó que el parámetro de forma mostraba una tendencia a medida que se disponía de más datos sobre RMS, lo que respalda una función de producción asimétrica. Cabe señalar que estos modelos no incluyen error de proceso. Se exploraron las tendencias de los parámetros SPM usando modelos de producción Fox y generalizado (Pella y Tolimson) con el software ASPIC. En la **Tabla 9** se muestran las estimaciones de parámetros ( $K$ ,  $r$  y  $B1/B_{RMS}$ ) y las cantidades derivadas para cada uno de los tres modelos de producción excedente. Los modelos generalizado y Fox produjeron estimaciones idénticas, mientras que el modelo logístico varió ligeramente, aunque límites de confianza del 80% se superpusieron en los diferentes modelos. En la **Figura 20** se muestra la tendencia en las estimaciones del parámetro SPM cuando se retiró un año de datos cada vez entre 2009 y el 2015. Los modelos generalizado y Fox predijeron otra vez parámetros similares para todos los años, mientras que el modelo logístico estimó diferentes parámetros de forma continua para 2009-2015. Entre 2009 y 2012 las estimaciones de  $K$  disminuyeron en las tres formulaciones de modelo mientras que las estimaciones de RMS se incrementaron, lo que sugiere un stock más productivo. Sin embargo esta tendencia cambió en 2012, y de 2012 a 2015 las estimaciones de  $K$  aumentaron mientras que las de RMS disminuyeron, lo que sugiere un stock menos productivo. Esta tendencia está probablemente asociada con un punto elevado en el índice de abundancia estandarizada en 2012. Sin embargo, todas las formulaciones SPM coincidieron en que en 2015, la biomasa del stock se sitúa por encima de  $B_{RMS}$ , y la mortalidad por pesca está por debajo de  $F_{RMS}$ .

### 6.1.2 BSP2

El caso base del modelo, en el que se utilizó el índice de CPUE combinado, proporcionó estimaciones bastante precisas de los parámetros del modelo (**Tabla 10**) en comparación con los ensayos de sensibilidad que utilizaron todas las series de datos por separado (**Tabla 11**, véase **Apéndice 6**). Las medias y CV de  $r$  y  $K$  de los ensayos del modelo con todos los índices fueron bastante similares a los valores del diagnóstico del modelo pre datos post modelo (ensayo N5), que se ejecutó sin datos de CPUE. La mayor precisión de las estimaciones realizadas a partir del índice combinado se debió al hecho de que se tuvieron en cuenta algunas tendencias contradictorias de las series en el GLM que generó el índice combinado que utilizó datos operativos de las principales pesquerías de palangre en el norte. Por tanto, es probable que el índice combinado proporcione una medición más precisa de la tendencia en la abundancia.

Las estimaciones alternativas del error de observación y las diferentes distribuciones previas para  $r$  y  $K$  tuvieron solo un impacto modesto en las estimaciones de parámetros y del estado actual. La utilización de formas alternativas de la función de producción no cambió la trayectoria de la biomasa estimada, pero sí cambió los puntos de referencia (**Tabla 11**, **Figuras 21** y **22**). Por tanto, la mediana de biomasa actual se sitúa cerca de  $B_{RMS}$  en el caso base, que es un modelo Schaefer ( $B_{RMS}/K = 0,5$ ), pero la mediana de la biomasa actual se situaba por encima de  $B_{RMS}$  cuando se utilizaba la función de producción generalizada ( $B_{RMS}/K = 0,4$ ). Ambos modelos hallaron que la mediana de la  $F$  actual se situaba en torno a  $0,8F_{RMS}$ .

Para el caso base del modelo BSP2 para el Atlántico norte, el análisis retrospectivo mostraba que no había un patrón retrospectivo coherente (**Figura 23a**). Sin embargo, en ensayo retrospectivo que finalizaba en 2012, año en que la CPUE combinada era elevada (**Figura 5**) estimaba una biomasa de 2015 ligeramente superior que los ensayos con otros años finales. Debido a los valores más bajos del índice de CPUE después de 2012, los modelos cuyos datos finalizaban en 2014 o 2015 eran más pesimistas. Los bajos valores de la

CPUE desde 2013 podrían explicar porque la evaluación actual hallaba que la población se encuentra en torno a la  $B_{RMS}$  a pesar de que la población se esté incrementando y que en la evaluación de 2013 se había estimado que se situaba cerca del nivel de  $B_{RMS}$ . El modelo de producción generalizado tampoco mostraba sesgo retrospectivo (**Figura 23b**).

### 6.1.3 Stock Shynthesis

Los resultados del modelo SS indicaban que el pez espada del norte no está sobrepescado y que no se está produciendo sobrepesca. En la **Figura 24** se muestran las estimaciones de  $B/B_{RMS}$  y  $F/F_{RMS}$ . Los valores del año terminal (2015) y los intervalos de confianza del 95% aproximados para  $B/B_{RMS}$  fueron 1,13 (0,81-1,45) y para  $F/F_{RMS}$  fueron 0,75 (0,57-0,92). Las estimaciones de rendimiento total en RMS fueron 12.708 (12.175-13.240) t. Las estimaciones de mortalidad por pesca en RMS fueron 0,17 (0,14-0,21).

## 6.2 Pez espada del Atlántico sur

### 6.2.1 BSP2

El caso base, que excluía la serie temprana de Brasil, incluía Japón y dividía Japón y UE-España en periodos temprano y tardío, estimaba que la población se mantuvo en un nivel alto en torno a 1990 y después descendía rápidamente a medida que se incrementaban las capturas (**Figuras 25 y 26**). La biomasa actual se situaba por debajo de  $B_{RMS}$  y la  $F$  se situaba por encima de  $F_{RMS}$  (**Tabla 12**). Los análisis de sensibilidad variaron enormemente dependiendo de qué series de CPUE se incluían y de cómo se dividían en bloques de tiempo (**Tabla 13**). Los ensayos que incluían la serie muy variable de Brasil en los primeros años estimaban muy pocos cambios en la biomasa durante la serie temporal. Los ensayos que no dividían la serie UE-España o que incluían Taipei Chino mostraban cierto descenso, pero no tanto como el caso base. Los cambios en las especificaciones del error de observación o la utilización de diferentes distribuciones previas tuvieron un efecto menor que la elección de los índices. La utilización de un modelo generalizado en lugar del modelo de Schaefer no cambió la tendencia de la biomasa, pero cambió los puntos de referencia, de tal modo que la biomasa actual se situaba en un nivel más cercano al nivel de  $B_{RMS}$ .

Un análisis retrospectivo en el ensayo del caso base halló que no había ninguna tendencia coherente en las funciones de producción estimadas o en las estimaciones de la biomasa (**Figura 27**). Sin embargo, cuando los datos finalizaban en 2011, el modelo era más pesimista en lo que concierne al estado actual.

### 6.2.2 JABBA

Para el Atlántico sur, todos los escenarios de JABBA eran capaces de converger adecuadamente, con arreglo a la prueba de diagnóstico de Gelman y Rubin (1992) y Heidelberger y Welch (1983) y el comportamiento estacionario satisfactorio de las cadenas MCMC.

El ajuste inicial al escenario 1 proporcionó evidencias de que la CPUE histórica de Brasil muy ruidosa ocultaba las señales de abundancia de los otros índices de CPUE, lo que dio lugar a un ajuste general mediocre asociado con un error cuadrático medio residual bastante elevado de 30,8% (**Figura 28**). La exclusión de la CPUE histórica de Brasil en el escenario 2 mejoró ligeramente el ajuste (RMSE = 24,1%), pero reveló importantes conflictos en los datos de la CPUE estandarizada de Japón (1990-2015) y España (1989-2016). El escenario del caso base (escenario 3), que incluye los dos puntos de cambio en los coeficientes de capturabilidad (bloques de tiempo) dentro de la serie de CPUE de UE-España y de Japón, mejoró sustancialmente el patrón residual (RMSE = 19%) y también produjo una sensible mejora de DIC = 169,7 con respecto al escenario 2 con un DIC = 182,3, a pesar de añadir grados adicionales de libertad (df = 4). Al añadir la CPUE de Taipei Chino en el ensayo de sensibilidad adicional (escenario 4) no indicaba ningún conflicto de datos con el caso base y mostraba un ajuste similar en términos de RMSE = 19,9% (**Figura 28**). Las versiones del modelo Schaefer y Fox no mostraban ninguna diferencia discernible en el diagnóstico de ajuste. Los ensayos de sensibilidad (**Tabla 8**) mostraban que la exclusión de la CPUE española tenía el efecto más fuerte en los resultados relacionados con el estado del stock de todas las series de CPUE relacionados con el caso base (**Figura 29**). Las tendencias del caso base del modelo final JABBA Schaefer se presentan en la **Figura 30**.

En la **Tabla 14** se proporcionan las estimaciones de merma del stock ( $B/K$ ) y del estado del stock ( $B/B_{RMS}$  y  $F/F_{RMS}$ ) para los escenarios del caso base Schaefer y Fox, junto con las estimaciones de parámetros del modelo. Los modelos de Schaefer y Fox estimaban que las capturas de pez espada del Atlántico sur se han mantenido por debajo de la producción excedente prevista del stock desde 2010 (**Figura 29**), lo que concuerda con la recuperación prevista de biomasa en este período (**Figura 30**). Para el año final de la evaluación 2015, los modelos de Schaefer y Fox estimaron de forma constante que la merma de la biomasa se situaba justo por debajo de  $B_{RMS}$ , mientras que la mortalidad por pesca se estimaba en niveles cercanos a  $F_{RMS}$  (**Tabla 15; Figura 31**). Por tanto, los resultados JABBA para el escenario del caso base se asemejan en gran medida a los resultados BSP2 para el Atlántico sur.

### 6.3 Síntesis de los resultados de la evaluación

Se han realizado considerables progresos desde la última evaluación de pez espada del Atlántico en la integración de nuevas fuentes de datos, en particular información sobre biología y tallas para el Atlántico norte utilizando modelos SS integrados. A continuación se resumen los resultados específicos para cada stock de pez espada.

#### *Atlántico norte*

Para el Atlántico norte, el caso base del modelo final BSP2 estimó que la biomasa actual ( $B_{2015}$ ) se situaba cerca del nivel de  $B_{RMS}$  (mediana = 0,99, IC del 95% = 0,77-1,24) y que la  $F$  actual ( $F_{2015}$ ) era menor que  $F_{RMS}$  (mediana = 0,81, IC del 95% = 0,61-1,10). El caso base del modelo final SS estimó que  $B_{2015}$  se situaba por encima de  $B_{RMS}$  (mediana = 1,13, IC 95% = 0,81-1,45) y que  $F_{2015}$  era inferior a  $F_{RMS}$  (mediana = 0,75, IC del 95% = 0,57-0,92).

Ambos modelos coincidían en que no se está produciendo sobrepesca y en que la biomasa está en un nivel superior o muy cercano al nivel de  $B_{RMS}$ . Los resultados obtenidos en esta evaluación no son totalmente comparables con los obtenidos en la última evaluación (2013) debido a la incorporación de más fuentes de datos y de información actualizada. Se observó que las capturas en los últimos años se han situado por debajo de los TAC adoptados por la Comisión. También cabe destacar especialmente que la serie de CPUE ha disminuido desde 2012 haciendo que las tendencias de la biomasa se desplacen a niveles más bajos que los de la evaluación de 2013. Esto también se constató en el ensayo de continuidad ASPIC con datos de captura y series de CPUE actualizadas.

El Grupo convino en que esta evaluación supone una mejora notable en nuestros conocimientos del estado actual del stock de pez espada del Atlántico norte, utilizando información actualizada e integrando nuevas fuentes de datos. Por lo tanto, el Grupo acordó que el asesoramiento de ordenación, lo que incluye el estado del stock y las proyecciones, debería basarse en BSP2 y SS.

#### *Atlántico sur*

Para el Atlántico sur, el caso de base del modelo final BSP2 estimó que la biomasa actual ( $B_{2015}$ ) se situaba por debajo del nivel de  $B_{RMS}$  (mediana = 0,64, IC del 95% = 0,43-1,00) y que  $F$  actual ( $F_{2015}$ ) se situaba por encima de  $F_{RMS}$  (mediana = 1,15; IC 95% = 0,61-1,82). El caso base del modelo final JABBA estimó que  $B_{2015}$  se situaba por debajo del nivel de  $B_{RMS}$  (0,72, IC del 95% = 0,53-1,01) y que  $F_{2015}$  estaba muy cerca de  $F_{RMS}$  (0,98; 0,70-1,36).

Ambos modelos convinieron en que la biomasa del stock de pez espada del sur está sobrepescada, y en que se está produciendo sobrepesca o el nivel actual de  $F$  está muy cerca de  $F_{RMS}$ . Los resultados obtenidos en esta evaluación no son comparables con los obtenidos en la última evaluación (2013) debido al uso de CPUE individuales frente al uso de una única CPUE combinada en los índices en la evaluación anterior. En la evaluación de 2013 también hubo una distribución previa informativa para  $K$  basada en valores del Atlántico norte, que no estaba en la actual evaluación.

El Grupo convino en que esta evaluación representa una mejora en la comprensión del estado actual del stock de pez espada del Atlántico sur con información actualizada, CPUE individuales e integración del

conocimiento biológico previo. El Grupo también acordó que podría utilizarse cualquiera de los modelos (BSP2 o JABBA) para el asesoramiento de ordenación, pero que, teniendo en cuenta que ambos son muy similares en estructura y uso de información, debería utilizarse solo uno. Dado que JABBA está escrito en software de fuente abierta con más capacidades para futuras evoluciones, el Grupo acordó que el asesoramiento de ordenación, lo que incluye el estado del stock y las proyecciones, debería basarse en el modelo JABBA.

## 7. Proyecciones

### 7.1 Pez Espada del Atlántico norte

#### 7.2.1 BSP2

Solo se realizaron proyecciones para el caso base del modelo final. Dado que las proyecciones incorporaron el error de proceso, las trayectorias predichas son variables. Por tanto, son más realistas en lo que concierne a la incertidumbre futura del estado del stock. Aunque se estimó que el RMS se situaba en torno a 13.400 t, teniendo en cuenta el error de proceso, se prevé que solo capturas de hasta 13.200 t permitirán a la población mantenerse en el nivel de  $B_{RMS}$  o por encima de dicho nivel durante el periodo de la proyección (**Figura 32**). Capturas del nivel actual o inferiores (11.000 t) tienen una mayor probabilidad de que el stock se mantenga en el cuadrante verde del diagrama de Kobe (**Tabla 16**).

#### 7.1.2 SS

En la **Figura 33** se muestran proyecciones del estado del stock con varios niveles de captura futura. Dado que el estado actual del stock se halla muy cerca de los niveles de referencia de RMS, se ha proyectado que valores de captura por debajo del RMS mantendrán la biomasa por encima de  $B_{RMS}$  durante el periodo de tiempo de la proyección, mientras que se prevé que unas capturas por encima del nivel de RMS reducirían la biomasa futura.

### 7.2 Pez espada del Atlántico sur

#### 7.2.2 BSP2

Solo se realizaron proyecciones para el caso base del modelo final. La mediana de RMS se situó en torno a 14.400 t. Sin embargo, dado que la población se halla actualmente mermada hasta una mediana de  $B/B_{RMS}$  de 0,7, las capturas tendrían que reducirse por debajo de 12.000 t aproximadamente para conseguir la recuperación de la población (**Figura 34**).

#### 7.2.2 JABBA

Las proyecciones se realizaron únicamente con el escenario del caso base del modelo final JABBA Schaefer. Aunque la mediana de RMS se situó en torno a 14.600 t, el nivel de 2015 de merma de la biomasa en  $B/B_{RMS} = 0,72$  requeriría que las capturas se sitúen en o por debajo de 14.000 t para que la población se recupere hasta niveles de biomasa que puedan producir el RMS antes del final del periodo de la proyección, en 2030 (**Figura 35**). Sin embargo, el Grupo constató que las proyecciones a tan largo plazo conllevan un alto grado de incertidumbre. Dado que el caso base del modelo JABBA se utiliza para el asesoramiento de ordenación en el Atlántico sur, las matrices de estrategia de Kobe se presentan en las **Tablas 17 a 19**.

## 8. Puntos de referencia límite

El documento SCRS/2017/143 utilizaba un enfoque matemático para estimar la inclinación basado en los datos del ciclo vital y posteriormente usaba dicha información a la hora de evaluar la resiliencia en el momento de recuperación hasta los puntos de referencia límite y objetivo para el stocks del Atlántico norte. El modelo matemático para evaluar el riesgo para la pesquería y el stock demostró que aunque  $0,4SSB_{RMS}$  podría ser un buen punto de referencia para un límite de biomasa, produce un gran error tipo II (es decir,

no protege al stock cuando es necesario durante el 80% del tiempo). Si este riesgo se reduce, aumenta el riesgo de una pérdida en el rendimiento cuando no es requerido. Por tanto, la acción resultante tendería a sobreproteger el recurso y penalizaría a las pesquerías o viceversa. Por ello, se sugirió un límite conservador de aproximadamente  $0,6SSB_{RMS}$  para el stock de pez espada del Atlántico norte, para equilibrar el riesgo entre el recurso y la pesquería.

El grupo discutió estos resultados e indicó que dependía de los fuertes supuestos sobre los conocimientos acerca de la supervivencia larvaria. Será necesario realizar más trabajos para incorporar las estimaciones de incertidumbre sobre los parámetros biológicos (por ejemplo, madurez por edad, fecundidad por edad, calidad de la fecundidad por unidad de kg de las hembras y parámetros de las primeras fases del ciclo vital como el crecimiento y supervivencia de las larvas). El Grupo observó que la estimación de la inclinación en este estudio es coherente con la obtenida con Stock Synthesis para el stock septentrional.

En 2016 la Comisión llegó a un acuerdo sobre una hoja de ruta para completar una MSE en apoyo de la adopción de una norma de control de la captura para el pez espada del Atlántico norte. Durante esta reunión, el Presidente del SCRS resumió las implicaciones del calendario descrito en la hoja de ruta. Esta hoja de ruta establece que el proceso para desarrollar la MSE debe iniciarse en serio en 2017 y estar finalizado antes de 2019 para la posible adopción de una norma de control de la captura por parte de la Comisión.

El Grupo de trabajo permanente dedicado al diálogo entre los gestores y científicos pesqueros (SWGSM) se reunió la semana anterior a la reunión de evaluación de pez espada y consideró brevemente la MSE del pez espada durante sus discusiones. El SWGSM respaldó la idea de que el SCRS debería usar las orientaciones proporcionadas para el atún blanco del norte con el fin de avanzar en la MSE para el pez espada del Atlántico norte.

- El objetivo de encontrarse en el cuadrante verde del diagrama de Kobe ( $B > B_{RMS}$  y  $F < F_{RMS}$ ) con al menos un 60% de probabilidades.
- Utilizar los indicadores de desempeño de la MSE del atún blanco del Atlántico norte.
- Utilizar los tipos de HCR probados en la MSE del atún blanco del Atlántico norte.

Se señaló que el trabajo sobre la MSE del pez espada está menos avanzado que el del atún blanco y el atún rojo y que, por lo tanto, será difícil acatar el calendario adoptado por la Comisión. Hasta la fecha, ningún estudio sobre pez espada ha finalizado una "MSE completa", lo que incluye:

- un proceso de consulta estructurado con los gestores acerca de objetivos, indicadores de desempeño y normas de control de la captura posibles,
- el desarrollo de un amplio conjunto de hipótesis sobre modelos operativos en el que se implique directamente el grupo de especies de pez espada y una forma acordada de rechazar y ponderar las hipótesis sobre modelos operativos,
- un modelo de error de observación que pueda imitar los tipos de datos y su estructura de error, para incluirlos en el procedimiento de ordenación,
- identificación de posibles procedimientos de ordenación,
- La prueba de los procedimientos de ordenación con el circuito de feedback completo, incluida la incertidumbre en cuanto a la implementación.

Sin embargo, se han completado los elementos para aportar información a un proceso de MSE. Por ejemplo, Tserpes *et al.* (2009) desarrollaron un modelo operativo para el pez espada del Mediterráneo que utilizaron para probar la eficacia de las vedas estacionales y los constantes esfuerzos de control, sin embargo, los modelos de error se limitaban a generar un reclutamiento estocástico y desembarques estocásticos en el futuro y no incluían una prueba adecuada de un procedimiento de ordenación. Kell L., *et al.* (2012) desarrollaron una MSE preliminar que contenía la mayoría de los elementos citados más arriba excepto las consultas con los gestores y el Grupo de especies. No obstante, los autores completaron simulaciones de MSE con circuitos de feedback completos y la prueba de un conjunto reducido de normas de control de la captura. En esta investigación, el modelo operativo estaba supeditado a una evaluación basada en la edad (es decir, Adapt VPA) y el procedimiento de ordenación se basaba en una evaluación de stock de dinámica de biomasa con una norma de control de la captura basada en "palo de hockey" con puntos de referencia límite y objetivo. Las normas de control de la captura probadas se desarrollaron en consultas con el WGSAM

y el procedimiento de ordenación incluía un modelo de producción. Los autores reconocieron que el estudio estaba pensado para demostrar la utilidad de la MSE y no para proporcionar asesoramiento acerca del pez espada del norte. Se utilizó el mismo marco de software que el utilizado para llevar a cabo la MSE del atún blanco del norte (Kimoto e Itoh, 2017).

Para el pez espada del Atlántico norte, Schirripa (Anon in press a) utilizó dos modelos operativos alternativos, uno basado en un modelo de producción de Fox y el otro en un modelo de producción de Schaefer para evaluar la eficacia de utilizar dos puntos de referencia objetivo alternativos. La simulación asumía que los TAC se implementaban sin error en el supuesto de que el estado del stock futuro se conocía sin error.

Schirripa (2016) utilizó también un enfoque similar al de Schirripa (2017a) para evaluar cómo habrían funcionado en el pasado dos HCR alternativas si se hubieran aplicado para determinar los TAC e implementado por primera vez durante los años en los que ICCAT había realizado evaluaciones (1991, 1996, 1999, 2003, 2006 y 2009). Estas simulaciones incorporan una evaluación basada en un modelo de producción y, por tanto, contienen algunos de los elementos de una MSE, incluida una HCR.

Se indicó que el modelo SS desarrollado (Schirripa, 2017b y 2017c) para la evaluación de 2017 podría ser considerado en el futuro la base para el desarrollo de un modelo operativo futuro para la MSE del pez espada del Atlántico norte.

El Grupo reconoció que presentar los resultados de la MSE para el pez espada del Atlántico norte en los plazos acordados por la Comisión será muy difícil y requerirá tiempo y recursos de los que no dispone actualmente el SCRS. El Grupo acordó que el SCRS debería desarrollar y presentar a la Comisión una propuesta detallada para un plan de investigación que respalde el calendario acordado de MSE para el pez espada del Atlántico norte, incluyendo los costos. Idealmente dicha propuesta integraría la necesidad de llevar a cabo una MSE para los túnidos tropicales, porque es probable que muchos científicos de las CPC tengan que participar en ambas, y debería basarse en la experiencia de la MSE de atún blanco. El grupo también recomendó que la financiación de este trabajo debería ser adicional al fondo de investigación estratégica propuesta para el SCRS.

Cualquier trabajo sobre MSE para el pez espada del Atlántico norte será útil para la MSE futura del pez espada del Mediterráneo.

## **9. Recomendaciones y plan de trabajo**

### **9.1. Recomendaciones sobre investigación y estadísticas**

- Índice de CPUE para el sur: Dado que se han observado tendencias contradictorias continuadas entre los índices de CPUE del Atlántico sur, el Grupo recomendó considerar un índice de CPUE conjunto con datos brutos, similar al que se obtuvo para el Atlántico norte.
- 
- Provisión de CPUE: El Grupo reitera que todas las CPC con pesquerías importantes de pez espada del norte y/o del sur deberían proporcionar índices de CPUE estandarizados. Esto debería hacerse siguiendo las directrices desarrolladas por el WGSAM.
- 
- Presentación de datos: El grupo reitera que las CPC deberían cumplir todos los aspectos de sus obligaciones de comunicación de datos, lo que incluye la comunicación de estimaciones de descartes muertos y, cuando sea posible, de liberaciones vivas.
- 
- Estimación de descartes muertos: El Grupo recomendó que, hasta que las CPC cumplan totalmente sus obligaciones de informar de los descartes muertos, se explore el uso de datos de observadores a modo de herramienta para estimar los descartes muertos como una proporción de la captura total desembarcada.
-



- Estandarización de CPUE: El WGSAM proporcionará directrices sobre cómo y cuándo incluir interacciones entre año y otros factores en la estandarización de la CPUE, así como sobre el modo de tener en cuenta los efectos de la estrategia de pesca en función de la especie objetivo (por ejemplo, ratios de captura, agregación de la composición de la captura y otras alternativas). Solicitar orientaciones sobre cómo interpretar medidas de varianza asociadas con el índice en presencia de diferentes estructuras del modelo, especialmente en el contexto del uso de estas medidas de varianzas en el proceso de modelación de la población (por ejemplo, en la ponderación de diferentes CPUE).
- Calendario de la MSE: El Grupo recomendó que el SCRS desarrolle y presente a la Comisión una propuesta detallada para respaldar el calendario MSE acordado para el pez espada del Atlántico norte, incluyendo los costes. El Grupo manifestó su inquietud con respecto al calendario existente para facilitar la MSE a la Comisión. Esta inquietud debería aparecer reflejada en la propuesta. Idealmente dicha propuesta integraría la necesidad de llevar a cabo una MSE para los túnidos tropicales, porque es probable que muchos científicos de las CPC tengan que participar en ambas, y debería basarse en la experiencia de la MSE de atún blanco.
- Financiación de la MSE: Presentar los resultados de la MSE para el pez espada del Atlántico norte en los plazos acordados por la Comisión será muy difícil y requerirá tiempo y recursos de los que no dispone actualmente el SCRS. El Grupo también recomendó que la financiación de este trabajo debería ser adicional al fondo de investigación estratégica propuesta para el SCRS.
- Validación de las predicciones del modelo mediante verificaciones cruzadas: Las predicciones del modelo deberían compararse con las observaciones en vez de con cantidades como F y SSB que no pueden observarse, sino se corre el riesgo de escoger soluciones de modelo de forma subjetiva. Si los datos (por ejemplo, CPUE y capturas) se consideran representativos de la dinámica del stock, pueden usarse como una medida de validación independiente del modelo. Se recomienda que el WGSAM utilice la evaluación de pez espada del Atlántico norte para explorar la utilización de la validación cruzada de datos predichos para la validación del modelo. Esto puede utilizarse para ponderar o seleccionar escenarios del modelo operativo en una MSE.

## **9.2. Recomendaciones sobre ordenación**

### ***Atlántico norte***

Se determinó que capturas futuras de 12.900 t o superiores producirían probablemente un descenso en la biomasa. El Grupo acordó revisar esta estimación cuando se haya producido una matriz de Kobe combinada.

### ***Atlántico sur***

El nivel de capturas actual (10,058 t) recuperará al stock hasta alcanzar los objetivos del Convenio desde ahora hasta 2020. Capturas de 13.000 t generarían una probabilidad del 60% de que el stock se sitúe en el cuadrante verde del diagrama de Kobe desde ahora hasta 2024. El TAC no debería superar las 13.000 t.

## **10. Otros asuntos**

La presentación SCRS/P/2017/026 analizaba la mortalidad por enganche en la virada del pez espada capturado por palangreros en el Atlántico sudoccidental. Los datos fueron reunidos por el Programa nacional de observadores de Uruguay (PNOFA) a bordo de las flotas uruguaya y japonesa. Esta última operó dentro de la ZEE uruguaya con una licencia de pesca experimental o bajo un acuerdo de leasing. Los resultados muestran que la mortalidad global del pez espada fue del 71,5%; para los ejemplares de 125 cm o menos fue del 78,4% y para los ejemplares de 119 cm o menos fue de 79,9%. Se descubrió que la mortalidad estaba relacionada con la talla y con la temperatura de la superficie del mar. Los ejemplares más pequeños tienen mayores probabilidades de morir en la virada así como los ejemplares capturados en aguas más cálidas. Estas estimaciones de mortalidad no son tan elevadas como las presentadas por Coelho y Muñoz-Lechuga (2017) lo que podría deberse a diferencias en las zonas de operaciones, produciéndose estas últimas en aguas más cálidas y en ejemplares más pequeños. Sin embargo, los resultados plantean la

cuestión de si las tallas mínimas de retención actualmente vigentes en ICCAT son eficaces si el principal objetivo es proteger al pez espada juvenil.

El Grupo observó que, aunque la medida de ordenación podría no ser efectiva debido a las altas tasas de mortalidad observadas, podría estar funcionando de otras maneras, como instando a los buques a evitar zonas de gran concentración de juveniles. Sabiendo esto, es importante identificar zonas con elevada concentración de juveniles. Este estudio requeriría el uso de datos de observadores de diversas CPC, así como de los datos oficiales existentes de ICCAT. También debe evaluarse el alcance de los descartes entre los países, ya que no todas las operaciones de pesca son las mismas. Se sugirió que incluir factores adicionales como el tiempo de inmersión y el tipo de anzuelo y la profundidad mejorarán también los conocimientos en cuanto a mortalidad.

## 11. Adopción del informe y clausura

El informe fue adoptado por el Grupo y la reunión fue clausurada.

## Referencias

- Anonymous. (in press a). Report of the 2017 ICCAT Swordfish Data Preparatory Meeting (*Madrid, Spain 3-7 April, 2017*). SCRS/2017/003: 63 p.
- Anonymous. (in press b). Report of the 2017 ICCAT Shortfin Mako Assessment Meeting (*Madrid, Spain 12-16 June 2017*). SCRS/2017/002: 64 p.
- Anonymous. 2016. 2015 Blue Shark Data Preparatory Meeting (*Tenerife, Spain –March 23 to 27, 2015*). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 72 (4): 793-865.
- Anonymous. 2017a. Report of the 2017 ICCAT Albacore Species Group Intersessional Meeting (including Assessment of Mediterranean Albacore) (*Madrid, Spain 5-9 June, 2017*). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 74 (2): 508-583.
- Anonymous. 2017b. Report of the 2016 ICCAT Yellowfin Tuna Data Preparatory Meeting (*San Sebastián, Spain - March 7 to 11, 2016*). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 73 (1):1-75.
- Coelho R., Muñoz-Lechuga R. 2017. Hooking mortality of swordfish in pelagic longlines: comments on the efficiency of the minimum retention size currently in place in ICCAT. ICCAT paper SCRS/2017/052.
- Froese, R., Demirel, N., Coro, G., Kleisner, K.M., and Winker, H. 2016. Estimating fisheries reference points from catch and resilience. *Fish* 83: 506–526, doi:10.1111/faf.12190.
- García-Cortés B., Mejuto J., de la Serna J.M., and Ramos-Cartelle A. 2010. A summary on the activity of the Spanish surface longline fleet catching swordfish (*Xiphias gladius*) during the years 2006-2007. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 65 (1):135-146.
- Gelman, A. and Rubin, D.B. 1992. Inference from Iterative Simulation Using Multiple Sequences. *Statistical Science* 7: 457-472.
- Heidelberger, P. and Welch, P.D. 1983. Simulation Run Length Control in the Presence of an Initial Transient.
- Kell, L.T., De Bruyn, P., Mosqueira, I., and Magnusson, A. 2012. An evaluation of the performance of the Kobe strategy matrix: an example based upon a biomass dynamic assessment model. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 68 (3):1018-102.
- Kimoto A., and Itoh T. 2017. The standardized bluefin CPUE of Japanese longline fishery in the Atlantic up to 2017 fishing year. ICCAT paper SCRS/2017/025.

- McAllister M.K. 2014. A generalized Bayesian Surplus Production stock assessment software (BSP2). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 70 (4):1725-1757.
- Meyer, R., and Millar, R.B. 1999. BUGS in Bayesian stock assessments. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 56: 1078–1087.
- Schirripa M. 2016. Building a management strategy evaluation for northern swordfish: part 1. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 72(8): 2031-2041.
- Schirripa M. 2017a. Simulation of Harvest Control Rules for North Atlantic swordfish utilizing a historic perspective. ICCAT presentation SCRS/P/2017/006.
- Schirripa M. 2017b. North Atlantic Swordfish Stock Synthesis configuration v1.0. ICCAT presentation SCRS/P/2017/007.
- Thorson, J.T., Cope, J.M., Branch, T.A., and Jensen, O.P. 2012. Spawning biomass reference points for exploited marine fishes, incorporating taxonomic and body size information. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 69(9): 1556–1568. NRC Research Press. doi:10.1139/f2012-077.
- Tserpes, G., E. Tzanatos, P. Peristeraki, V. Placenti, and L. T. Kell. 2009. A bio-economic evaluation of different management measures for the Mediterranean swordfish. Fisheries Research 96: 160-166.
- Winker H, Carvalho F., Sharma R., Parker D., and Kerwath S. 2017. Initial stock assessment results for the North and South Atlantic shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) using a Bayesian Surplus Production Model and the Catch-Resilience method CMSY. ICCAT paper SCRS/2917/135.

## TABLAS

- Tabla 1.** Capturas estimadas (t) de pez espada (*Xiphias gladius*) por área, arte y pabellón.
- Tabla 2.** Matriz de captura por talla para el stock de pez espada del Atlántico norte (*Xiphias gladius*).
- Tabla 3.** Matriz de captura por talla para el stock de pez espada del Atlántico sur (*Xiphias gladius*).
- Tabla 4.** Índices de CPUE del pez espada estandarizados y seleccionados para su consideración en la evaluación de pez espada del Atlántico norte.
- Tabla 5.** Índices de CPUE del pez espada estandarizados y seleccionados para su consideración en la evaluación de pez espada del Atlántico sur.
- Tabla 6.** Ensayos del modelo BSP2 en el Atlántico norte. \* indica el caso base
- Tabla 7.** Ensayos del modelo BSP2 en el Atlántico sur. \* indica el caso base
- Tabla 8.** Resumen de los ensayos de sensibilidad de JABBA para varias combinaciones de índices de CPUE del pez espada para el Atlántico sur.
- Tabla 9.** Estimaciones de parámetros del modelo de producción excedente (ASPIC) para la captura de 1963-2015 y datos de CPUE (índice de biomasa combinado) para diferentes supuestos sobre la función subyacente del modelo excedente.
- Tabla 10.** Estadísticas resumidas para el caso base final del modelo BSP2 para el Atlántico norte.
- Tabla 11.** Medias y CV (entre paréntesis) de BSP2 para los análisis de sensibilidad en el Atlántico norte (el modelo N8 no convergió). \* indica el caso base final
- Tabla 12.** Estadísticas resumidas para el caso base final del modelo BSP2 para el Atlántico sur.
- Tabla 13.** Medias y CV (entre paréntesis) de BSP2 para los análisis de sensibilidad en el Atlántico sur. \* indica el caso base final
- Tabla 14.** Resumen de las estimaciones posteriores (medianas) e intervalos de credibilidad bayesianos del 95% (CI) de los parámetros de los ajustes del escenario del caso base de JABBA a las series de captura y de CPUE del pez espada del Atlántico sur (1950-2015). \*La formulación Schaefer se utiliza como caso base final del modelo.
- Tabla 15.** Estimaciones de JABBA de  $F/F_{RMS}$  y  $B/B_{RMS}$  (1950-2015) para el ensayo elegido como caso base Schaefer para el pez espada del Atlántico sur.
- Tabla 16.** Probabilidades para el modelo Schaefer BSP2 para el Atlántico norte.
- Tabla 17.** Proyección estimada de la probabilidad (%) de que la mortalidad por pesca se encuentre por debajo de  $F_{RMS}$  ( $F < F_{RMS}$ ) para el pez espada del Atlántico sur a partir del ensayo utilizado como caso base en el modelo JABBA Schaefer. Las proyecciones se realizaron usando el ensayo utilizado como caso base del modelo JABBA Schaefer durante el periodo 2016-2030 con el rango de TAC fijados (10000-16000 t).
- Tabla 18.** Proyección estimada de la probabilidad (%) de que la biomasa se encuentre por encima de  $B_{RMS}$  ( $B > B_{RMS}$ ) para el pez espada del Atlántico sur a partir del ensayo utilizado como caso base en el modelo JABBA Schaefer.
- Tabla 19.** Proyección estimada de la probabilidad (%) de que la mortalidad por pesca se encuentre por debajo de  $F_{RMS}$  ( $F < F_{RMS}$ ) y la biomasa se encuentre por encima de  $B_{RMS}$  ( $B > B_{RMS}$ ) para el pez espada del Atlántico sur. Las proyecciones se realizaron usando el ensayo utilizado como caso base del modelo JABBA Schaefer durante el periodo 2016-2030 con el rango de TAC fijados (4000-16000 t).

## FIGURAS

- Figura 1.** Capturas de Tarea I de pez espada del Atlántico norte y sur (t) por año.
- Figura 2.** Distribución geográfica de la captura acumulativa de pez espada (t) por artes principales, para el periodo 1950-2015.

**Figura 3.** Distribución geográfica de la captura acumulativa de pez espada (t) por artes principales, mostrada por décadas para el periodo 1950-2015.

**Figura 4.** Pesos medios de pez espada (kg) obtenidos a partir de las matrices de captura por talla para los stocks del Atlántico norte (panel superior) y el sur (panel inferior).

**Figura 5.** Índices de CPUE del pez espada estandarizados y seleccionados para su consideración en la evaluación de pez espada del Atlántico norte.

**Figura 6.** Índice de biomasa combinado de CPUE estandarizada del pez espada para el Atlántico norte e intervalos de confianza del 95% utilizados en los modelos de producción. El diagrama incluido muestra la tendencia del índice desde 1990.

**Figura 7.** Índices de CPUE del pez espada estandarizados y seleccionados para su consideración en la evaluación de pez espada del Atlántico sur.

**Figura 8.** Datos por tipo y año usados en la evaluación utilizando SS.

**Figura 9.** CPUE española sin modificación de la AMO (arriba), regresión de valores residuales (medio) y ajuste a la CPUE con la AMO.

**Figura 10.** Selectividad basada en la edad derivada de la selectividad basada en la talla por flota para 2017.

**Figura 11.** Ajuste a los datos de composición por tallas por flota para todos los años combinados.

**Figura 12.** Función stock-reclutamiento con inclinación fija (0,80) (arriba), desviaciones del reclutamiento estimadas (medio), tendencia estimada en el reclutamiento con intervalos de confianza de aproximadamente el 95% (abajo).

**Figura 13.** Resultados de los análisis retrospectivos de 1950-2017 (arriba) y para 1997-2017 (abajo).

**Figura 14.** Tendencia en la SSB/SSB<sub>RMS</sub> (arriba) y en la F/F<sub>RMS</sub> (abajo) para los tres valores de la inclinación examinados.

**Figura 15.** Tendencias en la SSB al excluir un índice de CPUE cada vez.

**Figura 16.** Variaciones asignadas en el tamaño de la muestra efectivo de los datos de composición por tallas (arriba) y tendencias de los resultados en la SSB (abajo).

**Figura 17.** Datos de entrada, ajustados y CV para la reponderación de la varianza de la serie temporal de CPUE (izquierda) y tendencia en la SSB (derecha) con (línea roja continua) y sin (línea azul discontinua) ajustes.

**Figura 18.** Distribución previa, verosimilitud máxima y valores de los parámetros de inicio para el reclutamiento máximo (arriba) y la inclinación (abajo).

**Figura 19.** Comparación de las tendencias de B/BRMS para los casos base de ASPIC de las evaluaciones del stock de pez espada del Atlántico norte de 2009, 2013 y 2017.

**Figura 20.** Estimaciones retrospectivas de los parámetros de SPM (ASPIC 7) para la Captura (1963-2015) y la CPUE (índice de biomasa combinado N-SWO) asumiendo tres funciones de producción excedente: Logística (Schaefer), Fox y Generalizada (Pella Tomlinson). El eje X indica el último año de los datos de CPUE de la captura.

**Figura 21.** Biomasa y tasa de mortalidad por pesca relativas a los niveles de RMS, a partir de BSP2 para el pez espada del Atlántico norte para (a) caso base del modelo y (b) un modelo que era igual excepto en que B<sub>RMS</sub>/K era igual a 0,4.

**Figura 22.** Diagramas de Kobe para el caso base (6) del pez espada del Atlántico norte y un modelo (10) que era igual excepto en que B<sub>RMS</sub>/K era igual a 0,4.

**Figura 23.** Análisis retrospectivo del rendimiento y la biomasa para (a) el caso base del modelo BSP2 para el Atlántico norte y (b) el modelo generalizado, mostrando la mediana de las curvas de producción y la captura representada contra la mediana de la biomasa en cada año. Los colores indican el último año de datos de CPUE usado en el ajuste.

**Figura 24.** Estimaciones de B/BRMS y F/F<sub>RMS</sub> para el pez espada del Atlántico norte a partir del modelo SS.

**Figura 25.** Biomasa y tasa de mortalidad por pesca relativas a los niveles de RMS, a partir de BSP2 para el pez espada del Atlántico sur para (a) caso base del modelo y (b) un modelo que era igual excepto en que  $B_{RMS}/K$  era igual a 0,4.

**Figura 26.** Diagramas de Kobe a partir de BSP2 para el caso base (10) del pez espada del Atlántico sur y un modelo (13) que era igual excepto en que  $B_{RMS}/K$  era igual a 0,4.

**Figura 27.** Diagrama retrospectivo para el modelo Schaefer BSP2 del pez espada del Atlántico sur mostrando la mediana de las curvas de producción y la captura representadas contra la mediana de la biomasa en cada año. Los colores indican el último año de datos de CPUE usado en el ajuste.

**Figura 28.** Ensayos de sensibilidad para JABBA para  $B/B_{RMS}$  y  $F/F_{RMS}$  (descritos en la **Tabla 8** de este informe) respecto al caso base Schaefer adoptado caso base para el pez espada del Atlántico sur. % indica el RMSE de los ajustes.

**Figura 29.** Curvas de producción excedente y trayectorias de captura estimadas como una función de biomasa para los modelos Schaefer\* (izquierda) y Fox (derecha) durante el periodo 1950-2015 para el escenario elegido como caso base de la evaluación de stock con JABBA del pez espada del Atlántico sur. Las estimaciones de RMS se ilustran con intervalos de confianza del 95% (zonas sombreada en gris). \*La formulación Schaefer se utiliza como caso base final del modelo.

**Figura 30.** Tendencias de  $B/B_{RMS}$  y  $F/F_{RMS}$  para el periodo 1950-2015 para el escenario elegido como caso base de la evaluación del stock de pez espada del Atlántico sur utilizando los modelos JABBA Schaefer\* (arriba) y Fox (abajo). \*La formulación Schaefer se utiliza como caso base final del modelo. El sombreado gris indica los intervalos de credibilidad del 95%.

**Figura 31.** Diagramas de Kobe para los modelos JABBA Schaefer\* (izquierda) y Fox (derecha), mostrando las trayectorias estimadas (1950-2015) de  $B/B_{RMS}$  y  $F/F_{RMS}$  para el caso base de la evaluación del pez espada del Atlántico sur. Las diferentes zonas sombreadas en gris indican los intervalos de credibilidad del 50%, 80% y 95% para los años finales de la evaluación. \*La formulación Schaefer se utiliza como caso base final del modelo. La proporción de puntos que recaen dentro de cada cuadrante se indica en la leyenda de la figura.

**Figura 32.** Proyecciones de  $B/B_{RMS}$  del caso base del pez espada del Atlántico norte, del modelo Schaefer BSP2, para diversos niveles de captura futura.

**Figura 33.** Proyecciones de  $B/B_{RMS}$  del pez espada del Atlántico norte, del modelo SS, para diversos niveles de captura futura.

**Figura 34.** Proyecciones de  $B/B_{RMS}$  del modelo Schaefer BSP2 del pez espada del Atlántico sur, para diversos niveles de captura futura.

**Figura 35.** Proyecciones basadas en el caso base del modelo Schaefer para el pez espada del Atlántico sur para diversos niveles de captura futura. La captura inicial para los años 2016-2017 se estableció en los informes preliminares de captura total de 2016 de 10.056 t. La línea discontinua indica BRMS.