

INFORME DE LA REUNIÓN DE EVALUACIÓN DEL STOCK DE ATÚN ROJO DE ICCAT DE 2017
(Madrid, España, 20-28 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 20 al 28 de julio de 2017. El Dr. Clay Porch (Estados Unidos), Coordinador del Grupo de especies ("el Grupo") y presidente de la reunión, inauguró la reunión y dio la bienvenida a los participantes. Los Dres. Gary Melvin (Canadá) y Ana Gordo (UE-España), relatores, respectivamente, de los stocks del Atlántico occidental y del Atlántico oriental y Mediterráneo, copresidieron la reunión. El Sr. Meski, Secretario Ejecutivo de ICCAT, dio la bienvenida a los participantes y destacó la importancia de la reunión debido a las altas expectativas de la Comisión en relación con esta evaluación, con las revisiones de datos antiguos, la disponibilidad de nuevos datos y la actualización de los índices de abundancia. El Presidente procedió a revisar el orden del día, que se adoptó con algunos pequeños cambios (**Apéndice 1**).

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

| <i>Sección</i> | <i>Relatores</i> |
|-------------------|--|
| Puntos 1 y 9 | M. Neves dos Santos |
| Punto 2 | G. Melvin |
| Punto 3 | |
| Puntos 3.1 y 3.2 | G. Diaz, M. Ortiz, A. Kimoto |
| Puntos 3.3, y 3.4 | A. Hanke |
| Punto 3.5 | J. Hoenig, L. Ailloud |
| Punto 3.6 | H. Arrizabalaga, L. Kerr |
| Punto 3.7 | A. Gordo, G. Melvin |
| Punto 4 | J.J. Maguire, S. Cadrin |
| Punto 5 | T. Itoh, C. Porch, S. Nakatsuka, A. Kimoto, J. Walter |
| Punto 6 | C. Brown, T Rouyer, J. Walter, S. Cadrin, M. Lauretta, R. Sharma |
| Punto 7 | A. Hanke, C. Porch, G. Melvin, A. Gordo, D. Die |
| Punto 8 | G. Melvin y A. Gordo |

2 Examen de los documentos científicos presentados al Grupo

El Coordinador indicó que se habían presentado para su revisión 26 documentos y 1 presentación. Los resúmenes respectivos están incluidos en el **Apéndice 4** tal y como fueron enviados por los autores. Se dio prioridad a los documentos directamente relacionados con la evaluación de stock de 2017. Debido a la falta de tiempo, 4 documentos no fueron presentados ni revisados por el Grupo. El primero de estos documentos trataba sobre la Tarea II (SCRS/2017/171), del que se presentó y aceptó durante la reunión de preparación de datos un primer borrador para actualizar la captura por talla del cerco francés y español para las pesquerías de atún rojo del Mediterráneo entre 1970 y 2010. El segundo correspondía a datos de Tarea I (SCRS/2017/169) e incluía una revisión de las capturas nominales de atún rojo del Atlántico de UE-España. El documento SCRS/2017/149 presentaba un informe preliminar de la prospección aérea del GBYP de concentraciones de reproductores de atún rojo realizada en 2017. Por último, el documento SCRS/2017/131 presenta la distribución de marcas convencionales y electrónicas que fueron colocadas en el Atlántico y en el estrecho de Gibraltar y que posteriormente fueron recuperadas o emergieron en el Mediterráneo.

3 Datos revisados y actualizados para la evaluación de stock

3.1 Biología

El documento SCRS/2017/083 presentaba 5 hipótesis diferentes acerca de la mortalidad natural (M) del atún rojo del oeste. Las cinco hipótesis se confrontaban con estimaciones de supervivencia empíricas de un

modelo discreto de recuperación de marcas de Brownie aplicado a los datos de marcado convencional para el periodo 1965-2016. Aunque los datos de marcado convencional contenían considerable información sobre supervivencia a lo largo del tiempo, no pudo seleccionarse una sola hipótesis acerca de mortalidad natural del conjunto de candidatas basándose en el análisis. Sin embargo, si las estimaciones de supervivencia para el periodo de 1995 a 1999 son una medida precisa de la supervivencia total y son representativas de peces más grandes en comparación con otros periodos, entonces una tasa de mortalidad natural superior a 0,12 por año para este grupo es incoherente con los resultados.

El Grupo indicó que el modelo Brownie proporcionaba estimaciones de la supervivencia total de las cohortes marcadas, agregadas entre edades, que fueron utilizadas para refutar diversas hipótesis acerca de la tasa de mortalidad natural del atún rojo del Atlántico. El Grupo preguntó cómo se habían obtenido las estimaciones de los valores de M por edad. Se explicó que estas estimaciones se obtuvieron utilizando una función Lorenzen basada en el peso por edad medio estimado a partir de la curva de crecimiento adoptada y la relación talla-peso, y escaladas a una tasa asintótica de 0,1. Se observó que los patrones de supervivencia estimados a partir de los análisis de marcado eran diferentes de las tendencias de mortalidad por pesca apical (F) estimadas mediante el VPA. Sin embargo, el Grupo opinó que este resultado no era imprevisto dado que tanto la composición por edad de los peces marcados como la selectividad global de las flotas había cambiado en el tiempo. Por ejemplo, en los 70 la mayoría de colocaciones y recapturas de marcas eran de atunes rojos pequeños en la pesquería de cerco estadounidense. Las estimaciones de supervivencia a partir de los análisis de marcado indican una supervivencia menor durante este periodo, coherente tanto con el marcado de peces más jóvenes como con mayores niveles de F sobre peces más jóvenes, como estimaba el VPA. Las estimaciones de supervivencia basadas en el marcado han aumentado, debido en gran parte a un cambio en el marcado para marcar peces más grandes, y no reflejan el patrón global de la F apical del VPA. El Grupo discutió también si M podría haber cambiado en el tiempo. Aunque hubo un acuerdo general respecto a que ese podría ser el caso, el Grupo consideró que no contaba con datos suficientes para estimarlo y, por ello, acordó asumir un vector de M por edad constante para la evaluación. Además, el Grupo fue informado de los resultados de un nuevo estudio que estimaba la mortalidad natural del atún rojo occidental utilizando marcas acústicas en Canadá. Este estudio estimaba que M oscila entre 0,04 y 0,09 (A. Boustany 2017 com. pers.). Se indicó también que la CCSBT considera en el modelo operativo un rango de valores para M por edad 10 cuya mediana de aproximadamente 0,07 es algo inferior a 0,1 (R. Hillary 2017 com. pers.). El Grupo reconoció este problema y propuso escalar la función Lorenzen a la asíntota en un valor de $M=0,07$ para los peces mayores como ensayo de sensibilidad.

El documento SCRS/2017/164 presentaba las estimaciones de la fracción del atún rojo occidental que desova por edad basadas en una comparación de la frecuencia de edad de los peces recogidos en las zonas de desove del golfo de México con la frecuencia de edad estimada de la evaluación de 2014 (Anón. 2015). Los resultados sugieren que los peces menores de 9 años rara vez desovan en el golfo de México y que el pico de frecuencia de reproducción no se logra hasta aproximadamente la edad 15. Los autores recomendaron un procedimiento para estimar la fracción de reproductores por edad basada en la selectividad estimada de los peces en las supuestas zonas de reproducción (en lugar de depender de evaluaciones anticuadas).

Se asumió que la composición por tallas y edades a partir de los desembarques utilizada en el estudio era representativa de la composición por tallas del atún rojo del golfo de México. El Grupo reconoció también que, dado que los datos fueron recopilados por programas de observadores científicos, la calidad de los datos no era probablemente una fuente de inquietud. Se discutió si la selectividad de tallas podría haber afectado a los resultados del análisis y si la selectividad podría tener forma de cúpula. El Grupo señaló que, si ese era el caso, entonces los resultados estarían aún más sesgados hacia edades superiores. Por último, se indicó que la pesquería de atún rojo mexicana ha mostrado una gama más amplia de tallas en algunos años, incluidos peces tan pequeños como de 120 cm FL, y se sugirió incluir estos datos en futuros análisis. Sin embargo, el Grupo convino en que la fracción de estos pequeños peces en la captura total era insignificante y en que utilizar estos datos no cambiaría significativamente los resultados del análisis actual.

En el documento SCRS/2017/170 se presentaban los resultados de utilizar la determinación directa de la edad para estimar una clave edad-talla y una curva de crecimiento del atún rojo del este. El estudio utilizaba otolitos y espinas recogidos entre 1984 y 2013.

El Grupo indicó que los resultados de ajustar el crecimiento presentaban un ajuste relativamente pobre de las edades 8 y superiores. Se indicó que parece existir un sesgo de selectividad en el ajuste de los peces más

pequeños. Se mencionó que el Grupo podría querer considerar el uso de diferentes funciones de crecimiento para diferentes rangos de edad. Es bien sabido que la energía pasa de destinarse al crecimiento en las edades más jóvenes a destinarse a la reproducción en las edades superiores. Por lo tanto, no es imposible que el crecimiento pueda describirse mejor utilizando más de una función de crecimiento. Por ejemplo, el Grupo podría considerar utilizar el crecimiento estimado mediante Cort (1991) y Cort *et al.* (2014) para las edades más jóvenes y el estimado mediante la función de crecimiento de Allouid *et al.* (2017) para las edades superiores. El Grupo también debatió si utilizar la talla media por edad observada a partir de los datos brutos en lugar de la curva de crecimiento para la separación de cohortes. El Grupo decidió aplicar la curva de crecimiento de Cort (1991) para la separación de cohortes a pesar del aparente mal ajuste a las edades superiores. Sin embargo, el Grupo indicó que es necesaria una función de crecimiento para las proyecciones del estado del stock.

Aparte de estas nuevas contribuciones, en la **Tabla 1** se presenta un resumen de los actuales supuestos sobre las características del ciclo vital que se utilizó en la evaluación para los stocks del Atlántico oeste y del Atlántico este y Mediterráneo.

3.2 Estimaciones de captura

Durante la reunión de preparación de datos de marzo (Anón. *en imprenta*), el Grupo revisó los datos básicos de CAS y talla de Tarea I y Tarea II (véase la sección 3.1 del Informe para más detalles). Durante el periodo intersesiones, la Secretaría finalizó las consultas con los científicos y las CPC para clasificar las capturas por arte de la categoría desconocido. Tal y como acordó el Grupo de trabajo, se actualizó la Tarea I para incluir las llamadas "capturas aumentadas" como parte de la mejor estimación de las extracciones totales para el atún rojo del este para el periodo 1998-2007. Las capturas aumentadas se asignaron todas al arte de cerco. La **Tabla 2** y la **Figura 1** presentan la captura total utilizada en esta evaluación para cada stock para el periodo 1950-2015. La Secretaría proporcionó también una compilación de las capturas históricas de atún rojo desde 1512, recuperadas principalmente en el marco del GBYP (**Figura 2**).

Para los modelos de evaluación que requieren estadísticas de captura específicas de la flota (véase la sección 4), la Secretaría, en colaboración con los principales analistas, preparó la distribución de la Tarea I en la estructura de la flota. Para el atún rojo del este se creó un total de 13 categorías de flota-arte y para el atún rojo del oeste se crearon 11 categorías flota-arte. Estas categorías flota-arte estaban también directamente asociadas con las correspondientes muestras de frecuencias de tallas como datos de entrada para los modelos estadísticos de captura. La **Tabla 3** muestra la estructura flota-arte y la correspondiente asignación de captura por año (**Figura 3**).

3.2.1 Examen de las estadísticas de Tarea I a utilizar para las proyecciones

Durante la reunión de preparación de datos, se acordó utilizar 2015 como año terminal para la evaluación. La Secretaría informó al Grupo de que, antes de la reunión, se habían realizado informes incompletos de capturas de atún rojo para 2016. Durante la reunión, científicos de las principales flotas comunicaron sus estimaciones preliminares de las capturas de 2016 para el stock occidental: Japón 345,4 t, Canadá 480 t y Estados Unidos 1025 t. Para los demás pabellones, se acordó traspasar las capturas de 2015. En total, la captura estimada de atún rojo del Atlántico oeste fue de 1.912,4 t en 2016. Para el modelo de evaluación que requería capturas específicas flota-arte, se asumieron las mismas proporciones flota-arte que en 2015. La **Tabla 4** resume las estimaciones de las capturas para el atún rojo del oeste en 2016. Para el atún rojo del este, no se dispone de datos preliminares, por lo que el Grupo acordó usar la asignación del TAC para 2016 (19.296 t) para las proyecciones.

3.2.2 Talla de Tarea II

El documento SCRS/2017/166 presenta una revisión detallada y análisis preliminares de las muestras de frecuencias de tallas del atún rojo. En relación con la tarea de armonizar las frecuencias de talla de Tarea II (T2SZ), se informó de los progresos en la reunión de preparación de datos (Anón. *en imprenta*). Durante el periodo intersesiones, se produjeron importantes actualizaciones a los datos de talla:

BFT-Oeste:

- i) Actualización de las muestras de talla para la pesquería canadiense de liña de mano para el periodo 1974-1985. Estas muestras de talla se utilizaron también para elaborar la CAS y la CAA para este arte-flota particular.
- ii) Examen de las muestras de talla de la flota de palangre estadounidense del golfo de México, en la que algunos peces habían recibido un código erróneo en la base de datos de ICCAT como mediciones de longitud a la horquilla cuando, de hecho, eran mediciones de la aleta pectoral a la horquilla. Los científicos proporcionarán valores actualizados y factores de conversión apropiados para estas muestras de talla. Mientras tanto, estas muestras se convirtieron a SFL para los análisis estadísticos de captura por talla.

BFT-Este:

- i) Actualización de las muestras de talla para las flotas francesa y española de cerco (SCRS/2017/171) para el periodo 1970-2010, basándose en el peso medio por operación.
- ii) Actualización de las mediciones de talla de las cámaras estereoscópicas del atún rojo enjaulado (2014-2015).
- iii) Actualización de la talla en el momento de la captura estimada para el atún rojo sacrificado en las granjas (SCRS/2017/24) para el periodo 2008 - 2015.

La mayoría de las nuevas muestras de talla se integró también en la estimación de la CAS y la CAA. Para el atún rojo del este, se disponía de muestras de talla de dos o más fuentes (por ejemplo, cámaras estereoscópicas, talla en el momento de la captura retrocalculada para los peces de granja sacrificados, informes nacionales) creando una posible duplicación de la información, principalmente en las pesquerías de almadrabas y cerco. Se aplicó un sistema de prioridades cuando se producía un solapamiento de los datos de talla. Este sistema daba la prioridad más alta a las muestras de las cámaras estereoscópicas, seguidas del retrocálculo a partir de los peces sacrificados y la menor importancia a los informes nacionales.

Todas las muestras de talla fueron revisadas y asignadas en la estructura de flota-arte para los modelos estadísticos de captura, creando muestras de frecuencias de talla anuales (SCRS/2017/166). Se impuso un mínimo de 75 peces medidos por año para cada muestra de frecuencias de talla, estrato flota-arte. Las muestras con una asimetría o curtosis extrema fueron también cuidadosamente revisadas y comprobadas antes de ser incluidas, y los peces de más de 350 cm SFL fueron excluidos. La **Figura 4** muestra la distribución de tallas en cada categoría flota-arte para los stocks occidental y oriental.

3.2.3 Captura por talla y captura por edad

La mayoría de las nuevas muestras de talla se integró también en la estimación de la CAS y la CAA. La CAS fue elaborada por la Secretaría siguiendo directrices similares a las de evaluaciones anteriores para las sustituciones por flota, arte, área y trimestre cuando las muestras de talla, la CAS o la CAA no estaban disponibles. La **Tabla 5** presenta las sustituciones utilizadas en la CAS actual. Durante el periodo intersesiones, la Secretaría creó una CAA usando el método de "separación de cohortes" como se había hecho en evaluaciones anteriores, basándose en la talla por edad estimada mensual a partir de los modelos de crecimiento, del modelo de crecimiento de von Bertalanffy para el stock de atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo (Cort, 1991, Cort *et al.* 2014) y del modelo de crecimiento de Richards para el stock de atún rojo del oeste (Ailloud *et al.* 2017). Se usó un protocolo alternativo de determinación de la edad para generar una CAA, utilizando un crecimiento paramétrico (mismos modelos de crecimiento) que utiliza la varianza de talla por edad para estimar una distribución de probabilidad de las edades para una talla determinada. El documento SCRS/2017/181 compara ambos protocolos de determinación de la edad aplicando un análisis de la curva de captura a la CAA estimada. En general, ambos protocolos de determinación de la edad estimaban CAA comparables y las estimaciones de la mortalidad total a partir de la curva de captura eran similares para el stock occidental, algunas más variables para el stock oriental.

3.3 Estimaciones de abundancia relativa y de CPUE

Los índices de abundancia relativa recomendados para su uso en la evaluación del stock fueron descritos en detalle en la reunión de preparación de datos y se enumeran brevemente en el punto "Métodos". Véase el informe de la reunión de preparación de datos para más detalles (Anón. *en imprenta*).

El documento SCRS/2017/082 presentaba tres índices estandarizados de abundancia relativa de atún rojo utilizando los peces capturados por las almadrabas marroquíes y portuguesas en la zona cercana al estrecho de Gibraltar. Se basaban en factores como año, mes e ID de la almadraba/localización. Un único índice cubría desde 1998 hasta 2016 y se crearon dos índices separados para 1998-2011 y 2012-2016 en respuesta a posibles cambios en las operaciones de pesca (por ejemplo, las cuotas se agotaron en poco tiempo).

Los siguientes párrafos describen varios documentos sobre índices presentados a la evaluación, pero no usados en la evaluación actual.

El documento SCRS/2017/180 presentaba un índice de abundancia relativa estandarizado de atún rojo basado en datos de los cerqueros tunecinos (2009 a 2016). Los valores anuales de la CPUE eran elevados en los tres últimos años y la tendencia general era similar a la tendencia en el peso medio de los peces.

El Grupo indicó que se disponía de datos de VMS que podrían utilizarse para mejorar las estimaciones futuras de esfuerzo y se indicó que estos datos estaban disponibles para todos los cerqueros.

El documento SCRS/2017/172 presentaba un índice nominal actualizado de abundancia relativa de atún rojo utilizando los datos de los cerqueros de Balfegó y un segundo índice basado en la flota pesquera conjunta de Balfegó. Ambos índices presentaban tendencias similares a las de los índices de palangre japonés. La CPUE basada en la flota pesquera conjunta era más estable que el índice japonés y que el de los cerqueros de Balfegó de los tres últimos años. El peso medio de los peces en 2017, tal y como lo estimaron los patrones, no difería de los pesos estimados a partir de las cámaras estereoscópicas en 2016.

El Grupo indicó que las operaciones de pesca conjuntas que capturan peces para las granjas afectarían a las estimaciones de esfuerzo y, por consiguiente, a la tendencia de la CPUE y preguntó por la disponibilidad de datos de VMS para corregir o definir mejor el esfuerzo. Se observó que esta información debería estar disponible para los buques de Balfegó. El Grupo preguntó también por la disponibilidad de datos de ecosondas o sonares para obtener estimaciones de la densidad de los cardúmenes. Se indicó que la zona pescada es pequeña y no correspondía con la zona completa de la prospección aérea y que las ecosondas comerciales no tienen, por lo general, la capacidad de grabar.

El documento SCRS/2017/184 proporcionaba un índice nominal de abundancia de atún rojo basado en las operaciones de pesca con palangre japonesas en aguas territoriales de Argelia y en el marco de la cuota de captura de Argelia, realizadas entre 2000 y 2006. Se demostró que el rendimiento aumentaba al aumentar la SST y que temperaturas de 20°C eran las óptimas. La prevalencia de hembras aumentaba también con una mayor SST. Se disponía también de datos de operaciones de cerco (2010-2017) pero no produjeron un índice de abundancia debido a la dificultad de definir una unidad constante de esfuerzo pesquero.

El Grupo preguntó acerca de la medida de esfuerzo pesquero usada en la CPUE. Se indicó que, para el esfuerzo, se utilizó el número de buques. El Grupo sugirió que, en el futuro, debería considerarse una medida del esfuerzo más adecuada.

3.4 Mercado

No se presentó nueva información, aunque los datos de marcado tanto convencional como electrónico presentados en la reunión de preparación de datos fueron resumidos para su introducción en los modelos de mezcla. El Grupo señaló que la base de datos de marcas electrónicas no incluye ninguna información para indicar si la marca se ha recuperado en la pesquería o no. Diversos investigadores proporcionaron esta información durante el curso de la reunión, pero el conjunto de datos continuaba siendo demasiado incompleto para usarlo en los modelos durante la reunión.

3.5 Composición por edad (claves edad-talla)

El documento SCRS/2017/170 volvía a examinar lecturas de espinas históricas y establecía que el método histórico utilizado para la determinación de la edad proporciona resultados equivalentes a los obtenidos utilizando la metodología estandarizada adoptada actualmente, y que, por tanto, estos registros pueden utilizarse para estimar el crecimiento y la composición por edad. Asimismo, intentaba desarrollar una

nueva curva de crecimiento para el Atlántico oriental utilizando la misma metodología utilizada para el Atlántico occidental (es decir, la metodología de Ailloud *et al.* 2017). Ambos modelos, el nuevo von Bertalanffy y el de Richards producían patrones en los valores residuales. La razón para esta falta de ajuste se debía en gran parte a la falta de peces mayores en el conjunto de datos, así como a posibles diferencias en el patrón de selectividad entre los peces jóvenes y los peces mayores. Por consiguiente, se propuso explorar modelos más flexibles. El Grupo propuso dos posibles alternativas cuando se dispone de un modelo de crecimiento paramétrico aceptable: i) utilizar tallas por edad medias (de los datos en bruto) para formar una curva de crecimiento empírica y usarla para separar las cohortes en la captura por tallas, o ii) usar una "curva transformada" vinculando el modelo de Cort (1991) y Cort *et al.* (2014) para las edades más jóvenes y el modelo de Allouid *et al.* (2017) para las edades mayores.

El documento SCRS/2017/179 presentaba las estimaciones de captura por edad para los stocks tanto oriental como occidental basándose en la clave edad-talla que combina hacia delante e inversa (Hoenig *et al.* 2002). Tras los problemas iniciales para maximizar la verosimilitud, se desarrolló un procedimiento ad hoc que limitaba las estimaciones de la probabilidad por edad lejos de cero y facilitaba la convergencia. El Grupo señaló que la matriz de captura por edad para el Atlántico occidental parecía seguir bien la evolución de las cohortes fuertes y débiles. En general, la clave combinada proporcionaba resultados similares a la separación de cohortes con algunas diferencias en las magnitudes de las cohortes y la clase anual asignada a una cohorte fuerte (**Figura 5**). Sin embargo, el Grupo planteó tres inquietudes respecto a la clave combinada: 1) Algunas cohortes parecen casi desaparecer solo para reaparecer un año después, causando inestabilidad en el VPA, 2) El peso medio calculado en el grupo plus era inferior al de los ejemplares de 15 años debido al pequeño tamaño de las muestras para la edad 15 y 3) una fuerte clase anual de 2002 aparece en toda la matriz de captura por edad occidental mientras que existía la inquietud de que podría ser la clase anual de 2003. Para el Atlántico oriental, había problemas mayores con la convergencia de la clave que combina hacia delante e inversa debido a los pequeños tamaños de muestra de grandes ejemplares, además, las estimaciones de la composición por edad variaban enormemente de año en año para los tres años más recientes.

Las estimaciones de captura por edad para el oeste obtenidas a partir de la clave que combina hacia delante e inversa se ejecutaron mediante el VPA y se observó que producía algunos patrones extraños de F extremadamente elevada seguida de F extremadamente baja debido a la desaparición y reaparición de las cohortes. Por lo tanto, el Grupo decidió ejecutar un ensayo del VPA para el oeste con la composición por edades para los 5 años más recientes (2010-2015) obtenida a partir de la clave edad talla que combina hacia delante e inversa y la composición por edades para los años anteriores a 2010 obtenida a partir de la separación de cohortes. El Grupo plus para el ensayo se estableció en la edad 16+. Los resultados se presentaron al Grupo. Se expresó la inquietud de que había un cambio aparente en la selectividad debido al cambio en el método para estimar la composición por edades. Por lo tanto, se decidió utilizar la separación de cohortes para crear los VPA de base y utilizar la matriz de captura por edad obtenida a partir de la clave que combina hacia delante e inversa solo como ensayo de sensibilidad. Para el VPA para el este, se decidió usar la composición por edades obtenida a partir de la separación de cohortes basada en la curva de Cort (1991) y Cort *et al.* (2014), a pesar de ser conscientes de que existe un mal ajuste a los ejemplares mayores, dado que L_{∞} está mal estimado debido a la falta de peces mayores en el ajuste.

Para los modelos stock synthesis (SS3), los pares edad-talla se introdujeron como distribuciones de frecuencias de edades por intervalos de talla (a intervalos de 4 cm para el este e intervalos de 5 cm para el oeste) para cada año y pesquería en los cuales se recogieron los datos. Esta introducción de los pares edad-talla hace que se utilicen eficazmente los datos como una clave edad-talla más que como una composición por edades. Estos datos de entrada permitieron a los modelos integrados utilizar la información de los escasos datos de edad-talla sin asumir que los datos eran representativos de las edades en todo el rango de tallas. Los datos de determinación de la edad se introdujeron con un error de determinación de la edad y un sesgo de determinación de la edad, descritos más abajo.

Tras examinar más en profundidad los datos de edad, el grupo observó que la talla por edad media de las muestras de espinas aparecía sistemáticamente más grande que la talla por edad media de las muestras de otolitos (**Figuras 6 y 7**). Los expertos en determinación de la edad explicaron que se cree que las lecturas de espinas para los peces jóvenes (< 7 años) son muy fiables, pero expresaron cierta inquietud respecto a las edades estimadas a partir de las muestras de otolitos hasta la edad 7 porque se sabe que los peces juveniles depositan bandas que pueden interpretarse erróneamente como anuales en las muestras de ejemplares jóvenes, lo que hace probable la sobreestimación de la edad a partir de otolitos. Los datos

utilizados para elaborar la clave edad-talla que combina hacia delante e inversa para el stock del oeste consistían principalmente en datos de otolitos (~10 muestras de espinas) lo que podría explicar el por qué la fuerte cohorte aparente en la captura por edad derivada de la clave combinada se estaba asignando a la clase anual de 2002 en lugar de a la clase anual de 2003. El Grupo recomendó añadir al modelo Stock Synthesis un vector de sesgo de la determinación de la edad ya que puede tener en cuenta esta posible fuente de sesgo. Por ello, se elaboró un vector de sesgo de la determinación de la edad utilizando los datos de muestras emparejadas de otolitos-espinas recogidas en el pasado (Rodríguez Marín *et al.* 2016) asumiendo que las lecturas de espinas son correctas para los peces de hasta 7 años (**Tabla 6**). Se creó un vector de otolitos a los que se ha determinado la edad y corregido el sesgo tomando la media ponderada de las lecturas de edad de las muestras de otolitos asociadas con cada grupo de edad de las muestras de espinas correspondientes.

3.6 Composición del stock (microquímica de otolitos, genética)

Durante la reunión no se presentaron nuevos documentos sobre la composición del stock. El Grupo convino en confiar en los datos sobre composición del stock recopilados durante las reuniones de preparación de datos de 2016-2017 en una base de datos sobre la composición del stock de ICCAT. La base de datos incluye datos sobre la composición del stock del GBYP, Canadá, Estados Unidos y la Unión Europea. Durante la reunión, se añadieron a la base de datos de Estados Unidos. Estos datos se componen de asignaciones basadas en química de otolitos de atunes rojos del Atlántico recogidos por Estados Unidos en el golfo de Maine durante el periodo 2010-2011. La asignación individual de estos datos se basó en el procedimiento de bosque aleatorio (Hanke *et al.* 2016). Además, se realizaron correcciones a la base de datos en la asignación de año y zona a las asignaciones individuales de origen. La base de datos final se puso a disposición del grupo para los diferentes modelos que se estaban usando en la evaluación, así como para el enfoque MSE.

La base de datos combinada incluye 6.886 ejemplares con información sobre su probabilidad de ser originarios del este (**Figura 8**). Siguiendo los criterios adoptados durante las reuniones de preparación de datos de 2016 y 2017, se asignó un origen a los peces solo cuando la probabilidad de ser originarios del este era inferior a 0,3 (asignados al oeste, n=2773) o superior a 0,7 (asignados al este, n=2727).

Actualmente, la base de datos permite la estimación de la composición del stock para todas las zonas de atún rojo excepto para el SC_ATL. La **Figura 9** ilustra la proporción de peces originarios del este por área, estimada a partir de la base de datos sobre composición del stock de ICCAT. La información sobre composición del stock por área sugiere que no hay una composición del stock mezclada dentro de las dos zonas principales de desove (es decir, 100% originarios del oeste dentro del GOM y aproximadamente 100% originarios del este dentro del MED), una composición del stock mínimamente mezclada dentro de SE_ATL, E_ATL, NE_ATL, y NC_ATL y una mayor composición del stock mezclada dentro de W_ATL, CAR, y GSL. Las áreas atlánticas definidas dentro de los límites del stock oriental mostraban proporciones de origen oriental superiores al 0,6, mientras que las áreas occidentales mostraban proporciones de origen oriental inferiores a 0,8.

Los datos para aportar información a las estimaciones de las proporciones del stock son más abundantes desde 2009, cuando se realizaron la mayoría de los análisis. Sin embargo, para algunas áreas (WATL y GOM) están disponibles datos de finales de los 70 y los 90. Los resultados sugieren que existe una variación interanual importante en las proporciones estimadas dentro de una zona determinada. Dentro de zonas únicas, las proporciones pueden también variar entre artes pesqueros, especialmente en grandes zonas (por ejemplo, W_ATL) donde diferentes artes (por ejemplo, palangre y caña y carrete) operan en diferentes áreas (**Figura 10**).

Se examinó la información de la base de datos sobre composición del stock de ICCAT con miras a documentar la revisión de los VPA de la población de origen (SCRS/2017/174). Las tendencias temporales en la proporción del este se examinaron por flota (definida por área y arte) para determinar los supuestos sobre la composición del stock para los VPA de la población de origen. Se utilizaron las siguientes normas al determinar la composición del stock para aportar información a este modelo y las estimaciones resultantes se muestran en la **Figura 11**:

- i) Si los datos sugieren diferencias anuales en la proporción de peces originarios del este, las estimaciones variables en el tiempo de la composición del stock se proponen por flota.

- ii) Se propone utilizar las estimaciones multianuales de la proporción de peces del este para los años sin datos o tamaños de muestra inferiores a 14 (basándose en el tamaño de muestra mínimo necesario para detectar una diferencia entre 0,7 y 0,3).
- iii) Considerando algunas anomalías aparentes, la mediana de las proporciones entre las muestras agregadas se utilizó para determinar la composición del stock por flota.

3.7 Otros datos

No se presentó información.

4 Métodos relevantes para la evaluación de stock

La evaluación de stock de 2017 se llevó a cabo para los dos stocks de atún rojo del Atlántico. Además de las importantes revisiones de datos pesqueros históricos, nuevas series de abundancia relativa independientes de la pesquería y nueva información sobre el ciclo vital, se aplicaron a ambos stocks una amplia gama de modelos, lo que incluye configuraciones revisadas de análisis de población virtual (VPA), estadístico de captura por talla, estadístico de captura por edad y otros modelos de evaluación integrados. De estos, los únicos modelos que se considera que han progresado lo suficiente al final de la reunión para ser considerados como base del asesoramiento en materia de ordenación fueron las aplicaciones del VPA para el stock oriental (Sección 4.1) y las aplicaciones del VPA y el Stock Synthesis para el stock occidental (Sección 4.2). Las especificaciones para el resto de modelos se presentan conjuntamente en la sección 4.3.

4.1 Métodos – Este

4.1.1 Especificaciones del VPA aplicadas al stock del Atlántico este y Mediterráneo

Se utilizó una configuración revisada del software VPA-2Box (Porch *et al.*, 2001 disponible en el catálogo de software de ICCAT: <https://github.com/ICCAT/software/wiki/2.10-VPA2Box>). En evaluaciones anteriores, el enfoque era empezar desde la última evaluación y hacer modificaciones de manera progresiva, paso por paso. Dado el gran número de cambios en los datos de entrada, la revisión de los datos de Tarea I y Tarea II, la revisión de los índices del tamaño del stock y la longitud de las series temporales, como consecuencia de diversas reuniones de preparación de datos, dicho enfoque progresivo resultaba poco práctico y no se llevó a cabo un ensayo de continuidad. En este contexto, el GBYP ha sido extremadamente útil a la hora de recuperar los datos y ponerlos a disposición del grupo, especialmente los relacionados con la composición por tallas (SCRS/2017/166).

Se llevó a cabo un análisis exploratorio del conjunto de datos de atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo preparado para el análisis de población virtual en el documento SCRS/2017/123. Estos datos incluyen la captura por edad de todo el stock, la captura por unidad de esfuerzo y sus capturas parciales. El análisis exploraba las correlaciones y los conflictos entre las series de CPUE, los patrones de selección de las principales flotas y la mortalidad por pesca de las edades terminales, el principal parámetro estimado por el VPA. El análisis se utilizó para ayudar a desarrollar escenarios para utilizarlos en la evaluación.

Los modelos de evaluación de stock son vulnerables a observaciones anormales (datos atípicos), que podrían dar lugar a estimaciones sesgadas de los parámetros, a una subestimación de la incertidumbre y a una capacidad pobre de predicción. Por lo tanto, deberían identificarse los puntos influyentes y explorarse su impacto. El SCRS/2017/104 y el SCRS/2017/124 presentaban, por tanto, una verificación cruzada de la evaluación del análisis de población virtual del Atlántico este y el Mediterráneo para demostrar cómo estimar el sesgo y validar los escenarios de la evaluación de stock.

Antes de la reunión de evaluación de stock, se exploró una amplia gama de opciones y parámetros, como probar diferentes escenarios (SCRS/2017/168) para la ratio entre la mortalidad por pesca en el grupo plus y la mortalidad por pesca de la última edad verdadera (F_{ratio}), el número de años y las penalizaciones a la fuerza del reclutamiento y la vulnerabilidad, así como la consideración de la escalación de la varianza de los índices del tamaño del stock. Se probaron dos métodos para calcular los pesos medios por edad (WAA): i) basado en la curva de crecimiento y ii) dividiendo la captura por edad total en peso entre la captura por edad total en número. Ambos enfoques produjeron WAA fuertemente decrecientes en el grupo plus (10+). Esto dio como resultado demasiados modelos para comparar entre sí. Para reducir el número de ensayos,

se realizó una primera selección excluyendo los inadecuados. Los modelos se consideraron inadecuados si proporcionaban una mediana de la SSB para la serie temporal que fuera excesivamente elevada (> 500.000 t), si los patrones retrospectivos de las SSB eran demasiado severos y si los diagnósticos del modelo eran pobres. Los mejores de entre los modelos restantes se clasificaron conforme al criterio de información de Akaike (AIC). Sin embargo, se indicó que el proceso de selección de los modelos no puede basarse en el AIC si se cambian, entre los ensayos, las limitaciones o los datos. No obstante, los resultados proporcionaron una orientación útil para las posteriores formulaciones desarrolladas durante la reunión.

Los parámetros de entrada del modelo utilizados en el análisis descrito a continuación se resumen en la **Tabla 1**.

Los índices de abundancia del stock fueron los acordados en la reunión de preparación de datos de marzo de 2017 (**Tabla 7**):

1. 'MOR_SP_TP', combinado almadrabas Marruecos – UE-España para 1981-2011
2. 'MOR_POR_TP', combinado almadrabas Marruecos – UE-Portugal para 2012-2015
3. 'JPN_LL_EastMed', palangre japonés en el Este y el Mediterráneo para 1975-2009
4. 'JPN_LL1_NEA', palangre japonés en el Atlántico nororiental para 1990-2009
5. 'JPN_LL2_NEA', palangre japonés en el Atlántico nororiental para 2010-2015
6. 'SP_BB1', cebo vivo de UE-España para 1952-2006
7. 'SP_BB2', cebo vivo de UE-Francia y UE-España para 2007-2014
8. 'FR_AER', prospección aérea francesa para 2000-2003, 2009-2012 y 2014-2015
9. 'WMED_LARV', índice larvario en el Mediterráneo occidental para 2001-2005 y 2012-2015

El índice de la prospección aérea francesa está basado en el número de bancos observado teniendo en cuenta la detectabilidad de los diversos tamaños de bancos. Aunque se ha consignado el número de bancos pequeños, medianos y grandes, no se conoce el tamaño real de lo que es un banco pequeño, mediano o grande en un año determinado. Observando que las proporciones de los diversos tamaños de bancos diferían entre el primer periodo y los dos siguientes, el Grupo decidió tratar el primer periodo (2000-2003) como un índice separado (FR_AER1 y FR_AER2).

El Grupo indicó que la profundidad muestreada con los remolques oblicuos de plancton para la prospección de larvas había cambiado de 69 m en el primer periodo (2001 a 2005) a 24-32 m dependiendo del año en el segundo periodo (2012 a 2015). Los autores explicaron al Grupo por correspondencia cómo se había estandarizado el índice para tener en cuenta el cambio en la profundidad. Continuaba existiendo inquietud respecto a si las series deberían separarse, sin embargo, el Grupo decidió utilizarlo como una única serie.

Se aplicó una limitación de 3 años a la vulnerabilidad ($stdev=0,4$, véase el documento SCRS/2017/168) y ninguna limitación al reclutamiento ni a la relación stock-reclutamiento (para más detalles sobre el VPA2-BOX, está disponible un manual en: <https://github.com/ICCAT/software/wiki/2.10-VPA2Box>). Todos los índices de CPUE que pertenecían a la misma clase de arte fueron ponderados igualmente, mientras que las series de cada prospección independiente de la pesquería fueron ponderadas por separado. Se estimó la F del año terminal para las edades 1 a 9. Se estimaron las ratios de F para 1968-1980, 1981-1995, 1996-2007 y 2008-2015. Los periodos se decidieron basándose en las tendencias de las ratios de F estimadas como un desarrollo aleatorio (ensayos 1-11 en la **Tabla 8**), lo que parecía coherente con las expectativas basadas en los grandes cambios en la reglamentación y en otros desarrollos de la pesquería.

Los archivos de entrada y de salida del caso base del VPA se incluyen como **Apéndice 5** (no incluido en este informe).

En la **Tabla 8** se presenta una breve descripción de los ensayos principales realizados durante la reunión.

4.2 Métodos – Oeste

4.2.1 Especificaciones del VPA aplicado al Atlántico occidental

Para la evaluación se utilizó una configuración revisada del VPA-2Box (Porch *et al.* 2001, disponible en el catálogo de software de ICCAT: <https://github.com/ICCAT/software/wiki>). Se actualizó una configuración de continuidad del ensayo de VPA-2Box de la evaluación de 2014 con datos pesqueros y de

las prospecciones hasta 2015 (SCRS/2017/173). El rango de edad, 1-16+, se mantuvo para la configuración del caso base. De manera coherente con las decisiones tomadas en la reunión de preparación de datos, los principales cambios para la evaluación de 2017 incluyen:

- El supuesto de mortalidad natural (M) fue revisado pasando de una tasa instantánea constante de $M = 0,14$ a una tasa variable con la edad derivada del método Lorenzen escalado a $M=0,1$ en las edades más elevadas. Esta decisión estaba respaldada por un análisis de los datos de marcado-recuperación (SCRS/2017/083);
- Se asumieron dos escenarios de reproducción por edad para representar la fracción de cada clase de edad que desova para el stock occidental; jóvenes (el 25% desova a la edad 3, el 50% desova a la edad 4, el 100% desova a las edades 5+, como en el stock de atún rojo oriental) y mayores (función logística con el 0% desovando a la edad 5, el 50% desova a la edad 10 y el 100% desova a la edad 15), basándose en la distribución por edad en el golfo de México (SCRS/2017/164).
- Las estimaciones de captura por edad fueron revisadas sustancialmente, con la nueva curva de crecimiento (Ailloud *et al.* 2017), y con los nuevos datos de Tarea I (captura total) y Tarea II (composición por edades y tallas).
- El año de inicio de la evaluación pasó también de 1970 a 1974 porque existen muestras limitadas de composición por tallas antes de 1974.
- Los índices canadienses de caña y carrete 'CAN_GSL' y 'CAN_SWNS' fueron combinados para formar una única serie de CPUE canadiense ('CAN_Combined_RR') 1984-2015;
- El índice de palangre japonés en el Atlántico occidental al oeste de 45°W se separó en dos series, 1976-2009 'JPN_LL' y 2010-2015 "JPN_LL_RECENT", y la captura por edad parcial se revisó para reflejar los cambios recientes en la selectividad;
- La prospección acústica de Canadá se incluyó como índice, 'CAN_GSL_Acoustic' 1994-2015; y
- Rangos de edad revisados para calibrar los índices.

Se utilizaron los siguientes índices de abundancia relativa para calibrar el VPA, tal y como se acordó en la reunión de preparación de datos de 2017 (**Tabla 9**):

- 'Larval Survey', prospección de larvas del golfo de México, 1977-2015
- 'CAN_GSL_Acoustic', prospección acústica canadiense en el golfo de San Lorenzo, 1994-2015
- 'CAN_Combined_RR' (GSL y SWNS), índice canadiense combinado de peces grandes para el golfo de San Lorenzo y Nueva Escocia sudoccidental, 1984 - 2015
- 'US_RR_66_114', caña y carrete de Estados Unidos de peces de 66-114cm, 1993-2015
- 'US_RR_115_144', caña y carrete de Estados Unidos de peces de 115-144cm, 1993-2015
- 'US_RR<145', caña y carrete de Estados Unidos de peces de <145cm, 1980-1992
- 'US_RR>195', caña y carrete de Estados Unidos de peces de >195cm, 1983-1992
- 'US_RR>177', caña y carrete de Estados Unidos de peces de más de 177cm
- 'JPN_LL', palangre japonés en el Atlántico occidental al oeste de 45°W, 1976-2009
- 'JPN_LL_RECENT', palangre japonés en el Atlántico occidental al oeste de 45°W, 2010-2015
- 'JPN_LL_GOM', palangre japonés en el golfo de México, 1974-1981
- 'US_LL_GOM' palangre pelágico de Estados Unidos en el golfo de México, 1992-2015

Se consideraron muchas configuraciones exploratorias, incluida la captura por edad alternativa derivada de las claves edad-talla, la capturabilidad variable en el tiempo de los índices de la zona del Atlántico occidental, las ponderaciones estadísticas relativas de los índices, la tasa de mortalidad por pesca de la edad 16+ en relación con la edad 15 (ratios de F), la selectividad que varía en el tiempo del palangre japonés en el Atlántico occidental para 2010-2015, una penalización de los cambios en la vulnerabilidad para los 3 últimos años, un grupo de edad mayor más joven (edad 10+) y valores iniciales alternativos para la solución iterativa. Los resultados del VPA eran un poco sensibles a la estimación de los ratios de F, pero los ratios estimados no estaban bien determinadas. Tras considerar y comparar las estimaciones de ratios de F del SS3, los ratios de F del VPA se fijaron en 1 para el caso base. Los resultados eran relativamente insensibles a la edad del grupo plus (10+ o 16+) excepto para las estimaciones de los 70. Los resultados eran relativamente insensibles a la penalización de la vulnerabilidad y a los enfoques alternativos para modelar la selectividad del índice JPN_LL_RECENT. Las estimaciones absolutas del tamaño del stock variaban entre las exploraciones, pero las tendencias generales eran constantes (**Figura 12**). Se seleccionó el ensayo 30 como caso base del modelo en base a los diagnósticos de todos los análisis exploratorios y a otros modelos de estimación.

Las estimaciones revisadas de la captura por edad basadas en una clave edad-talla que combina hacia delante e inversa (SCRS/2017/179) no hacían un seguimiento adecuado de las cohortes para respaldar el supuesto del VPA de que no existía un error de medición en la captura por edad.

Con algunas tendencias contradictorias entre los índices, los resultados del VPA eran sensibles a la ponderación estadística de los índices. Se consideró que las tendencias recientes contradictorias en la CPUE canadiense respecto a la CPUE de caña y carrete de Estados Unidos de peces grandes (US_RR>177) reflejaban un cambio en la distribución desde aguas de Estados Unidos a aguas canadienses, y se exploraron diversas revisiones del modelo para resolver el conflicto: i) se exploró la capturabilidad variable en el tiempo para los índices del Atlántico occidental, ii) se exploraron también índices ajustados en la zona del Atlántico occidental para tener en cuenta su relación con la Oscilación Multidecadal del Atlántico (OMA) y iii) varios enfoques alternativos para la ponderación de los índices.

El Grupo decidió, para el modelo final del VPA para el atún rojo del oeste: i) excluir el índice de CPUE de Canadá (CAN_Combined_RR) y el índice de caña y carrete de Estados Unidos de peces grandes (US_RR>177), ii) ponderar los dos índices independientes de la pesquería de acuerdo con su CV de entrada (con un CV mínimo de 0,3) y las series de CPUE de la pesquería por su CV de entrada además de por un término de varianza adicional estimado en el VPA para tener en cuenta el error de proceso adicional. Los índices CAN_Combined_RR y US_RR>177 fueron eliminados finalmente porque indicaban tendencias opuestas y se consideró que eran los índices más sensibles a la hipótesis de un cambio en la distribución espacial de los peces.

4.2.2 Especificaciones del Stock Synthesis aplicado al Atlántico occidental

Se desarrolló una aplicación de Stock Synthesis (SS3) para el atún rojo del Atlántico occidental con la captura de 1951-2015 (asumiendo que no tenía errores de medición) de trece flotas (JAPAN_LL, USA_CAN_PSF, USA_CAN_PSF, USA_TRAP, USA_CAN_HARPOON, USA_RRFB, USA_RRFS, OTHER_ATL_LL, CAN_HOOKLINE, GOM_LL_US_MEX, JLL_GOM, CAN_TRAP, CAN_GSL1). La estructura de la flota y los datos de entrada siguen el documento SCRS/2017/166, con algunas modificaciones para lograr flotas homogéneas y datos de composición similares. La serie de almadras US_CAN fue separada, la de cerco US_CAN fue separada entre PS-FS (<145 cm SFL) y PS_FB (>145 cm SFL), y la de US_RR fue separada entre RR-FS (<145 cm SFL) y RR_FB (>145 cm SFL).

El modelo SS se ajustó a once índices del tamaño del stock: IND1_JPN_LL, IDX2_US_RR_66_114, IDX3_US_RR_115_144, IDX4_US_RR<145, IDX5_US_RR>177, IDX6_US_RR>195, IDX7_US_LL_GOM, IDX8_JPN_LL_GOM, IDX9_CAN_Combined_RR, IDX10_Larval_Survey, IDX11_JPN_LL_Recent, y IDX12_CAN_GSL_ACOUSTIC (véase la **Tabla 9**) asumiendo un error lognormal con un CV de 0,2 para cada valor del índice en cada año. Se asumió, de forma general, que las selectividades de los índices eran idénticas a sus flotas respectivas excepto varios índices específicos de la talla (por ejemplo, US_RR_115_144), en los que los parámetros de selectividad se fijaron para seleccionar solo entre estos rangos de talla.

Se introdujeron los datos de talla de 1955-2015 asumiendo distribuciones multinomiales con una ponderación iterativa del tamaño de la muestra efectivo, y observaciones de edad-talla de 1975-2015 asumiendo un CV del error de determinación de la edad de 0,1 (Busawon *et al.* 2015). Durante la reunión, se planteó la inquietud de que los otolitos podrían dar lugar a una estimación de la edad sesgada hacia arriba debido a la falsa banda de las edades jóvenes. Se obtuvo un vector revisado de error de la determinación de la edad y del sesgo en la determinación de la edad basándose en lecturas emparejadas de otolitos-espinas y se utilizó para tener en cuenta el sesgo en la determinación de la edad.

| | | | | | | | | | | | |
|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|------|
| Edad | 0,58 | 1,86 | 2,79 | 3,82 | 5,10 | 5,93 | 7,31 | 8,83 | 8,50 | 9,50 | |
| | 10,50 | 11,50 | 12,50 | 13,50 | 14,50 | 15,50 | 16,50 | 17,50 | 18,50 | 19,50 | |
| | 20,50 | 21,50 | 22,50 | 23,50 | 24,50 | 25,50 | 26,50 | 27,50 | 28,50 | 29,50 | |
| | 30,50 | 31,50 | 32,50 | 33,50 | 34,50 | | | | | | |
| SE | 0,14 | 0,41 | 0,54 | 0,62 | 0,73 | 0,75 | 0,89 | 1,07 | 1,09 | 1,14 | 1,22 |
| | 1,34 | 1,52 | 1,85 | 2,04 | 1,76 | 1,66 | 1,44 | 1,53 | 2,20 | 2,31 | 2,43 |
| | 2,54 | 2,65 | 2,77 | 2,88 | 2,99 | 3,10 | 3,22 | 3,33 | 3,44 | 3,56 | 3,67 |
| | 3,78 | 3,89 | | | | | | | | | |

Inicialmente, la talla por edad se introdujo con un CV como una función de la edad, pero se cambió a una función de talla durante la reunión para que se correspondiera más estrechamente con los supuestos de crecimiento de Ailloud *et al.* (2017).

El modelo SS inicial tenía 93 parámetros estimados. El modelo final estima parámetros debido a la inclusión de bloques temporales en la selectividad y coeficientes en la relación de la AMO con la capturabilidad. La selectividad basada en la talla se estimó como una función logística para algunas flotas (CAN_HL, GOM_LL_US_MEX, JLL_GOM, CAN_TRAP, US_CAN_HARPOON, OTH_ATL_LL) y como funciones dobles normales para el resto de las flotas (JPN_LL, US_CAN_PSF, US_CAN_PSF, US_TRAP, US_RRF, US_RRF). Se asumió que la selectividad de la prospección acústica de CAN_GSL era la misma que la de las pesquerías CAN_GSL1 del inicio debido a la disponibilidad similar. En algunos casos, se arreglaron parámetros muy correlacionados para evitar correlaciones elevadas entre los parámetros de la selectividad normal doble.

Se asumió un stock "casi virgen" para 1950, con una estimación de la mortalidad por pesca en el primer año procedente de dos flotas (SA_CAN_HARPOON y USA_TRAP). Se asumió una función stock reclutamiento de Beverton-Holt y las desviaciones del reclutamiento anual se estimaron desde 1961 a 2015 con un ajuste del sesgo para la retro-transformación de las desviaciones del reclutamiento estimadas en la escala logarítmica a reclutamiento en la escala aritmética. El ajuste del sesgo aumenta de acuerdo con la cantidad de información en los datos para estimar el reclutamiento por lo que los años con buenos datos tienen un gran ajuste del sesgo y los años sin buenos datos tienen menos (Methot y Taylor, 2011).

Se estimó el crecimiento internamente con una función Richards y se estimó que era similar a Ailloud *et al.* (2017). Se asumió que la tasa de mortalidad natural (M) era de 0,1 para la edad 20, escalada con una función de crecimiento Lorenzen. Se asumieron dos escenarios de reproducción por edad para representar el escenario de reproducción asumido para el stock oriental: más jóvenes (el 25% desova a la edad 3, el 50% desova a la edad 4, el 100% desova a las edades 5+) y más mayores (curva logística con el 0% desovando a la edad 5, el 50% desova a la edad 10 y el 100% desova a la edad 15), basándose en la distribución por edad en el golfo de México (SCRS/2017/164). Se estimó que la inclinación h era 0,55 (reproductores más mayores) y 0,47 (reproductores más jóvenes).

De forma similar al VPA, se produjo un ajuste pobre a algunos índices de CPUE (por ejemplo, todos los valores residuales positivos de IDX9_CAN_Combined_RR 2003-2015 y todos los valores residuales negativos de IDX5_US_RR>177 2005-2015) y a la serie temporal reciente de los datos de composición de JPN_LL (2010-2015). Los insuficientes datos de composición en el primer periodo durante los picos de capturas dieron lugar a CV altos en los reclutamientos estimados.

Se exploraron varias configuraciones alternativas de SS para investigar supuestos alternativos de M , enfoques alternativos para estimar la selectividad de JPN_LL, IDX2_US_RR_66_114, IDX3_US_RR_115_144, USRRFS y CAN_HOOKLINE, el añadido del índice de Brasil JLL, la inclusión de la AMO como una covariable para aportar información a la capturabilidad variable en el tiempo (véase Schirripa *et al.* 2017) y enfoques alternativos para estimar el reclutamiento (incluida una prueba de cambio de régimen y no limitada de una relación stock-reclutamiento).

Los perfiles de verosimilitud condicional sugieren que los datos son coherentes con un rango de $M=0,05$ a $M=0,1$ y con un rango relativamente estrecho de inclinación ($h\sim 0,55$ a $0,6$), pero los datos de composición por tallas son más coherentes con un valor menor de h y los datos de composición por edades son más coherentes con un valor mayor de h .

Los ensayos 8 (reproductores mayores) y 9 (reproductores más jóvenes) fueron seleccionados como casos base de los modelos basándose en los diagnósticos de todos los análisis exploratorios y en las comparaciones con los resultados de otros modelos.

4.3 Otros métodos

4.3.1 Evaluaciones alternativas de los stocks occidental y oriental (sin mezcla)

Se ejecutaron también Stock Synthesis 3, ASAP 3, SAM y SCAL utilizando los mismos datos o muy similares.

Se desarrollaron aplicaciones de SS3 para los stocks de atún rojo del Atlántico oeste (SCRS/2017/176) y del Atlántico este y Mediterráneo (SCRS/2017/175). Ambos conjuntos de modelos fueron considerablemente alterados durante la reunión. El modelo SS3 para el stock occidental se consideró lo suficientemente avanzado hacia el final de la reunión para ser potencialmente utilizado junto con el VPA como base principal para el asesoramiento de ordenación y se describe en detalle en la sección 4.2.2. Por el contrario, algunos problemas relacionados con el modelo SS3 para el stock oriental seguían pendientes hacia el final de la reunión y el Grupo permanecía indeciso sobre si utilizar los resultados como base principal para el asesoramiento de ordenación. Por consiguiente, en esta sección se incluye la descripción de la aplicación al stock de atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo.

La aplicación SS3 para el stock de atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo (SCRS/2017/175) surgió de una exploración anterior detallada en Irie y Takeuchi (2015). Incluye datos de captura para los años 1950-2015 (se asume que no tienen errores de medición) de quince flotas (Baitboat 1 1952-2006, Baitboat 2 2007-2014, LL Japan EastMed 1960's-2009, LL Japan NEA1 1990-2009, LL Japan NEA2 2010-2015, Other LL 1950-2015, PS-Norway 1950-1981, PS Croatia 1990-2015, PS FRANCE_SPAIN 1970-2015, PS Other 1951-2015, PS Inflated 1995-2006, Trap Morocco_Spain 1951-2011, Trap Morocco_Portugal 2012-2015, Trap Other 1951-2015, y Other 1951-2015). El modelo SS3 se ajustó a los índices de abundancia (SP_BB1 1952-2006, SP_BB2 2007-2014, JPN_LL_EastMed 1975-2009, JPN_LL1_NEA 1990-2009, JPN_LL2_NEA 2010-2015, MOR_SP_TP 1981-2011, MOR_POR_TP 2012-2015, WMED_LARV 2001-2015 con una laguna en 2006-2011, FR_AER1 2001-2003 y FR_AER2 2009-2015 con una laguna en 2013) asumiendo un error lognormal con $CV=0,4$ para las prospecciones aéreas y de larvas y $CV=0,2$ para todos los demás índices. El modelo SS3 se ajustó a los datos de frecuencias de tallas de 1951-2015 asumiendo distribuciones multinomiales con un rango de tamaños de muestra efectivos, y observaciones de edad-talla de 1984-2015, ajustadas a la talla por edad predicha de acuerdo con los parámetros de crecimiento de Cort (1991) y asumiendo un CV de 0,1 a la edad 0, descendiendo hasta $CV=0,06$ a la edad 25+.

La selectividad basada en la talla se estimó como una función spline para PS y BB, doble normal para LL y logística para Almadrabas y Otros. Se asumió una función stock reclutamiento de Beverton-Holt, con la inclinación fijada ($h=0,9$) y se estimaron las desviaciones del reclutamiento anual desde 1951 a 2014. Se asumió que M era 0,1 para la edad 20, escalada con una función de crecimiento Lorenzen. Se asumió que el escenario de reproductores por edad para el stock oriental (25% de reproductores a la edad 3, 50% de reproductores a la edad 4 y 100% de reproductores a las edades 5+). El caso base del modelo (ensayo 60) incluía datos condicionales de edad por talla. Se intentó una configuración alternativa con tres periodos de selectividad para el cerco de la UE (Francia y España) (1950-1993, 1994-2006, 2007-2014), pero no convergía a menos que los datos condicionales de edad por talla fueran eliminados de la verosimilitud.

El documento SCRS/2017/182 aplicaba la metodología estadística de captura por talla (SCAL) de Butterworth y Rademeyer (2017) a la captura, al índice de abundancia y a los datos de proporciones por talla disponibles para las zonas de atún rojo del Atlántico occidental y oriental norte. Los resultados se actualizaron durante la reunión en un intento de que fueran lo más comparables posible a los grupos de pesquerías y a los bloques de selectividad tal y como se especificó (y reespecificó) a medida que la reunión progresaba para las correspondientes evaluaciones de SS3. Especificar funciones de selectividad que dieran resultados satisfactorios que fueran razonablemente compatibles con los datos fue muy difícil, especialmente para la zona oriental, como resultado (en parte) de las incoherencias tanto dentro como entre los índices de abundancia y la información de captura por talla. Para la zona occidental, los resultados SCAL eran ampliamente coherentes con los ensayos comparables de SS, particularmente después de aproximadamente 1990, aunque tendían a presentar menos variabilidad en el reclutamiento anual. Este último resultado no es sorprendente, ya que, disponiendo solo de información de tallas, las cohortes adyacentes tienden a enmascarse alisándose juntas cuando se estiman sus fuerzas relativas. Estos análisis SCAL indicaron también que era poco probable que los datos pudieran distinguir de forma apreciable diferentes supuestos sobre la relación biomasa reproductora-reclutamiento. Para las evaluaciones de la zona oriental, el acuerdo no era tan estrecho (y la convergencia adecuada podría no haberse logrado en el tiempo disponible), y la biomasa reproductora tendía a ser más elevada en términos absolutos para el SCAL en comparación con el SS3, aunque las tendencias en el reclutamiento estimado por los dos enfoques eran muy similares.

Estos análisis del este sugerían que algunos de los datos disponibles podrían tener insuficiente contenido de información para estimar la biomasa de forma fiable en términos absolutos.

El documento SCRS/2017/153 presentaba los resultados de ASAP para el Atlántico occidental, ejecutado en primer lugar con los datos de la evaluación del stock de 2014 para las edades 1 a 16+ desde 1970 a 2013 (ensayo 4). Las tendencias de la SSB, el reclutamiento y la mortalidad por pesca eran similares a las estimadas por el caso base del VPA en 2014. Incorporar la nueva captura por edad producía una tendencia de la SSB diferente cuando se utilizaban los índices del tamaño del stock de 2014 (ensayo 6) o actualizados (ensayo 7) (**Figura 13**). Posteriormente, se utilizaron la nueva captura por edad, los pesos por edad y los índices del tamaño del stock para ampliar los análisis a 1960 y 1950 (**Figura 14**, ensayos 8 y 9). Ampliarlos a 1960 daba como resultado una SSB inicial muy elevada con una tendencia descendente que se solapaba con las estimaciones de SSB de los análisis que empezaban en 1970. Sin embargo, ampliar los análisis hasta 1950 (ensayo 9) daba como resultado una biomasa inicial sustancialmente inferior que permanecía baja en los otros dos análisis (ensayos 7 y 8) hasta finales de los ochenta, cuando las estimaciones de la SSB eran similares para los tres análisis. Mientras que los ensayos que empezaban en 1960 y 1970 daban lugar a unas SSB relativamente elevadas, las biomásas explotables (es decir, la biomasa total por la selectividad) eran muy similares independientemente del año de inicio. El problema de las SSB altas cuando empezaban en 1960 o 1970 se solucionó estableciendo $\lambda=1$ en los números iniciales y usando un CV bajo =0,1. Esta solución se aplicó en primer lugar al atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo y se presentó al Grupo para su comparación con los resultados del VPA. Posteriormente, esta solución se aplicó al atún rojo del Atlántico oeste pero no hubo tiempo suficiente para que el grupo considerara los resultados.

La configuración para el Atlántico este y el Mediterráneo era similar a la del Atlántico oeste: edades 1 a 16+, captura por edad para una única flota de 1950 a 2015, y los mismos parámetros biológicos acordados en la reunión de preparación de datos de 2017 para M y la fracción de reproductores. Los pesos por edad procedían de la ratio del rendimiento total en masa en relación con el total capturado en número. Se utilizaron los mismos índices del tamaño del stock que en el VPA. Los ajustes a los índices del stock eran similares a los del VPA, pero los de las proporciones por edad podrían mejorarse con un mejor ajuste de los bloques de selectividad. Las tendencias en la SSB con todos los índices incluidos eran cercanas a las del VPA desde principios de los 80 en adelante y casi idénticas para 2007-2015. Tras las discusiones sobre la influencia del índice larval y la prospección aérea francesa en los resultados globales, se realizó un ensayo sin el índice larval y uno con ambos índices separados en dos periodos. Ambos dieron como resultado una SSB muy inferior, siendo las estimaciones de la SSB más bajas las del ensayo en el que se separaron los dos índices (**Figura 15**). Curiosamente, aunque el índice larval es un índice de SSB, utilizarlo en la calibración produce, como en el VPA, diversas clases anuales relativamente más fuertes después de 2003. Eliminar el índice larval de la calibración reduce considerablemente el tamaño de las clases anuales desde 2003 (**Figura 16**).

Se utilizó un modelo de evaluación de estado espacio (SAM) para evaluar mejor el impacto de la incertidumbre en el asesoramiento derivado de la evaluación para la población del Atlántico este y el Mediterráneo (SCRS /2017/146). El SAM utiliza los mismos conjuntos de datos que el VPA, permite que procesos como la selectividad evolucionen gradualmente en el tiempo y tiene menos parámetros que los modelos de evaluación estadísticos totalmente parametrizados (como SS, SCAL y ASAP). Separa el error de proceso y el error de medición, y las cantidades como el reclutamiento y la mortalidad por pesca se modelan como efectos aleatorios, y el procedimiento de proyección es una parte integral de la evaluación más que un procedimiento separado. El SAM permite aplicar también una variedad de procedimientos de validación. La intención de utilizar el SAM no era proporcionar una evaluación alternativa al VPA, sino ayudar a identificar el impacto de la incertidumbre en el asesoramiento y proponer posibles soluciones que podrían probarse mediante simulación utilizando la MSE.

4.3.2 Modelos de producción Solapamiento VAP-2Box, VPA de población de origen

Se revisaron los datos de entrada de las evaluaciones de stock más recientes de las pesquerías de atún rojo del Atlántico para tener en cuenta las estimaciones de composición de stock (SCRS/2017/174). Se compararon las evaluaciones de las pesquerías del este y el oeste con las evaluaciones de los peces de origen oriental y de origen occidental para evaluar la sensibilidad de los resultados a la mezcla del stock, así como para mostrar un enfoque práctico de las evaluaciones operativas para tener en cuenta la mezcla del stock. En general, las estimaciones del tamaño del stock y de la mortalidad por pesca obtenidas a partir del VPA para el atún rojo Atlántico de origen occidental y de origen oriental fueron similares a las estimaciones de ICCAT de 2014 basadas en pesquerías de stock mezclados del Atlántico occidental y oriental, pero las estimaciones VPA occidentales fueron más sensibles al supuesto de no mezcla del stock

que las estimaciones VPA orientales. Se revisó el análisis para aplicar todos los datos disponibles sobre composición de stock.

En el documento SCRS/2017/177 se desarrolló un modelo de simulación para representar la dinámica espacial del atún rojo del Atlántico y para probar el funcionamiento de modelos de evaluación de stock alternativos. Se condicionó un marco de simulación, desarrollado previamente para explorar el modo en que la mezcla del stock afecta al recurso y a las pesquerías en función de la información disponible para el atún rojo del Atlántico, y se utilizó para generar pseudo datos con las mismas propiedades que la información disponible para la evaluación de stock. El marco analítico fue un modelo estocástico, estructurado por edad, de solapamiento de stock estacional y espacialmente explícito con movimiento de atún de origen oriental y occidental e información de telemetría independiente de la pesquería. El modelo operativo fue condicionado con abundancia por edad de 1970, abundancia de edad 1 1970-2013 y mortalidad por pesca por edad de las evaluaciones de stock de ICCAT de 2014, que se modificaron para reflejar las decisiones de la reunión de preparación de datos de 2017.

En el documento SCRS/2017/178 se realizó una simulación para probar el rendimiento del VPA a la hora de evaluar stocks mezclados de atún rojo del Atlántico. Se generaron pseudo-datos con patrones típicos, cantidad y calidad de los datos disponibles para la evaluación más reciente de stock de atún rojo del Atlántico utilizando el marco del modelo operativo descrito en el documento SCRS/2017/177. Se evaluaron stocks orientales y occidentales separados utilizando VPA-2BOX como el modelo de estimación, y se evaluó el rendimiento del modelo mediante la comparación de los resultados de las diferentes simulaciones con las perspectivas del stock y de la población del modelo operativo. El modelo de estimación fue sensible al error de proceso (es decir, mezcla del stock) y al error de medición, sesgando las estimaciones de biomasa del stock, reclutamiento y mortalidad por pesca apical. Los resultados sugieren que los análisis de población virtual separados de los stock oriental y occidental reflejan con precisión las tendencias generales del stock y la población, pero las estimaciones absolutas están considerablemente sesgadas y pueden dar lugar a un asesoramiento de ordenación engañoso si las simulaciones son realistas. Se revisarán el modelo operativo y los modelos de estimación para reflejar las decisiones tomadas en la sesión de evaluación del stock de atún rojo Atlántico de ICCAT de 2017.

Durante la reunión también se realizaron análisis en los que se examinaron las poblaciones oriental y occidental de forma simultánea usando el modelo de solapamiento de dos stocks en VPA-2BOX siguiendo los métodos descritos en Porch *et al.* 2001 y en el informe de evaluación de stock de atún rojo de ICCAT de 2008 (Anón. 2009). El enfoque asume que los dos stocks se superponen en el tiempo y el espacio, pero que el grado de solapamiento (proporción del stock que se mueve de una zona a otra) es constante en el tiempo y el espacio. Se asumió que el límite entre las dos áreas era 45 ° W. El VPA de solapamiento se ejecutó utilizando el caso base del VPA oriental (pero eliminando los años 1968-1973) y una versión del caso base occidental adaptado para la edad 10+ (el modelo de solapamiento requiere los mismos años y rango de edad). Los ensayos preliminares utilizaron datos de composición de stock (discutidos arriba) o datos de marcado convencional para estimar las tasas de mezcla. Los ensayos futuros también utilizarán datos de marcado electrónico, pero esto no se pudo hacer durante el taller debido a que la información que indica si el pescado marcado había sido capturado o no por la pesquería no se había incluido todavía en la base de datos disponible en el taller.

5 Resultados del estado del stock

Tal y como se debatió en la Sección 4 (Métodos), se llevaron a cabo evaluaciones de los stocks oriental y occidental por separado (sin mezcla), utilizando 5 marcos diferentes: VPA-2BOX, Stock Synthesis 3, ASAP 3, SAM y SCAL. Además, se utilizaron dos métodos para examinar los posibles efectos de la mezcla de stocks (basados en aplicaciones de VPA-2Box). Solo los VPA de un solo stock, y en el caso del stock occidental, Stock Synthesis, se consideraron suficientemente avanzados al final de la reunión para ser considerados como base para el asesoramiento sobre ordenación. Además, el Grupo solicitó que se presentasen varios análisis adicionales durante la próxima reunión del grupo de especies (27 a 29 de septiembre de 2017), que incluían un análisis que explique las razones para las diferencias entre los resultados del VPA y del SS3 para el stock occidental (SCRS/2017/186), un análisis detallado de la captura por talla y de los datos de composición de los diferentes modelos para buscar evidencias de los elevados reclutamientos recientes estimados para el stock oriental (SCRS/2017/187), actualizaciones del análisis de la mezcla de stocks de atún rojo (SCRS/2017/188 y SCRS/2017/190), así como un resumen no técnico de los principales cambios

entre la síntesis del asesoramiento de las evaluaciones de stock de 2014 y 2017. Por consiguiente, el Grupo eligió aplazar el desarrollo de las recomendaciones de ordenación hasta la reunión del grupo de especies.

5.1 Estado del stock – Este

Durante la reunión se presentaron los resultados de cinco plataformas de evaluación de stock (VPA, Stock Synthesis, ASAP, SCAL y SAM). De estos, sólo el VPA se consideró suficientemente avanzado al final de la reunión para ser considerado como la base principal para el asesoramiento de ordenación para el stock oriental. Sin embargo, el Grupo expresó una preocupación considerable con respecto a la fiabilidad del VPA dado su supuesto de que la captura por edad se conoce exactamente, cuando, de hecho, la composición por tallas de muchas flotas del Mediterráneo y del Atlántico este ha estado mal caracterizada durante varios años antes de la implementación de las cámaras estereoscópicas en 2014. Por consiguiente, el grupo recomendó que se consideraran los otros cuatro modelos (SS, ASAP, SCAL y SAM) a la hora de desarrollar el asesoramiento científico en la reunión del grupo de especies de septiembre.

5.1.1 VPA

Diagnósticos VPA

Se examinaron los diagnósticos del modelo. Los ajustes a los índices de CPUE disponibles muestran alguna varianza en los valores predichos del modelo, sin embargo, no se observaron fuertes tendencias temporales en los valores residuales (**Figura 17**). Se llevó a cabo un análisis retrospectivo para el VPA remontándose a 2010 (**Figura 18**). Hay un alto grado de incoherencia retrospectiva en las estimaciones de reclutamiento, conforme al cual los niveles absolutos de reclutamiento cambian sustancialmente con la adición o eliminación de un único año de datos. Esta incoherencia es más pronunciada con la incorporación de los datos de 2015, haciendo que se estime ahora que las cohortes 2004-2007 son iguales y a menudo mayores que la cohorte 2003.

Los análisis de sensibilidad "jackknife" (eliminación de un índice de abundancia cada vez) mostraron en general tendencias similares, con algunas variaciones en el reclutamiento, la SSB y la F de los peces mayores (**Figura 19**). Las estimaciones de SSB y F10 + para los años 1990-2009 fueron más sensibles a la eliminación de la CPUE del palangre de Japón para el Atlántico este y Mediterráneo, de la CPUE de palangre de Japón en el Atlántico nordeste, y la CPUE combinada de almadraba Marruecos-UE-España, porque se trata de pesquerías con series temporales más largas y que se dirigen a los peces más grandes. La reciente tendencia de la SSB fue menos optimista sin el índice de prospección larvaria y más optimista sin la CPUE de palangre de Japón en Atlántico este y Mediterráneo o la CPUE histórica de la pesquería de cebo vivo española.

Resultados del VPA

Los resultados del caso base del VPA, que comienza en 1968, estiman que la SSB alcanzó un punto máximo con 350.000 t a mediados de los setenta, tras haberse incrementado inicialmente, a lo que siguió un descenso hasta 170.000 t en 1991 y se mantuvo en aproximadamente este valor hasta mediados de la década del 2000. Desde finales de la década del 2000, la SSB muestra un aumento substancial hasta 610.000 t en 2015 (**Figura 20**). También se estimó un incremento igualmente fuerte en la evaluación de 2014; la SSB 2013 se situaba en 650.000 t y en 510.000 t en las evaluaciones de 2014 y 2017, respectivamente. Sin embargo, al igual que en la evaluación del 2014, existe incertidumbre sobre la amplitud del reciente aumento de la SSB estimado por el VPA, según indican los resultados mostrados en la **Figura 19**.

El reclutamiento (edad 1) osciló entre 0,8 y 1,8 millones de peces hasta los ochenta, a lo que siguió un aumento constante hacia el "período de reclutamiento alto" a mediados de los noventa y mediados de la década de 2000, cuando el reclutamiento fluctuó entre 3 a 4,5 millones aproximadamente. El reclutamiento descendió de forma abrupta durante un breve periodo desde 2008 a 2010, pero volvió a experimentar un marcado incremento hasta alcanzar más 4 millones en 2012. Cabe señalar que no se mostraron las clases de los tres últimos años (2013-2015) porque el VPA no suele proporcionar estimaciones fiables de reclutamiento reciente debido a la limitada información sobre la fuerza de las clases anuales próximas y a las incertidumbres en los indicadores utilizados para hacer un seguimiento del reclutamiento. La evaluación de 2014 estimó clases anuales extraordinariamente grandes en 2004-2007. Se cuestionó la plausibilidad de esta estimación porque era mucho más grande que la estimación para la clase anual de

2003. En la evaluación actual, las estimaciones para las clases anuales 2004-2007 son aún muy grandes, pero más similares a la estimación para 2003. No obstante, persiste cierta preocupación debido al alto grado de incoherencia observado en estimaciones retrospectivas del reclutamiento, lo que sugiere que hay señales contradictorias en los datos en cuanto a la magnitud absoluta del reclutamiento reciente. En particular, cuando se incluyen los datos de 2015 el modelo estima clases anuales de 2004-2007 muy grandes que no son evidentes en retrospectivas previas. Dado que estos reclutamientos conforman gran parte de la base para las estimaciones muy altas de la SSB actual, los resultados del VPA se deben seguir interpretando con precaución.

Las tasas de mortalidad por pesca estimadas para las edades más jóvenes (es decir, F media para edades 2 a 5) presentaban un aumento continuo hasta finales de los noventa, y posteriormente presentaban un brusco descenso hasta alcanzar niveles muy bajos desde finales de la década de los 2000 (**Figura 20**). Este resultado no resulta sorprendente ya que la captura declarada en las edades 2 y 3 había descendido mucho (es decir, era aproximadamente un 10% o menos del nivel anterior a 2007) en los años más recientes como respuesta a las nuevas reglamentaciones sobre talla mínima implementadas en 2007. La tendencia de F en las edades jóvenes era similar a la de la evaluación de 2014. La mortalidad por pesca en las edades mayores (a saber, F en el grupo plus para las edades 10 y superiores) mostraba, en el ensayo del caso base, un descenso inicial desde 1968 hasta 1973, y una ligera fluctuación en torno a 0,06 a partir de entonces. Experimentó un marcado incremento en 1994 y siguió incrementándose hasta 2007 ($F_{10+}=0,55$). En este periodo (desde mediados de los noventa hasta mediados de los 2000) se produjo el nivel más alto de mortalidad por pesca en los peces más grandes. Desde 2008, se ha producido una rápida disminución en F_{10+} , tal y como se constató en evaluaciones anteriores, que está relacionada con la regulación, a saber, drástica reducción del TAC. La tendencia de F para los peces grandes fue similar a la de la evaluación de 2014, aunque el valor fue generalmente más elevado en la evaluación de 2017.

El Grupo también evaluó los resultados de un análisis de sensibilidad a los datos y parámetros utilizados para examinar algunos efectos potenciales de incertidumbres estructurales no consideradas en el caso base (**Figura 21**). Cambiar los ratios de F condujo a una percepción diferente del estado del stock, un resultado que también se había producido en evaluaciones previas. En general, todos los ensayos de sensibilidad estimaron una tendencia similar para el caso base con un aumento de la SSB en los últimos años, pero el ritmo y amplitud del aumento de la SSB siguen siendo sensibles a los supuestos técnicos, tales como los ratios de F y la mortalidad natural para edades mayores. La SSB estimada para el año pasado osciló entre 500.000 y 900.000 t. El caso de M igual a 0,07 para el grupo plus mostraba resultados más pesimistas con F elevadas, bajo reclutamiento y SSB baja. El ensayo que estimó los ratios de F usando un desarrollo aleatorio sin dividir la serie de prospección aérea francesa fue más optimista, dando lugar a la SSB del año final más elevada.

5.1.2 Otros modelos

Se compararon los resultados del VPA con los de otros modelos de evaluación, incluyendo Stock Synthesis 3 (SS3), ASAP y SCAL (**Figura 22**). La tendencia de la SSB y sus valores desde mediados de los ochenta fue generalmente similar en el ASAP y el VPA, aunque ASAP no mostraba el pico de mediados de los setenta estimado por el VPA. La SSB estimada mediante ASAP descendía desde 450.000 t en 1950 hasta 210.000 t en 1970, luego aumentaba ligeramente hasta 250.000 t a principios de los ochenta, a lo que seguía un lento descenso hasta 160.000 t en 2004. La SSB mostraba un fuerte aumento desde 2007 llegando a 660.000 t en 2015. Los valores de la SSB estimados mediante SS3 fueron inferiores a los de los otros y las tendencias no fueron similares excepto el reciente incremento desde 2007. Las estimaciones de la SSB de SS3 comenzaban con una SSB de 470.000 t en 1950, que se redujo hasta 65.000 t en 1968 y se mantuvo en torno a 100.000 t hasta mediados de la década de 2000 con un ligero aumento hasta 150.000 t a finales de los noventa. Al igual que los otros modelos, SS3 estimó que la SSB se incrementó pasando de 110.000 t en 2005 a 240.000 t en 2015.

La SSB estimada mediante una aplicación inicial de SCAL fue la más elevada de los resultados del modelo; la SSB comenzaba con 170.000 t en 1950 y siguió creciendo con pequeñas fluctuaciones hasta 2015 alcanzando las 910.000 t. En todos los modelos se observó un incremento de la SSB desde 2007, sin embargo, el ritmo y amplitud de este incremento presentaba diferencias en los diversos modelos.

En la comparación del reclutamiento estimado por los diferentes modelos, se observó un rasgo común en cuanto que el reclutamiento fue generalmente inferior a mediados de los ochenta y más elevado después

(Figura 23). Las estimaciones de reclutamiento de SCAL eran superiores a las de otros modelos antes de mediados de los ochenta, pero a partir de entonces eran similares a otros modelos. SS3 mostró picos en 1994 y 2004 para la edad 1, mientras que SCAL mostró picos en 2003 y 2004. En el contexto en el que la clase anual de 2003 se ha considerado una clase anual fuerte, SS3 y SCAL captan bien este rasgo, mientras que VPA y ASAP también captan esta característica, pero muestran múltiples picos moderados. Se considera que estas diferencias se deben sobre todo a las diferencias en el modo de convertir la captura por talla en captura por edad. VPA y ASAP utilizan los mismos datos de captura por edad que se basan en el método de separación de cohortes con normas de sustitución para los datos que faltan. SS3 y SCAL son más flexibles que el VPA en lo que concierne al ajuste a los datos de talla reales y a la definición de grupos de flotas y no requieren las complejas normas de sustitución utilizadas para el VPA. El reclutamiento después de 2010 fue variable, probablemente debido a la baja fiabilidad de las estimaciones de reclutamiento en los últimos años, sobre todo porque no hubo suficiente información para las edades más jóvenes, ya que las capturas se fueron desplazando gradualmente a peces de mayor tamaño debido a los reglamentos y a la naturaleza de la pesquería.

El Grupo debatió la idoneidad de utilizar los resultados del caso base del VPA para establecer el estado del stock de EBFT. Incluso con la incorporación de importantes revisiones a los datos históricos de la pesquería, de nuevas series de abundancia relativa independientes de la pesquería y nueva información sobre ciclo vital, los resultados del VPA mostraban aún una inestabilidad considerable, tal y como indicaban los análisis retrospectivos y jackknife. Se consideró que esto se debía sobre todo a la continua mala calidad de los datos de captura y talla, particularmente en el pasado, así como al problema general de que la determinación de la edad utiliza el método de separación de cohortes. Varias cohortes podrían incluirse en una "franja" de cohortes de edades mayores. El Grupo trató de utilizar un método clave edad-talla en su lugar, pero los enfoques propuestos experimentaron dificultades debido a la escasez de datos. Los modelos estadísticos de captura por talla, como SS3 y SCAL, mostraron resultados muy diferentes, particularmente para el valor absoluto de la biomasa. Sin embargo, el Grupo consideró que las configuraciones para estos modelos requerían más trabajos y, por tanto, también consideró que sus resultados no eran más fiables que los del VPA. Dada la incertidumbre con respecto a la biomasa estimada, el Grupo consideró que no era aconsejable utilizar los resultados relacionados con la biomasa para evaluar el estado actual del stock y recomendó que no se incluyese un diagrama de Kobe en el Resumen Ejecutivo. Además, el Grupo consideró que el asesoramiento sobre captura basado en $F_{0.1}$ sería más robusto que el basado en F_{RMS} , que depende más de supuestos relacionados con el reclutamiento. Se observó que el TAC actual corresponde al rendimiento a largo plazo con $F_{0.1}$ bajo el escenario de bajo reclutamiento (19.410 t).

5.1.3 Resumen

Esta sección resume los resultados de los análisis descritos en las Secciones 5.1.1 y 5.1.2. Los archivos de entrada y de salida del caso base del VPA (ensayo 24) se incluyen como **Apéndice 6b** (no incluido en este informe). Los archivos de entrada y de salida del modelo SS3 eran demasiado voluminosos para incluirlos como apéndice y pueden obtenerse solicitándolos a la Secretaría de ICCAT. Los archivos de salida contienen una descripción completa de los resultados, lo que incluye la matriz de las tasas de mortalidad por pesca estimadas, la abundancia por edad, la biomasa del stock, el reclutamiento, los ajustes a los índices y las selectividades estimadas.

5.2 Estado del stock – Oeste

Dos plataformas de evaluación de stock (VPA y Stock Shynthesis, detalladas en la Sección 4.2) se consideraron lo suficientemente avanzadas en el momento de la conclusión de la reunión para que sean consideradas como base para el asesoramiento de ordenación para el stock occidental. Además, se presentaron otros dos modelos (ASAP y SCAL, detallados en la sección 4.3) que proporcionan perspectivas útiles.

5.2.1 VPA

Diagnósticos VPA

En general, los ajustes a los índices de abundancia para el caso base del VPA mejoraron en comparación con evaluaciones anteriores (Figura 24). La mejora se debió sobre todo a la exclusión de los índices de CPUE CAN_Combined_RR y US_RR > 177, que mostraban tendencias contradictorias para

aproximadamente las mismas gamas que no pudieron ser resultas por el modelo VPA. Tal y como se debate en la sección 4.2, se eliminaron los dos índices del caso base del modelo porque se consideró que las señales contradictorias eran en gran medida un reflejo de un desplazamiento percibido hacia el norte en la abundancia de atunes rojos grandes (menos disponibles para la pesquería de caña y carrete de Estados Unidos y más disponibles para las pesquerías canadienses). La inclusión de los dos índices también dio lugar a importantes tendencias temporales en los patrones residuales para estos y otros índices, lo que degradaba el rendimiento del modelo

Las estimaciones de biomasa reproductora 2015 sometidas a bootstrap y la actual pesca apical con respecto a $F_{0.1}$ sugirieron un sesgo relativamente pequeño en el nuevo caso base del VPA (la mediana de los bootstraps se acercaba a las estimaciones de valor, **Figura 25**). También se llevó a cabo un análisis retrospectivo para el ensayo del caso base eliminando secuencialmente los datos de entrada de captura y los índices de abundancia en incrementos anuales, remontándose a 2010 (**Figura 26**). La tendencia a largo plazo en la SSB estimada no era muy sensible a la eliminación retrospectiva de los datos debido a las ratios fijas de F . Sin embargo, la SSB para los años recientes se incrementaba sistemáticamente a medida que los datos se eliminaban secuencialmente, lo que sugiere que el modelo podría tener una tendencia a sobreestimar la SSB reciente. El reclutamiento reciente fue menos sensible a la eliminación retrospectiva de los datos, y mostró poca evidencia de un sesgo constante, con la excepción de que al añadir más años se tendía a ocultar la señal del reclutamiento de 2003, probablemente debido a la agregación de las cohortes que tiende a producirse como consecuencia del método de separación para convertir la talla a edad. De un modo similar, las estimaciones de la tasa de mortalidad por pesca muestran un escaso patrón retrospectivo, a excepción de las dos edades mayores (**Figura 27**), que bajo el escenario de facción reproductora elevada contribuyen más a la SSB.

En la **Figura 28** se resumen los resultados de los análisis de sensibilidad jackknife, en los que se eliminaron los índices del caso base del modelo uno cada vez. En la mayoría de los casos los resultados fueron relativamente insensibles a la eliminación de un solo índice. Las excepciones fueron la eliminación de la prospección de larvas, que hizo que el modelo estimara una SSB sustancialmente más elevada en años recientes respecto al caso base, y la eliminación de la CPUE US_RR>145 que dio lugar a que el modelo estimase una SSB sustancialmente inferior en años recientes con pocos cambios desde 1980. Las estimaciones para los primeros años hasta 1980 fueron prácticamente idénticas en todos los ensayos, porque la ratio de F era fija y la única flexibilidad que tiene el VPA para responder a la información cambiante está relacionada con las tasas de mortalidad por pesca del año terminal para las edades 1 a 15. Por tanto, solo las 15 cohortes más recientes se ven directamente afectadas, y las cohortes tempranas están indirectamente afectada en una medida decreciente en el tiempo.

Resultados del VPA

Los resultados del caso base del modelo de 2017 son coherentes con los análisis previos en el hecho de que se estimó que la SSB descendió abruptamente entre 1974 y 1985, se equilibró durante los noventa y posteriormente empezó a aumentar durante la última década (**Figura 29**). Las estimaciones de reclutamiento (edad 1) caen abruptamente tras 1975 y después fluctúan en torno a un nivel más bajo con escasas tendencias, con la excepción de una clase anual relativamente fuerte de 2003, y las clases anuales excepcionalmente débiles en 2010 y 2011. La tasa de mortalidad por pesca apical estimada fue muy elevada durante los setenta, pero descendió sustancialmente durante la siguiente década, momento en el que se impusieron los límites de captura (**Figura 30**). Las tasas de mortalidad por pesca estimadas fluctuaron en torno a 0,2 en el periodo desde 1984 a 2005 con un descenso observado desde 2006. Hasta hace muy poco (2012-2015), las tasas de mortalidad por pesca superaban en gran medida el nivel de $F_{0.1}$.

Las estimaciones de reclutamiento del caso base de VPA de 2017 fueron generalmente más altas que las del caso base de 2014 y las del ensayo de continuidad de 2017 (con una configuración lo más parecida posible al caso base del VPA de 2014). Las tendencias en la biomasa estimada de edad 9+ (la aproximación para la biomasa reproductora en evaluaciones anteriores) fueron similares para el periodo de 1974 a mediados de los noventa, pero divergieron para años más recientes (**Figura 31**). En general, el caso base del modelo de 2017 estimaba un incremento más rápido en la SSB en la última década en comparación con la evaluación anterior.

Se realizaron análisis de sensibilidad para evaluar la robustez del caso base del modelo ante varias incertidumbres clave: el uso índice de CPUE de dos pesquerías importantes (CAN_Combined_RR y US_RR >

177), una tasa inferior de mortalidad natural (0,07 con la edad mayor en lugar de 0.1) y ponderación igual de los índices (en vez del enfoque adicional de la varianza). La reducción de la tasa de mortalidad natural tuvo como resultado estimaciones más bajas de reclutamiento y biomasa, pero no produjo cambios en las tendencias relativas (**Figura 32**). La inclusión de los índices de las dos grandes pesquerías dio lugar a estimaciones ligeramente más elevadas del reclutamiento y a un aumento más rápido de la SSB estimada desde aproximadamente 1985. La ponderación igual de todos los índices tuvo un efecto relativamente pequeño en gran parte porque se habían eliminado los dos índices contradictorios (CAN_Combined_RR y US_RR > 177). Las estimaciones de fuerza de cohorte y clase anual variaron en cierta medida cuando se aplicó una clave talla-edad a los años recientes, pero no alteraron sustancialmente la tendencia general en las estimaciones de la SSB. Se informó al Grupo de un error sistemático no cuantificado en la determinación de la edad de los peces más jóvenes y, por tanto, el Grupo recomendó que no se utilicen las claves talla edad hasta que pueda corregirse este sesgo. La utilización de la ojiva de la fracción de reproductores "más jóvenes" (es decir, el supuesto de que peces de tan solo 3 años contribuyen a la SSB) aumentó la magnitud de la SSB en comparación con la ojiva de fracción de reproductores mayores, pero apenas produjo cambios en la tasa de incremento de la SSB en los últimos años (**Figura 33**). También se examinó la sensibilidad de la evaluación occidental a la mezcla del stock y esta cuestión se dirime en la Sección 5.3.

El Grupo observó que evaluaciones de stock anteriores determinaron el estado del stock basándose en puntos de referencia relacionados con el RMS con dos medidas alternativas de reclutamiento potencial a largo plazo: un escenario de 'bajo reclutamiento' basado en niveles de reclutamiento estimados desde 1975 y un escenario de 'alto reclutamiento' basado en una función reproductor-recluta de Beverton y Holt ajustada a las estimaciones de SSB y de reclutamiento para todos los años (es decir, desde 1970). En la medida en que los datos de talla anteriores a 1974 fueron considerados demasiado poco fiables para utilizarlos en la evaluación del VPA de 2017, no hay suficientes datos del periodo inicial de la pesquería para proporcionar contraste suficiente para estimar la inclinación de la curva de Beverton-Holt. Por consiguiente, el Grupo no pudo poner entre corchetes la gama de posibles puntos de referencia basados en RMS a partir de los resultados del VPA, y eligió centrarse en proporcionar asesoramiento a corto plazo basado en $F_{0.1}$ (la tasa de mortalidad por pesca correspondiente al 10% de la pendiente de la curva del rendimiento por recluta en el origen) y en una gama de supuestos a corto plazo sobre reclutamiento (véase sección 6.2 proyecciones).

5.2.2 Stock Synthesis

Diagnósticos Stock Synthesis

En general, los ajustes a los índices de abundancia para el caso base del modelo SS3 fueron comparables a los del VPA (**Figura 34**). A diferencia del VPA, no se excluyeron los índices de CPUE CAN_Combined_RR y US_RR > 177. En su lugar se vincularon los respectivos coeficientes escalados para los dos índices de CPUE y el índice CAN_GSL_acoustic survey con un índice de AMO (tal y como se debate en la Sección 4.2). Este enfoque concilia con eficacia las señales contradictorias de los tres índices de un modo coherente con la percepción de un desplazamiento general hacia el norte en la abundancia de los atunes rojos grandes (menos disponibles para la pesquería de caña y carrete de Estados Unidos y más disponibles para las pesquerías canadienses). Las estimaciones de los coeficientes para el efecto del AMO en los índices CAN_Combined_RR, CAN_GSL_Acoustic y US_RR > 177 fueron, respectivamente, 2,0, 0,88 y -0,83, lo que indica fuertes relaciones positivas para los índices de Canadá y relaciones negativas para el índice de Estados Unidos. Se consideró que selectividades estimadas (**Figura 35**) eran asintótica para varias flotas importantes y en forma de cúpula para el palangre de Japón. Los ajustes a la composición por talla a lo largo de todos los años (**Figura 36**) se ajustan relativamente bien a los datos de composición.

Se llevó a cabo un análisis retrospectivo para el ensayo del caso base eliminando secuencialmente los datos de entrada de captura, composición por talla/edad y los índices de abundancia en incrementos anuales, remontándose a 2010 (**Figura 37**). La tendencia a largo plazo en la SSB estimada no era muy sensible a la eliminación retrospectiva de los datos. El reclutamiento estimado no mostraba casi sensibilidad ante la eliminación retrospectiva de los datos y apenas mostraba un patrón o evidencias de un sesgo constante. Sin embargo, la inclusión de los datos de determinación de la edad más recientes incrementó la señal del reclutamiento de 2003 y amortiguaron la señal de reclutamiento de 2002 en comparación con los ensayos retrospectivos del modelo. Esto se debe probablemente a los años adicionales de datos de talla/edad que aportan información sobre la magnitud de la cohorte de 2003.

Los resultados de los análisis de sensibilidad jackknife, en los que se eliminaron los índices del caso base del modelo uno cada vez, se resumen en la **Figura 38**. Las estimaciones para los primeros años anteriores a 1980 fueron casi idénticas en todos los ensayos, lo que indica poca sensibilidad de los parámetros escalados clave del modelo a la inclusión del índice. Los resultados para años más recientes también fueron relativamente insensibles a la eliminación de un solo índice, con unas pocas excepciones. La eliminación de la prospección larvaria hizo que el modelo estimara una SSB substancialmente mayor en los últimos años con respecto al caso base. El modelo también era sensible a la eliminación del índice CAN_Combined_RR (menor biomasa) o del US_RR > Índice 177 (mayor biomasa) incluso con el modulador medioambiental (índice AMO) sobre capturabilidad (aunque no era tan sensible como el VPA, que no utilizó el índice AMO).

Resultados de Stock Synthesis

En la **Figura 39** se comparan el caso base del modelo SS3 con reproductores mayores o más jóvenes. La biomasa total estimada y la SSB mostraban una disminución a partir de 1965 que continúa hasta la década de los ochenta. La mortalidad por pesca en edades mayores (10-20) fue inferior a $F_{0,1}$, pero superior a F_{RMS} durante este período de marcado descenso. Sin embargo, la F en edades más jóvenes fue bastante elevada, dando lugar a los descensos estimados. En cuanto al VPA, la edad asumida de reproducción tiene poco impacto en los resultados, excepto para el cálculo de la propia SSB, en cuyo caso asumir una edad más joven de reproducción implica una SSB total mayor (pero con tendencias similares al ensayo con una edad mayor de reproducción).

A diferencia del VPA, el modelo SS3 aporta a la evaluación una perspectiva histórica a largo plazo (remontándose a 1950) y, cuando se asume una relación reproductor-recluta de Beverton-Holt (**Figura 40**), estima una inclinación de 0,47 con una edad de reproducción más joven y de 0,55 con una edad mayor de reproducción. Estas estimaciones de inclinación son similares a las estimadas a partir del caso base del VPA de 2014 (0,58, Anón., 2015) estadísticamente preferidas a 1,0 (basada en AIC). Curiosamente, la perspectiva histórica a más largo plazo de los modelos SS3 es más coherente con la noción de que el reclutamiento descendió después de la década de los setenta debido a la disminución de la SSB (**Figura 41**) que la perspectiva a más corto plazo que permite el VPA, que parece sugerir que el reclutamiento descendió antes que la SSB. Al igual que en evaluaciones anteriores, el estado percibido del stock difiere drásticamente cuando se asume que el reclutamiento futuro se mantiene en niveles recientes (bajos) o que éste sigue la relación estimada de Beverton-Holt (véase la sección 6.2).

En las **Figuras 42 y 43**, se presenta una comparación de varios ensayos de sensibilidad con el caso base de los modelos SS3. Se ejecutaron 11 ensayos de sensibilidad, muchos de ellos fueron simples añadidos a los modelos para mejorar el ajuste o para tener en cuenta cambios estructurales necesarios de la flota o entradas de datos. Las tendencias generales fueron similares para todos los ensayos, pero algunas diferían en su escala. La utilización del vector de sesgo de determinación de la edad (ensayo 7) marca la estimación de la cohorte de 2003 en vez de difuminarla entre 2002 y 2003. La utilización del índice medioambiental AMO para escalar posibles cambios en la disponibilidad de atún rojo para los índices de CAN_Combined_RR y CAN_GSL_Acoustic survey y US_RR > 177 (ensayo 8) tiene el efecto de reducir la contradicción en los tres índices y reduce ligeramente la SSB reciente (**Figura 43**). Los modelos con la mayor divergencia fueron el ensayo con M baja = 0,07 y el modelo con ninguna relación stock reclutamiento impuesta (**Figura 43**). El cambio de la relación peso-talla de evaluaciones anteriores por la nueva relación aceptada por el SCRS (Rodríguez-Marín *et al.*, 2016) tuvo un efecto relativamente menor (**Figura 43**).

5.2.3 Resumen

Los ensayos SS3 y VPA son relativamente coherentes en sus estimaciones de que la SSB descendió entre 1970 y 1985, se equilibró durante los noventa y posteriormente empezó a aumentar durante la última década (**Figura 44**). Sin embargo, los ensayos SS3 estiman niveles de SSB más elevados a lo largo de la mayor parte de la serie temporal, y sobre todo para el periodo anterior a los ochenta. Ambos modelos sugieren que la tasa de mortalidad por pesca fue muy elevada durante los setenta, pero descendió sustancialmente durante la siguiente década, momento en el que se impusieron los límites de captura (**Figura 45**). Ambos modelos estimaron que las tasas de mortalidad por pesca de peces de edad 10 y mayores han fluctuado en torno a un promedio de 0,12-0,14 yr^{-1} desde los ochenta, con un marcado descenso después de 2003, aunque el VPA estimó tasas de mortalidad más elevadas que el SS a finales de los setenta. Las estimaciones del reclutamiento (edad 1) caían bruscamente después de 1975 y presentaban menos fluctuación anual desde ese periodo. Para 1988 y 2003 se estimaron clases anuales relativamente

fuertes, resultado que es similar al de evaluaciones anteriores (por ejemplo, 2012). SS3 difiere del VPA en la estimación de una cohorte de 1994 muy fuerte y una cohorte de 2003 mayor (**Figura 44**). Evaluaciones anteriores de VPA constataron la aparición de una fuerte cohorte de 1994 que en última instancia disminuye en VPA posteriores. Mientras que SS3 y VPA estimaban niveles similares de reclutamiento absoluto, el VPA estimaba una variabilidad menor y niveles de F más elevados que se traducen en niveles más bajos de biomasa reproductora.

Se constató que, técnicamente hablando, las estimaciones de la inclinación y la varianza en el reclutamiento en la curva predicha no son necesariamente comparables en los marcos de modelación como VPA y SS3. Sin embargo, el nivel de sesgo está poco claro, y el Grupo pospuso la discusión adicional sobre cómo utilizar los resultados para el asesoramiento de ordenación hasta la reunión del grupo de especies de septiembre de 2017. También se constató durante la reunión que no se había asignado tiempo suficiente para examinar los resultados de SS con el mismo nivel de escrutinio asignado al VPA, o para determinar las causas de las diferencias entre los dos marcos. Sin embargo, el modelo SS3 proporciona una perspectiva histórica que no facilita el VPA, y el Grupo consideró su uso para el desarrollo de asesoramiento de ordenación. El Grupo recomendó que el equipo analítico comparase los resultados de VPA y SS3 WBFT para determinar la razón de las diferencias y documentarlas en un documento SCRS que se presentaría a la reunión del Grupo de especies de atún rojo en septiembre (SCRS/2017/186).

5.2.4 Otros modelos

En las **Figuras 46** (reproductores mayores) y **47** (reproductores más jóvenes) se comparan los resultados del caso base de los modelos VPA y SS3 con los modelos de evaluación de stock alternativos presentados a las jornadas de evaluación (ASAP y SCAL). Las estimaciones de reclutamiento edad 1 fueron similares en los cuatro modelos, con la excepción de los años anteriores a 1960, para los que los reclutamientos no están bien determinados en ninguno de los modelos. El modelo ASAP había estimado reclutamientos algo mayores después de 1990 que los estimados por los otros modelos, pero aparte de esto las tendencias fueron similares. Todos los modelos estimaban generalmente mayores niveles de reclutamiento en los sesenta y comienzos de los setenta que en años posteriores. Estimaban también de forma sistemática clases anuales relativamente fuertes en 1994 y 2003, seguidas por clases anuales más débiles cuyos valores se encuentran entre los más bajos de la serie temporal. Las estimaciones de SSB fueron similares en magnitud y tendencia para SCAL y SS3, mostrando una marcada disminución a partir de los sesenta, que se nivela en torno a los noventa y se incrementa de nuevo después de 2003. El VPA sugiere una tendencia a la disminución menos drástica a partir de 1974 y hasta 1990 que la indicada por SCAL y SS3, pero tendencias similares después de 1990. Por el contrario, el modelo ASAP estima un descenso mucho más moderado en al SSB durante los sesenta y setenta en comparación con los otros modelos, y un incremento más rápido en años recientes hasta alcanzar los niveles históricos más elevados.

5.3 Estado del stock - VPA con mezcla entre los stocks oriental y occidental

Se presentaron al grupo dos tipos de análisis de mezcla. El primer análisis (Cadrin *et al.*, 2017) asignaba de forma determinista las capturas de pesquerías de orientales y occidentales a población de origen utilizando muestras de composición de stock (véase la sección 3.6). Las estimaciones del tamaño del stock y de la mortalidad por pesca obtenidas a partir del VPA para el atún rojo Atlántico de origen occidental fueron en general similares a las estimaciones de ICCAT de 2014 basadas en pesquerías de stocks mezclados del Atlántico occidental y oriental, pero las estimaciones VPA occidentales fueron más sensibles al supuesto de no mezcla de stocks que las estimaciones VPA orientales. Básicamente, este enfoque asume una ratio constate de peces orientales y occidentales durante gran parte del periodo histórico (lo que implica que el grado de solapamiento y abundancia relativa de los dos stocks es constante, o bien que el grado de solapamiento cambia para nivelar exactamente los cambios en la abundancia relativa del stock). El Grupo recomendó que se actualizaran los VPA de población de origen hasta el año 2015, revisándolos para aplicar los parámetros del caso base del VPA de 2017 y que se aplicasen estimaciones de composición de stock que varían en el tiempo para los períodos para los que se dispone de muestras suficientes. Este análisis se incluirá en un documento SCRS que se presentará a la reunión del grupo de especies de atún rojo en septiembre (SCRS/2017/190).

El segundo análisis realizado durante la reunión asumía que las poblaciones orientales y occidentales se superponen en el tiempo y el espacio, pero que el grado de solapamiento (proporción del stock que se mueve de una zona a otra) es constante en el tiempo y el espacio. Aunque, de hecho, el grado de

solapamiento puede cambiar en el tiempo, podría decirse que es un supuesto menos restrictivo que el enfoque mencionado antes. Análisis preliminares sugieren que las estimaciones de la fracción de la población de origen oriental que pasa temporadas al oeste (solapamiento oriental) dependían en gran medida del tipo de datos utilizados (**Figura 48**). Los datos de marcado sugieren que el solapamiento era muy bajo para todos los grupos de edad, mientras que el ajuste a los datos de proporción sugiere tasas de solapamiento de 0,5 por ciento para las edades 1-3, superiores al 1,5 por ciento para las edades 4-9 y del 0,01 por ciento para mayores de 10 años. El solapamiento estimado de peces de origen occidental en la zona oriental de ordenación fue aún más sensible. El ajuste a los datos de marcado produjo estimaciones del orden del 15 por ciento para las edades 1-3, pero insignificante para edades mayores. Por otro lado, el ajuste a los datos de proporción produjo estimaciones de solapamiento muy elevado para las edades 1-3 (más del 50%) y 30% para las edades 10 +. Las tendencias estimadas de biomasa reproductora para el este y el oeste fueron relativamente insensibles a la utilización de los datos de marcado, con la excepción de que la tasa de incremento del stock oriental fue algo moderada en comparación con la estimada en los ensayos sin mezcla o sin datos de marcado (**Figura 49**). Por otro lado, las estimaciones de biomasa reproductora fueron muy diferentes cuando se utilizaron datos de composición de stock. Las tendencias para el stock occidental fueron similares a las estimadas por los ensayos sin mezcla, pero la abundancia absoluta fue menor y se estimó una recesión leve en los últimos años. Las tendencias para el stock oriental sugieren que, mientras que la SSB ha aumentado rápidamente en los últimos años, este incremento no es tan drástico como el estimado a partir de los ensayos sin mezcla o marcado, y que su nivel se halla aún por debajo de los niveles estimados para la década de los setenta. Básicamente, el modelo no puede conciliar los elevados niveles históricos de biomasa oriental estimados por los modelos sin mezcla/marcado con los índices relativamente más planos en el Atlántico occidental y aun ajustar los datos de composición de stock.

En resumen, los datos de composición de stock fueron más informativos que los datos de marcado convencional en lo que concierne al estado del stock y las percepciones del grado de solapamiento de cada población. Sin embargo, debe tenerse en cuenta que ambos conjuntos de datos están incompletos en el sentido de que no representan muestras aleatorias de la población general. El Grupo observó que no se disponía de tiempo suficiente para desarrollar plenamente estos análisis de mezcla durante la reunión y recomendó que los autores perfilaran sus análisis y los presentasen en forma de documento SCRS (SCRS/2017/188) a la reunión de septiembre del grupo de especies.

6 Proyecciones

6.1 Examen de los planes de recuperación del atún rojo del Atlántico y del asesoramiento del SCRS de 2016

El Grupo no dispuso de tiempo para debatir este punto del orden del día.

6.2 Proyecciones – Este

6.2.1 Métodos

VPA

Se realizaron proyecciones utilizando el software PRO-2BOX (Porch 2017) basado en estimaciones del VPA para el caso base. Al realizar proyecciones es necesario especificar los parámetros biológicos, los patrones de selectividad (incluida cualquier modificación debida a medidas de ordenación que puedan implementarse), el reclutamiento y cualquier modificación que pueda realizarse para evitar una estimación mediocre de los números por edad para las clases anuales recientes a partir del VPA. Se investigaron las proyecciones de un modo similar al de 2014, a saber, tres opciones de reclutamiento similares (siendo calculado el reclutamiento alto durante 1990-2000, el medio durante 1955-2006 y el bajo durante 1970-1980), pero solo se utilizó un patrón de selectividad para el periodo 2012-2014. A diferencia de la última evaluación, se consideró que el patrón de selectividad se había estabilizado y que, por tanto, no se requerían supuestos adicionales.

Los parámetros biológicos fueron idénticos a los utilizados para el VPA. La mortalidad natural y la proporción de reproductores variaban en función de la edad, pero eran invariables en el tiempo. Los pesos por edad en las proyecciones se derivaron de la media de los pesos por edad para las edades 1 a 9 y la curva

de crecimiento del grupo plus (que permite cambios en el peso medio del grupo plus de acuerdo con los cambios en la composición por edades debidos a la recuperación/descenso de la SSB). Dado que para las clases anuales más recientes los números por edad tienden a no estimarse adecuadamente en el VPA, especialmente para las edades más jóvenes, las estimaciones de reclutamiento para las cinco clases anuales más recientes (es decir, para 2010, 2011, 2012, 2013 y 2015) se sustituyeron por un valor aleatorio procedente de especificaciones de reclutamiento estocásticas. Estos valores se proyectaron hacia delante en el tiempo teniendo en cuenta las capturas observadas y la mortalidad natural por edad asumida. Esto tiene como resultado cambios tanto en los números por edad en 2016 (es decir, el primer año de la proyección) como en la mortalidad por pesca por edad para las cinco clases anuales sustituidas.

Se desarrollaron diagramas de estado de stock de Kobe (que cuantifican la probabilidad de que el stock se sitúe en cada uno de los cuatro cuadrantes) para el año 2016 a partir de los resultados del VPA sometidos a bootstrap bajo cada uno de los tres escenarios de reclutamiento. Las proyecciones para años futuros asumen que el cumplimiento total de los límites de captura de 2016 (19.296 t) y 2017 (23.655 t) y para años subsiguientes asumen niveles de captura constantes que oscilan entre 0-50.000 t o una de las dos tasas de mortalidad por pesca (F_{actual} y $F_{0,1}$). F_{actual} se calcula como la media geométrica apical de la mortalidad por pesca por edad en los tres últimos años.

Stock Synthesis

A efectos comparativos, también se realizaron proyecciones utilizando el ensayo 60 de SS3 para el stock oriental, utilizando la captura por edad condicional y partiendo del supuesto de que los futuros procesos de reclutamiento siguen una función stock-reclutamiento de Beverton-Holt estimada dentro del modelo. Para todos los escenarios, se asumieron capturas fijas para 2016 (19.296 t) y 2017 (23.655 t), basándose en los límites de captura para dichos años. Para el periodo de 2018 hasta 2026 inclusive se proyectaron diferentes escenarios de capturas fijas y niveles de F . Los niveles de capturas fijas proyectadas oscilaron entre 20.000 y 35.000 t. Las proyecciones basadas en F incluyeron el promedio de F estimado por el modelo para 2012-2014 $F_{0,1}$ y 80% de F_{RMS} .

6.2.2 Resultados

VPA

En la **Figura 50** se muestran los diagramas de fase de Kobe del estado del stock de 2016, basados en $F_{0,1}$ and $SSB_{0,1}$ bajo tres escenarios de reclutamiento diferentes. Se elaboró un diagrama de tarta de Kobe para mostrar la proporción de bootstraps que se sitúa en cada cuadrante de color del diagrama de fase (**Figura 51**). Los resultados sugieren que es poco probable que el stock esté experimentando sobrepesca y, si los escenarios de reclutamiento bajo o medio son correctos, sugieren que el stock podría haberse recuperado ya. Si el escenario de alto reclutamiento es correcto, el stock podría estar sobrepescado todavía. Si las capturas futuras se mantienen en niveles cercanos al TAC de 2017 (23.655 t), se prevé que el stock tendrá más de un 60% de probabilidades de recuperarse desde ahora hasta 2018 (permaneciendo así hasta 2025) bajo los tres escenarios de reclutamiento (**Tabla 10**). Las estimaciones actuales indican también que la recuperación podría lograrse antes de 2022 con límites de captura de hasta 30.000 t, con más de 60% de probabilidad para los 3 escenarios de reclutamiento (**Figura 52**). Sin embargo, el Grupo reitera que tiene poca confianza en las matrices de Kobe II a causa de los malos ajustes del VPA (véase más arriba), así como de las incertidumbres sin cuantificar en las proyecciones (especialmente niveles de reclutamiento futuros y patrones de selectividad actuales y futuros).

Stock Synthesis

Los resultados de las proyecciones deterministas de Stock Synthesis se muestran en la **Figura 53** y se comparan con los niveles de referencia de 40% $B_{0,1}$ y SSB_{RMS} tal y como se derivaron a partir de los modelos. Las proyecciones del modelo con niveles de captura se muestran en la **Tabla 11** y los niveles de SSB observados se muestran en la **Tabla 12**. Los resultados sugieren que el stock no se recuperará desde ahora hasta 2022 a menos que los límites de captura se sitúen por debajo de 20.000 t.

6.3 Proyecciones – Oeste

6.3.1 Métodos

VPA

Las proyecciones para el stock occidental se realizaron utilizando el software PRO-2BOX (Porch 2017) basado en réplicas de bootstrap de las matrices de mortalidad por pesca por edad y números por edad producidas por el programa VPA-2BOX. Las proyecciones de captura a corto plazo se calcularon basándose en tres niveles de reclutamiento futuro: la media geométrica de los reclutamientos estimados para los periodos 2010-2012, 2007-2012 y 2003-2012. Se permitió que el reclutamiento futuro se desviara estocásticamente de su previsión geométrica como un proceso autocorrelacionado multiplicativo de primer orden (lognormal). Se estimaron la desviación estándar (σ_R) y el parámetro de autocorrelación (ρ) basándose en bootstrap por bootstrap. Las estimaciones de reclutamiento del VPA para últimos años, de 2013 a 2015, fueron sustituidas por el nivel de la media geométrica de reclutamiento (calculado independientemente para cada bootstrap).

Las proyecciones de captura a corto plazo se estimaron basándose en dos puntos de referencia: F_{actual} (media geométrica apical de la mortalidad por pesca por edad en los últimos tres años) y $F_{0,1}$. En cuanto al stock oriental, el punto de referencia $F_{0,1}$ se consideró apropiado porque se desconoce la relación stock-reclutamiento y las estimaciones del VPA fueron poco informativas en términos de biomasa absoluta escalada debido a la eliminación de las primeras fases de la serie temporal anteriores a 1974 cuando se supone que la SSB y el reclutamiento eran más elevados. Cabría señalar que $F_{0,1}$ se calcula independiente de una relación stock-reclutamiento subyacente y en algunos casos $F_{0,1}$ puede superar a F_{RMS} a causa de los efectos de la relación stock-reclutamiento.

Stock Synthesis

Durante la reunión se realizaron proyecciones deterministas en SS3 (las proyecciones estocásticas se llevarán a cabo en el periodo intersesiones y se presentarán a la reunión de septiembre del grupo de especies). Se realizaron proyecciones de reclutamiento para los años 2015-2021, ya que el reclutamiento de 2015 no fue estimado en el modelo. Las proyecciones se realizaron para cuatro escenarios de reclutamiento y dos escenarios de reproducción. El primer escenario de reclutamiento asumía una relación stock-reclutamiento de Beverton-Holt con una inclinación = 0,55 (reproductores mayores) o 0,47 (reproductores más jóvenes) y $\sigma_R = 0,73$ (reproductores mayores) o 0,69 (reproductores más jóvenes). Los otros tres escenarios de reclutamiento asumen un reclutamiento constante igual a la media geométrica de reclutamiento (1000s edad 0) en tres períodos:

| | | | |
|---------|-----------|-------|-------|
| 3 años | 2010-2012 | 117,3 | 118,9 |
| 6 años | 2007-2012 | 127,9 | 129,5 |
| 10 años | 2003-2012 | 165,9 | 167,1 |

Para implementar esto en SS3, las desviaciones de reclutamiento fueron ajustadas para lograr un reclutamiento aproximadamente igual a la media geométrica para los tres períodos utilizando la SSB de 2015. Estas desviaciones de reclutamiento fueron luego introducidas como desviaciones de previsión. A pesar de esta introducción de desviaciones en el reclutamiento constante, el reclutamiento resultante se situaba cerca de la media geométrica del reclutamiento, pero no era exactamente igual.

Se proyectaron diez límites de captura fijos (1.000, 1.250, 1.500, 1.750, 2.000, 2.250, 2.500, 3.000, 3.250 y 3.500 t) y dos tasas de mortalidad de pesca ($F_{0,1}$, F_{RMS}). El valor de $F_{0,1}$ se obtuvo a partir de la curva de rendimiento por recluta (**Figura 54**). El valor de F_{RMS} se proyectó asumiendo un reclutamiento determinista proporcionado por la relación stock-reclutamiento. Los puntos de nivel de referencia resultantes se muestran en la **Tabla 13**.

Los patrones de selección y los patrones de mortalidad por pesca relativa son el promedio de 2006-2009 (antes del cambio en la selectividad de palangre de Japón). Se asumieron las capturas preliminares comunicadas para 2016 para cada flota en el modelo (total = 1.912 t) y se asumió que cumplía con el límite de captura (2.000 t) en 2017 (asignado según las proporciones de 2016 para las flotas). Después se

calcularon o fijaron en consecuencia los rendimientos de 2018-2021. Finalmente se realizaron proyecciones para 2016-2021.

6.3.2 Resultados

VPA

Los siguientes resultados difieren ligeramente de los presentados al grupo durante la reunión, que se completaron el último día de la reunión y se basaron sólo en unos pocos bootstraps replicados. Se deben considerar preliminares hasta que sean revisados por el grupo en la reunión de septiembre del grupo de especies (como se señaló anteriormente en la sección 5 del informe).

Se proyectaron tres escenarios alternativos para el reclutamiento futuro con el fin de evaluar el efecto sobre el rendimiento proyectado hasta el año 2022 inclusive. Los reclutamientos proyectados fueron la media geométrica del reclutamiento de los tres períodos recientes anteriores a 2013, los tres años anteriores (2010-2012), los seis años anteriores (2006-2012) y los diez años anteriores (2003-2012) (**Figura 55**). Dado que el VPA no estima adecuadamente los tres años más recientes de reclutamiento (2013-2015), estos fueron sustituidos por la media geométrica del reclutamiento (calculada basándose en bootstrap por bootstrap). Las proyecciones se realizaron en 500 bootstraps no paramétricos del caso base del VPA.

Con respecto al estado actual de la pesquería para el año 2015 se estimó que no se estaba produciendo sobrepesca (**Tabla 14**). La F actual (media geométrica apical de la mortalidad por pesca por edad en los últimos tres años) se estimó en 0,078 (intervalo de confianza del 80% de 0,065 a 0,096). Dado que las estimaciones stock-reclutamiento durante el período del VPA no contenían información sobre los niveles de reclutamiento asintótico, se utilizó una aproximación del nivel de referencia de mortalidad por pesca para estimar el estado, la tasa de mortalidad de pesca de $F_{0,1}$ (véase la sección anterior sobre proyecciones SS para una descripción detallada), y no se utilizaron niveles de referencia basados en la biomasa. Se estimó que $F_{0,1}$ se situaba en 0,11 (intervalo de confianza del 80% de 0,10 a 0,12). La ratio estimada de F_{actual} con respecto a $F_{0,1}$ en 2015 fue 0,72 (intervalo de confianza del 80% de 0,59 a 0,85). La probabilidad estimada de sobrepesca en 2015 fue de 0,004 basada en un bootstrap no paramétrico del VPA.

Se estimó el rendimiento proyectado en $F_{0,1}$ (0,11) para los tres próximos años (**Tabla 14**). Dependiendo del nivel de reclutamiento proyectado, el rendimiento proyectado en 2018 se sitúa en 2.403 t, 2.444 t y 2.498 t para los escenarios de reclutamiento de 3 años, 6 años y 10 años, respectivamente. En la proyección el rendimiento disminuye en los tres próximos años, con rendimientos proyectados para 2019 de 2.313 t (3 años), 2.338 t (6 años) y 2.422 t (10 años); los rendimientos proyectados para 2020 son 2.208 t (3 años), 2.252 t (6 años) y 2.400 t (10 años). En la **Tabla 14** se muestran los intervalos de confianza del 80 por ciento para las proyecciones de rendimiento.

La probabilidad de sobrepesca se estimó con una gama de límites de captura fijos y los tres escenarios alternativos de reclutamiento (**Tablas 15 a 17**). En general, se predijo una disminución en la probabilidad de no sobrepesca en los escenarios con niveles de rendimiento cercanos al actual. Estos resultados concuerdan con la disminución en el rendimiento predicha con una F constante de 0,10.

En las **Figuras 56 y 57** se muestran las tendencias previstas en la biomasa del stock total y en la biomasa reproductora en toda la gama límites de captura fijos. Las estimaciones de biomasa total son independientes de los supuestos de edad de reproducción, sin embargo, las estimaciones de biomasa reproductora dependen de la edad de reproducción y, por lo tanto, se muestra la biomasa reproductora para ambos supuestos la edad mayor y la edad más joven de reproducción (**Figura 57**). En general, se predijo un descenso de la biomasa total en los escenarios de reclutamiento de 3 años y 6 años y en la mayor parte de los niveles de límite de captura fijos. Sin embargo, la biomasa total en el escenario del nivel de reclutamiento de 10 años mostraba una tendencia más optimista en toda la gama de los rendimientos proyectados. Las proyecciones de biomasa reproductora bajo el supuesto de edad de reproducción más joven fueron similares a las predicciones de biomasa total. Bajo el supuesto de edad mayor de reproducción, se predijo un descenso de la biomasa reproductora para una amplia gama de rendimientos previstos (**Figura 57**). La principal causa reside en los niveles más bajos de rendimiento estimados tras la clase anual de 2003. A medida que maduraba la clase anual de 2003 (y posiblemente la clase anual adyacente), se produjo un aumento en la biomasa reproductora en el período reciente, pero posteriormente no se

estimaron clases anuales no tan fuertes, lo que ha dado lugar a que se prediga un descenso de la biomasa reproductora en el futuro.

Stock Synthesis

En la **Tabla 13** se muestran los niveles de referencia para el stock occidental obtenidos a partir de los ensayos SS 10 (edad mayor de reproducción) y 11 (edad más joven de reproducción). Las proyecciones de límites de captura fijos en todos los escenarios de reclutamiento indican que el nivel de reclutamiento asumido tiene poca influencia en los límites de captura de 2018 (**Figura 58**) y que, en la mayoría de los escenarios de reclutamiento y de F , la SSB disminuye a medida que disminuye la clase anual de 2003. Se requerirían rendimientos en una gama de 1.500-2.000 t para evitar la disminución del stock en estas proyecciones.

Las proyecciones sugieren que, en todos los escenarios de reclutamiento, pescar con una tasa de $F_{0,1}$ podría producir una captura de alrededor de 2.800 t en 2018, con una disminución posterior a 2.400 t desde ahora hasta 2021 (**Tabla 18** y **Figura 59**). Un gran componente de estos rendimientos proyectados está conformado por la clase anual de 2003, que se convierte en menos importante con el tiempo, haciendo que los rendimientos disminuyan después de 2018. Las proyecciones de los rendimientos en F_{RMS} son más bajas (~ 1.450 t), pero también asumen que el reclutamiento volverá a la relación de stock- reclutamiento que asumiría un mayor reclutamiento que el estimado como la media geométrica de los tres períodos (**Figura 60**).

7 Recomendaciones

Recomendaciones sobre estadísticas e investigación

- Constatando las tendencias divergentes en los índices de liña de mano (caña y carrete) del océano Atlántico occidental y el papel potencial de factores medioambientales, el Grupo recomienda que se realicen esfuerzos tanto para identificar los factores medioambientales que afectan a la capturabilidad a escala local y de cuenca oceánica como para incorporar estos factores en la estandarización del índice. También se debería explorar el potencial para combinar los datos y crear un índice conjunto de liña de mano.
- Reconociendo la presencia de lagunas en los datos de edad-talla, el Grupo recomienda que al determinar la edad del conjunto de otolitos del Atlántico este y Mediterráneo que todavía no se analizado, los trabajos se centren sobre todo en las lagunas de representatividad en lo que concierne a tallas, pesquerías, zonas y periodos. Además, debería analizarse el efecto de los intervalos de talla en las claves edad talla. Además, se recomienda que el muestreo futuro se estructure de tal modo que sea representativo de patrones de pesca espaciales y temporales y que proporcione suficientes estructuras calcificadas para las claves edad-talla anuales (~500 peces por año y stock, utilizando el muestreo de tallas estratificado con tallas de muestra fijas por intervalo de talla para cubrir la gama de tallas observada en las capturas). La estructura del muestreo puede seguir las tallas de muestreo efectivas identificadas por los modelos.
- El Grupo reconoce la importancia de recopilar datos de composición del stock y recomienda que este esfuerzo incluya todas las zonas de pesca principales durante toda la temporada de pesca para que sean representativos de los patrones espaciales y temporales de pesca.
- El Grupo solicita que se separen mejor las series temporales históricas y futuras de las capturas de cerco del Mediterráneo para ejemplares pequeños (<160 cm SFL) y grandes (>160 cm SFL).
- El Grupo reitera la importancia de que todas las CPC revisen y presenten sus datos de frecuencias de talla de Tarea II por flota. Además, debe realizarse un esfuerzo para cubrir las lagunas en los datos de composición por talla (históricos y futuros) para que sean representativos de los patrones de pesca espaciales y temporales.
- El Grupo recomienda que se siga investigando la posibilidad de comparar en el tiempo la prospección de larvas y la prospección aérea francesa del Mediterráneo.

- El Grupo recomienda que en el orden del día de la reunión de preparación de datos se asigne prioridad a la evaluación de incertidumbres clave en la evaluación.
- El Grupo recomienda que se siga investigando la cuestión del sesgo detectado en la determinación directa de la edad a partir de estructuras calcificadas para corregir la determinación de la edad anterior de partes duras, así como para proporcionar un protocolo que evite los sesgos en lecturas futuras. Además, el Grupo solicitó que se recojan partes duras emparejadas en el este y el oeste para contribuir a la estimación del sesgo en todas las edades. Debería considerarse la realización de unos talleres sobre determinación de la edad.
- Cuando se resuelvan las discrepancias relacionadas con la determinación de la edad, se intentará realizar un análisis actualizado de curva de crecimiento para el Atlántico este.

8 Otros asuntos

No se debatieron otras cuestiones.

9 Adopción del informe y clausura

Debido a las limitaciones de tiempo, algunos puntos del orden del día fueron solo parcialmente revisados antes de la clausura de la reunión: métodos relevantes para la evaluación de stock (4) y recomendaciones de investigación (7). Las secciones de revisión de documentos científicos presentados al Grupo de especies (2), actualización del estado del stock (5), y otros asuntos (8) fueron adoptadas por correspondencia. No se adoptó formalmente ninguna recomendación de ordenación, ya que quedan pendientes varios análisis clave. Se prevé que el asesoramiento de ordenación se formulará como parte del resumen ejecutivo en la reunión de septiembre del grupo de especies. El resto del informe fue adoptado durante la reunión. La reunión fue clausurada.

Referencias

- Anon. 2009. Report of the 2008 Atlantic bluefin tuna stock assessment session (Madrid, Spain – 23 June to 4 July 2008). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 64 (1): 1-352.
- Anon. 2015. Report of the 2014 Atlantic bluefin tuna stock assessment session (Madrid, Spain – 22-27 September 2014). Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 71 (2): 692-945.
- Anon. ~~2017~~. (in press). Report of the 2017 ICCAT bluefin tuna data preparatory meeting. ICCAT document SCRS/2017/001. 60 pp.
- Ailloud, L.E., Lauretta, M.V., Hoenig, J.M., Hanke, A.R., Golet, W.J., Allman, R., and Siskey, M.R. 2017. Improving growth estimates for western Atlantic Bluefin tuna using an integrated modeling approach. Fish. Res. 191: 17-24.
- Busawon D.S., *et al.* 2015. Evaluation of an Atlantic bluefin tuna otolith reference collection. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 71 (2): 960-982.
- Butterworth D.S., and Rademeyer R.A. 2017. Statistical catch at length assessment methodology for Atlantic bluefin tuna. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 73 (6): 2202-2221.
- Cadrin S., Morse M., Kerr L., Secor D., and Siskey M. 2017. Exploratory stock assessment of eastern and western population-of-origin Atlantic bluefin tuna accounting for stock composition. ICCAT SCRS/2017/174
- Cort, J.L. 1991. Age and growth of the Bluefin Tuna, *Thunnus thynnus* (L.) of the Northwest Atlantic. ICCAT. SCRS/1990/66. Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 35 (2): 213-230.

- Cort, J. L., Arregui, I., Estruch, V. D., Deguara, S. 2014. Validation of the growth equation applicable to the Eastern Atlantic Bluefin tuna, *Thunnus thynnus* (L.), using L max, tag-recapture, and first dorsal spine analysis. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 22(3), 239-255.
- Hanke A., Busawon D., Rooker J.R., and Secor D.H. 2016. Estimates of stock origin for bluefin tuna caught in western Atlantic fisheries from 1975 to 2013. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 72 (6): 1376-1393.
- Hoenig, J.M., R.C. Hanumara and D.M. Heisey. 2002. Generalizing double and triple sampling for repeated surveys and partial verification. *Biometrical Journal* 44:603-618.
- Irie T. and Takeuchi Y. 2015. An application of an integrated stock assessment model (stock synthesis) to eastern Atlantic bluefin tuna stock. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 71 (3): 1462-1489.
- Methot, R.D. Jr and Wetzel, C.R. 2013. *Stock Synthesis: A biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management*. *Fish. Res.* 142: 86–99.
- Porch, C.E. 2017. Pro-2box Version 3.0 User Guide. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-708 49 pp.
- Porch, C. E., S. C. Turner, and J. E. Powers. 2001. Virtual population analyses of Atlantic bluefin tuna with alternative models of transatlantic migration: 1970-1997. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT*, 52: 1022-1045.
- Rodriguez-Marin E, Ortiz M, Ortiz de Urbina JM, Quelle P, Walter J, Abid N, *et al.* (2015) Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) biometrics and condition. *PLoS ONE* 10(10): e0141478. pmid:26505476
- Rodriguez-Marin, E., Quelle, P, Ruiz, M., Busawon, D., Golet, W., Dalton, A., Hanke, A. 2016 Updated comparison of age estimates from paired calcified structures from Atlantic bluefin tuna. Document SCRS/2016/134 (withdrawn).
- Schirripa, M.J., F. Abascal, I. Andrushchenko, G. Diaz, J. Mejuto, M. Ortiz, M.N. Santos and J. Walter. 2017. A hypothesis of a redistribution of North Atlantic swordfish based on changing ocean conditions. *Deep-Sea Res. II* 140: 139-150.

TABLAS

Tabla 1. Resumen de los supuestos actuales con respecto a los rasgos del ciclo vital para los stocks de atún rojo del Atlántico oeste y del Atlántico este y Mediterráneo (revisión basada en la evaluación de stock de atún rojo de 2012).

Tabla 2. Mejor estimación de captura de atún rojo (captura nominal de Tarea I) por stock.

Tabla 3. Definiciones de flotas para los modelos estadísticos de captura por talla/edad.

Tabla 4. Estimaciones preliminares de extracciones totales de atún rojo del oeste en 2016 utilizadas para las proyecciones en los modelos de evaluación. Para la asignación por arte de 2016 se utilizó la misma proporción que en 2015. No se dispone de estimaciones preliminares de la captura de atún rojo del este de 2016.

Tabla 5. Esquema de tabla de sustitución para crear CAS/CAA para los stocks de atún rojo del Atlántico.

Tabla 6. Lecturas de la edad de muestras de otolitos/espinas emparejadas obtenidas de 262 ejemplares (a) y diferencias resultantes entre las edades de los otolitos y las edades de espina de referencia (b).

Tabla 7. Índices de abundancia utilizados en la evaluación de stock de 2017 para el Atlántico este.

Tabla 8. Descripción de los ensayos de VPA realizados para el stock de atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo durante la reunión de evaluación de stock de atún rojo de 2017.

Tabla 9. Índices de abundancia utilizados para el Atlántico oeste en la evaluación de stock de 2017.

Tabla 10. Probabilidad proyectada de que la tasa de mortalidad por pesca en el stock del este sea inferior a $F_{0,1}$ basada en las proyecciones de los resultados del VPA con tres niveles de reclutamiento (bajo, medio y alto).

Tabla 11. Proyecciones a corto plazo, basadas en los resultados de SS3, para el atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo con diferentes supuestos y límites de captura.

Tabla 12. Ratios de SSB_t/SSB_{RMS} , basadas en los resultados de SS3, para el stock del Atlántico este y Mediterráneo para cada uno de los escenarios de proyección.

Tabla 13. Niveles de referencia para el stock occidental obtenidos a partir de los ensayos SS3 10 (reproductores mayores) y 11 (reproductores más jóvenes).

Tabla 14. Rendimientos proyectados, basados en los resultados del VPA, del stock occidental con una tasa de mortalidad por pesca de 0,10 ($F_{0,1}$) bajo escenarios alternativos de reclutamiento reciente.

Tabla 15. Probabilidad proyectada, basada en los resultados del VPA, de no sobrepesca ($F < F_{0,1}$) del stock occidental con el nivel de reclutamiento de tres años.

Tabla 16. Probabilidad proyectada, basada en los resultados del VPA, de no sobrepesca ($F < F_{0,1}$) del stock occidental con el nivel de reclutamiento de seis años.

Tabla 17. Probabilidad proyectada, basada en los resultados del VPA, de no sobrepesca ($F < F_{0,1}$) del stock occidental con el nivel de reclutamiento de diez años.

Tabla 18. Rendimientos proyectados para el stock occidental a partir de ensayos SS con varios niveles de F y supuestos de reclutamiento.

FIGURAS

Figura 1. Mejor estimación de las extracciones de captura total de los stocks de atún rojo 1950-2015.

Figura 2. Reconstrucción de capturas de atún rojo del Atlántico 1512-2015. La zona azul corresponde a la unidad del stock del este y la roja a la del oeste.

Figura 3. Capturas totales de atún rojo del este (arriba) y oeste (abajo) por categorías de flota-arte utilizadas en los modelos estadísticos de captura.

Figura 4. Distribuciones de frecuencias de tallas de atún rojo por categoría de arte-flota utilizadas para los modelos Stock Synthesis.

Figura 5. Histogramas que comparan las estimaciones de captura por edad obtenidas a partir de separación de cohortes (rojo) y la clave edad-talla que combina hacia delante e inversa (azul).

Figura 6. Histograma de muestras de otolitos y espinas del stock oriental y occidental utilizadas en la clave edad-talla que combina hacia delante e inversa (azul). Eje Y = número de muestras.

Figura 7. Distribuciones normales ajustadas a las muestras de espinas y otolitos orientales y occidentales utilizadas en la clave edad-talla que combina hacia delante e inversa (azul).

Figura 8. Histograma de datos de composición de stock obtenidos de la base de datos de composición de stock de ICCAT que indican la probabilidad de origen oriental.

Figura 9. Gráfica de caja de datos de composición de stock obtenidos de la base de datos de composición de stock de ICCAT que indican la proporción de peces de origen oriental por área.

Figura 10. Proporciones estimadas anuales orientales por área y arte de la base de datos de composición de stock de ICCAT que indican la proporción de peces de origen oriental.

Figura 11. Proporciones estimadas orientales por año y flota a partir de la base de datos de composición de stock de ICCAT.

Figura 12. Estimaciones de SSB y reclutamiento para los VPA exploratorios para el stock occidental (líneas grises) comparadas con el caso base eventual (línea negra).

Figura 13. Efecto de la inclusión de la nueva CAA en los ensayos ASAP para el stock occidental. El ensayo 4 utiliza los índices de tamaño del stock y la CAA de 2014. El ensayo 6 utiliza la nueva CAA y los anteriores índices de tamaño del stock. El ensayo 7 utiliza la nueva CAA y los nuevos índices de tamaño del stock.

Figura 14. Efecto de la ampliación de CAA hasta 1960 y 1950 en los ensayos ASAP para el stock occidental. La discrepancia se resolvió posteriormente utilizando $\lambda = 1$ para los números iniciales y $CV=0,1$.

Figura 15. Estimaciones ASAP de la SSB para el stock oriental con y sin índice larvario y al utilizar las series divididas para el índice larvario y la prospección aérea de UE-Francia.

Figura 16. Estimaciones ASAP de reclutas (edad 1) que muestran la influencia del índice larvario. La eliminación del índice larvario reduce el tamaño de las clases anuales posteriores a la clase anual de 2003.

Figura 17. Ajustes a los índices de CPUE para el caso base del modelo VPA para el stock oriental (las observaciones se representan con puntos y las predicciones del modelo con líneas).

Figura 18. Patrones retrospectivos en el ensayo de caso base del modelo VPA para el stock oriental.

Figura 19. Análisis jackknife que muestra los efectos de eliminar índices individuales de abundancia relativa del caso base del VPA para el stock oriental.

Figura 20. Estimaciones de reclutamiento (en número de peces de edad 1), de biomasa del stock reproductor (en t) y de mortalidad por pesca (para las edades 2 a 5 y 10+) a partir del ensayo del caso base del VPA para el stock oriental.

Figura 21. Ensayos de sensibilidad del VPA con respecto al caso base para el stock oriental.

Figura 22. Biomasa del stock reproductor (en t) estimada por el VPA y por los otros modelos de evaluación para el stock del Atlántico este y Mediterráneo (asumiendo una edad de reproducción más joven). Se utilizó el caso base o los ensayos más representativos de cada modelo.

Figura 23. Reclutamiento (en número de peces de edad 1) estimado por el VPA y los otros modelos de evaluación para el stock oriental. Se utilizó el caso base o los ensayos más representativos de cada modelo.

Figura 24. Ajustes a los índices de CPUE y valores residuales del modelo para el caso base del modelo VPA para el stock occidentales (las observaciones se representan con puntos y las predicciones del modelo con líneas).

Figura 25. Distribución de estimaciones sometidas a bootstrap para la ratio de la media geométrica de la tasa de mortalidad por pesca para 2012-2014 con respecto a $F_{0,1}$ (histograma y curva de frecuencia acumulativa, en rojo) comparada con la estimación de máxima verosimilitud (determinista) (en amarillo) para la evaluación del caso base del VPA del stock occidental.

Figura 26. Patrones retrospectivos de reclutamiento y biomasa reproductora (calculados asumiendo una edad mayor de reproducción) en la evaluación del caso base del VPA del stock occidental.

Figura 27. Patrones retrospectivos en las estimaciones del caso base del VPA de la tasa de mortalidad por pesca del stock occidental.

Figura 28. Análisis jackknife que muestra los efectos de eliminar índices individuales de abundancia relativa del caso base del VPA para el stock occidental. La biomasa reproductora se calculó asumiendo una edad mayor de reproducción.

Figura 29. Estimaciones del caso base del VPA de la biomasa reproductora (asumiendo una edad mayor de reproducción) y reclutamiento (edad 1) para el stock occidental con intervalos de confianza del 80% obtenidos mediante bootstrap.

Figura 30. Estimaciones del caso base del VPA de tasas de mortalidad por pesca apical para el stock occidental con intervalos de confianza del 80% obtenidos mediante bootstrap. El gráfico superior muestra la escala absoluta el inferior los valores con respecto a $F_{0,1}$.

Figura 31. Comparación del caso base del VPA de 2017 (negro: edad mayor de reproducción, y gris: edad más joven de reproducción), el ensayo de continuidad del VPA de 2017 (azul y verde) y el caso base del VPA de 2014 (rojo) para el stock occidental.

Figura 32. Resultados de los ensayos de sensibilidad del VPA para el stock occidental (líneas coloreadas) comparados con los del caso base (línea negra) cuando se utiliza la ojiva de edad mayor de reproducción para calcular la SSB: tasa de mortalidad natural inferior M (en rojo), ponderación igual de los índices de abundancia (azul oscuro), incluyendo las CPUE CAN_Combined_RR y US_RR>177 ('With_handlines_indices', azul claro) y la captura por edad estimada con la clave edad talla (ALK) para el periodo de 2010 a 2015 (verde).

Figura 33. Resultados de los ensayos de sensibilidad del VPA para el stock occidental (líneas coloreadas) comparados con los del caso base (línea negra) cuando se utiliza la ojiva de edad más joven de reproducción para calcular la SSB: tasa de mortalidad natural inferior M (en rojo), ponderación igual de los índices de abundancia (azul oscuro), incluyendo las CPUE CAN_Combined_RR y US_RR>177 ('With_handlines_indices',

azul claro) y la captura por edad estimada con la clave edad talla (ALK) para el periodo de 2010 a 2015 (verde).

Figura 34. Ajustes a los índices de CPUE para el ensayo 10 de SS (que asume una edad de reproducción mayor, no se muestran los resultados del ensayo 11 de SS que asumen una edad de reproducción más joven porque son casi idénticos) para el stock occidental.

Figura 35. Selectividad estimada para el ensayo 10 de SS (que asume una edad de reproducción mayor, no se muestran los resultados del ensayo 11 de SS que asumen una edad de reproducción más joven porque son casi idénticos) para el stock occidental. Para JPN_LL and US_RRFS la selectividad que varía en el tiempo se muestra abajo.

Figura 36. Ajustes a los datos de composición por talla para todos los años del ensayo 10 de SS (que asume una edad de reproducción mayor, no se muestran los resultados del ensayo 11 de SS que asumen una edad de reproducción más joven para abreviar porque son casi idénticos) para el stock occidental.

Figura 37. Diagramas retrospectivos de SSB y de reclutamiento (edad 0) para el ensayo 10 (edad de reproducción mayor) y el ensayo 11 (edad de reproducción más joven) de SS para el stock occidental.

Figura 38. Estimaciones de SSB y de reclutamiento (edad 0) mediante el procedimiento jackknife de eliminación de un índice cada vez para el ensayo 10 (edad de reproducción mayor) y el ensayo 11 (edad de reproducción más joven) de SS para el stock occidental.

Figura 39. Series temporales de biomasa total, SSB, reclutas (edad 0) y F (promedio de F en edades 10-20) para el ensayo 10 (edad de reproducción mayor) y el ensayo 11 (edad de reproducción más joven) de SS3 para el stock occidental.

Figura 40. Relación reproductor-recluta de Beverton-Holt estimada y desviaciones de reclutamiento (edad 0) para el ensayo 10 (edad de reproducción mayor-arriba) y el ensayo 11 (edad de reproducción más joven-abajo) de SS para el stock occidental. La línea verde es el nivel de reclutamiento ajustado durante el periodo para el que se estimaron desviaciones del reclutamiento. El nivel de ajuste o reducción en el nivel de reclutamiento queda determinado por un factor de corrección de sesgo que hace que el nivel medio de reclutamiento durante el periodo de desviación de reclutamiento estimado sea igual a R_0 . La inclinación se estimó en 0,54 y 0,45, respectivamente, para los ensayos 10 y 11 de SS3. Los puntos azules representan desviaciones del reclutamiento futuras que son parcialmente estimadas para 2015 y no se estiman para 2016.

Figura 41. Series temporales de SSB y reclutas (edad 0) a partir del caso base del modelo SS3 que asume una edad de reproducción mayor (arriba en negro) y una edad de reproducción más joven (abajo en rojo) para el stock occidental.

Figura 42. Series temporales de SSB y reclutas (edad 0) para todos los ensayos de sensibilidad del modelo SS3 para el stock occidental, excepto la relación stock-reclutamiento no constreñida que estimaba reclutas más allá de la escala de los ensayos para algunos años. En el panel inferior se aísla la diferencia que supone incluir o no el vector de sesgo de determinación de la edad.

Figura 43. Series temporales de SSB y reclutas (edad 0) para los ensayos de sensibilidad de SS3 para el stock occidental. En el panel superior se aísla la diferencia que supone incluir o no el factor medioambiental en la capturabilidad para los tres índices. En los paneles de en medio se aísla la diferencia que supone la inclusión de la relación talla-peso nueva o anterior, y en el panel inferior se muestran los ensayos con la mayor divergencia con respecto al caso base, el ensayo que asume una edad mayor de reproducción que obtuvo el valor inferior $M=0,07$ y el ensayo sin relación stock-reclutamiento impuesta.

Figura 44. Comparación de las estimaciones de SSB y de reclutas (edad 1) del VPA y del SS3 para el stock occidental.

Figura 45. Comparación de las estimaciones de F en edades 10 y F del VPA y del SS3 para el stock occidental.

Figura 46. Comparación de varios modelos (VPA, SS y SCAL) de la SSB y de los reclutas para el stock occidental asumiendo una edad mayor de reproducción.

Figura 47. Comparación de la SSB y los reclutas obtenidos por varios modelos (VPA, SS y ASAP) para el stock occidental asumiendo una edad más joven de reproducción.

Figura 48. Fracción estimada de stock oriental que se desplaza hacia el oeste (izquierda) y fracción de stock occidental que se desplaza hacia el este (derecha) por grupos de edad utilizando el modelo de solapamiento en VPA-2box.

Figura 49. Biomasa reproductora estimada (calculada con la ojiva de edad de reproducción más joven) de los stocks occidental (WBFT) y oriental (EBFT) utilizando el modelo de solapamiento con los datos de marcado convencional (azul) y los datos de composición de stock (verde) con respecto a los resultados obtenidos sin mezcla (y sin datos de marcado o de composición de stock).

Figura 50. Diagrama de fase de Kobe que muestra el estado del stock del Atlántico este y Mediterráneo para el ensayo del caso base del VPA y su incertidumbre bajo diferentes escenarios de reclutamiento.

Figura 51. Diagrama de tarta de Kobe que representa el porcentaje de bootstraps que se encuadra en cada categoría de estado en 2016.

Figura 52. Proyección de la biomasa del stock reproductor, basada en los resultados del VPA, del stock oriental con respecto al valor en equilibrio en $F_{0,1}$ bajo los tres escenarios alternativos de reclutamiento con límites de captura que oscilan entre 0 y 50.000 t y dos tasas de mortalidad por pesca (F_{actual} y $F_{0,1}$). Cabe señalar que para el cálculo de $SSB_{0,1}$ se asume que los reclutamientos se mantendrían en los mismos niveles en el futuro.

Figura 53. Proyecciones basadas en diferentes supuestos de F y de límites de captura para 2017 a 2026, a partir del modelo SS3 para el atún rojo del Atlántico este y Mediterráneo.

Figura 54. Rendimiento por recluta del stock occidental para los ensayos 10 (edad mayor de reproducción- izquierda) y 11 (edad de reproducción más joven - derecha) de SS3.

Figura 55. Niveles de reclutamiento proyectados (edad 1) derivados del caso base del VPA para el stock occidental bajo los tres escenarios alternativos (media geométrica del reclutamiento en 3 años, 6 años y 10 años).

Figura 56. Biomasa total proyectada, basada en los resultados del VPA, para el stock occidental bajo los tres escenarios de reclutamiento y con diferentes niveles de rendimiento constante.

Figura 57. Biomasa del stock reproductor proyectada, basada en los resultados del VPA, para el stock occidental bajo escenarios alternativos de reclutamiento y supuestos de reproducción por edad.

Figura 58. Proyección de SSB (arriba) y reclutas (edad 0, abajo) con límites de captura fijos, $F_{0,1}$, F_{RMS} y el promedio de los escenarios de F actual a partir del modelo SS3 para el stock occidental, asumiendo una edad de reproducción mayor (izquierda) y más joven (derecha). El reclutamiento se extrajo de la relación stock-reclutamiento de Beverton-Holt asumiendo el reclutamiento medio a largo plazo para estos ensayos.

Figura 59. Rendimientos proyectados a partir del SS3 para el stock occidental asumiendo una edad de reproducción mayor (derecha) y más joven (izquierda), en $F_{0,1}$ para reclutamientos de 3, 6 y 10 años y F_{RMS} asumiendo las desviaciones de reclutamiento de la relación stock-reclutamiento de Beverton-Holt para los años de reclutamiento alto (2003-2012), medio (2007-2012) o bajo (2009-2012) o que vuelven al promedio de reclutamiento a largo plazo (SRR).

Figura 60. Estimación histórica y proyección futura de la biomasa reproductora y del reclutamiento (edad 0), asumiendo una edad de reproducción mayor (Hi) y más joven (Lo) a partir de SS3 para el stock occidental. En el panel derecho se muestran los mismos gráficos para un periodo de tiempo corto (2000 a 2025). Los reclutamientos se generaron a partir de desviaciones del reclutamiento de la relación stock-

reclutamiento de Beverton-Holt para los años de reclutamiento alto (2003-2012), medio (2007-2012) o bajo (2009-2012) o asumiendo que vuelven al promedio de reclutamiento a largo plazo (SRR).

APÉNDICES

Apéndice 1. Orden del día.

Apéndice 2. Lista de participantes.

Apéndice 3. Lista de documentos y presentaciones.

Apéndice 4. Resúmenes de documentos SCRS presentados por los autores.

Apéndice 5. Archivo de control del ensayo 10 de SS (edad avanzada de madurez) para el atún rojo occidental.

Este Apéndice está disponible en [formato electrónico](#).

Apéndice 6. Archivo de control del VPA-2BOX para el atún rojo occidental.

Este Apéndice está disponible en [formato electrónico](#).

Table 1. Summary of the current assumptions concerning life history attributes for the West Atlantic and East Atlantic and Mediterranean Bluefin tuna stocks (revised based on BFT 2012 stock assessment).

| <i>Life history attribute</i> | <i>Assumption used by the SCRS</i> | <i>Source (see also ICCAT Manual)</i> | <i>Notes</i> |
|-------------------------------|--|---|--|
| Growth (length at age) | <p><u>West:</u> Richards model $A_1=0; A_2=34; L_1=33.0; L_2=270.6; K=0.22; p=-0.12$</p> <p><u>East & Med.:</u> Von Bertalanffy model $K= 0.093; L_\infty=319 \text{ cm}; t_0=-0.97$</p> | <p>Ailloud <i>et al.</i> (2017)</p> <p>Cort (1991)</p> | For the west, the SCRS adopted the growth curve of Ailloud <i>et al.</i> (2017) in 2017. |
| Growth (length-weight) | <p>Area and season specific conversions are used, overall equations:</p> <p><u>West:</u> $W=0.0000177054*L^{3.001251847}$</p> <p><u>East & Med.:</u> $W=0.0000350801*L^{2.878451}$</p> | Rodriguez-Marin <i>et al.</i> (2015) | The seasonal specific conversions by area are in <i>ICCAT Manual</i> (BFT-Table2, conversion factor) |
| Natural mortality | <p>West and East & Med.:</p> <p>Starting at age 1: 0.41, 0.32, 0.26, 0.22, 0.19, 0.17, 0.15, 0.14, 0.13, 0.12 (ages 10-11), 0.11 (ages 13-20), and 0.10 yr⁻¹ (ages 20 plus)</p> | Lorenzen (1996) mortality vector based on the growth model (Ailloud <i>et al.</i> , 2017) and rescaled to have a value of 0.1 at age 20 | SCRS/2017/083 Size-weight relationship (Rodriguez-Marin <i>et al.</i> , 2015) |
| Longevity | <p><u>West:</u> 32 yr</p> <p><u>East & Med.:</u> > 20 yr</p> | <p>Neilson and Campana (2008)</p> <p>Fromentin and Fonteneau (2001)</p> | <p>Based on radiocarbon traces.</p> <p>Based on tagging data.</p> |
| Spawning-at-age | <p><u>West older spawning:</u> Starting at age 1: 0, 0, 0, 0, 0.001, 0.007, 0.039, 0.186, 0.563, 0.879, 0.976, 0.996, 0.999, 1, 1 (age 20)</p> | Porch and Hanke (2017) | Porch and Hanke (SCRS/2017/164) estimated spawning fraction oogive based on age composition data from the U.S. longline fishery in the Gulf of Mexico 2009-2014. Recent findings |

| | | | |
|-----------------|--|---|--|
| | <p><u>West younger spawning:</u> Same as East Atlantic</p> <p><u>East & Med.:</u> 50% spawning at age 4 (115 cm / 30 kg). Starting at age 1: 0, 0, 0.25, 0.5, 1 (ages older 5)</p> | Anon. 1997 | <p>indicate fish were mature at age 5 (SCRS/2012/161).</p> <p>M₅₀ at 105cm, (age 3.5) from Corriero <i>et al.</i> (2005)</p> |
| Spawning area | <p><u>West:</u> Gulf of Mexico.</p> <p><u>East & Med.:</u> Around Balearic Islands, Tyrrhenian Sea, central Mediterranean and Levantine Sea.</p> | Multiple sources, see Rooker <i>et al.</i> (2007) and Fromentin and Powers (2005) or Mather <i>et al.</i> (1995) for reviews. | <p>Other spawning areas have been identified, but not yet demonstrated to be important.</p> <p>See presentation 2012/149 for further information on spawning in the Mediterranean.</p> |
| Spawning season | <p><u>West:</u> April to mid-June.</p> <p><u>East & Med.:</u> eastern Med.: mid-May to mid-June western Med.: mid-June to mid-July</p> | As above. | Timing of the spawning season can change from year to year due to environmental conditions. |

Table 3. Fleet definitions for the statistical catch at size/age models.

| East & Med BFT | | | | | West BFT | | | | |
|----------------|---------|----------------|----------|-----------|--------------|---------|--------------------------|-----------|-----------|
| Fleet_SS | GearGrp | Flag | Min Year | Max YearC | Fleet_SS | GearGrp | Flag | Min YearC | Max YearC |
| BB_SPA | BB | EU.España | 1953 | 2006 | JAPAN_LL | LL | Japan | 1957 | 2015 |
| BB_SPAFRA | BB | EU.España | 2007 | 2015 | JPN_LL_GOM | LL | Japan | 1973 | 1981 |
| | | EU.France | 2013 | 2015 | OTHER_LL | LL | Canada | 1986 | 2015 |
| LL_JPN_EM | LL | Japan | 1956 | 2010 | | | Chinese Taipei | 1983 | 1997 |
| LL_JPN_NE | LL | Japan | 1990 | 2015 | | | FR.St Pierre et Miquelon | 2010 | 2013 |
| LL_OTH | LL | Algerie | 2000 | 2009 | | | Japan (foreign obs.) | 1981 | 1988 |
| | | Canada | 1999 | 2014 | | | U.S.A. | 1983 | 2015 |
| | | China PR | 1995 | 2015 | OTHER_LL_GOM | LL | UK.Bermuda | 2009 | 2009 |
| | | Chinese Taipei | 1983 | 2006 | | | Cuba | 2002 | 2002 |
| | | EU.Croatia | 2009 | 2013 | | | Mexico | 1994 | 2015 |
| | | EU.Cyprus | 2005 | 2015 | | | U.S.A. | 1984 | 2015 |
| | | EU.España | 1984 | 2015 | US_CAN_PSF | PS | Canada | 1977 | 1981 |
| | | EU.France | 2014 | 2015 | | | U.S.A. | 1979 | 2015 |
| | | EU.Greece | 1999 | 2013 | US_CAN_PFS | PS | Canada | 1977 | 1981 |
| | | EU.Italy | 1990 | 2015 | | | U.S.A. | 1979 | 1990 |
| | | EU.Malta | 2005 | 2015 | USA_CAN_HPN | HP | Canada | 1993 | 2015 |
| | | EU.Portugal | 2005 | 2015 | | | U.S.A. | 1983 | 2015 |
| | | Iceland | 2012 | 2014 | US_RR_FB | HL | U.S.A. | 1983 | 2013 |
| | | Korea Rep. | 1983 | 1983 | | | RR | 1972 | 2015 |
| | | Libya | 2002 | 2009 | CAN_HL | HL | Canada | 2015 | 2015 |
| | | Turkey | 2014 | 2014 | | | RR | 1991 | 2015 |
| PS_FRA | PS | EU.France | 1970 | 2015 | | | TL | 1974 | 2015 |
| PS_HRV | PS | EU.Croatia | 2002 | 2015 | US_RR_FS | HL | U.S.A. | 1983 | 1991 |
| PS_NOR | PS | Norway | 1950 | 1984 | | | RR | 1976 | 2015 |
| PS_OTH | | | 1975 | 2015 | USA_TRP | TP | U.S.A. | 1955 | 1961 |
| TRP_MARPOR | TP | EU.Portugal | 2012 | 2015 | CAN_TRP | TP | Canada | 1975 | 2015 |
| | | Maroc | 2012 | 2015 | OTHER | | | 1984 | 2013 |
| TRP_MARSPA | TP | EU.España | 1956 | 2011 | | | | | |
| | | Maroc | 2006 | 2011 | | | | | |
| TRP_OTH | TP | Algerie | 1992 | 1992 | | | | | |
| | | EU.España | 2012 | 2015 | | | | | |
| | | EU.Italy | 1956 | 2011 | | | | | |
| | | EU.Portugal | 1958 | 2011 | | | | | |
| | | Libya | 1964 | 2005 | | | | | |
| | | Tunisie | 1990 | 1997 | | | | | |
| | | Turkey | 1976 | 1993 | | | | | |
| OTHER | | | 1952 | 2015 | | | | | |

Table 4. Preliminary estimates of total removals for the West BFT 2016 used for projections in the assessment models. Allocation by gear for 2016 used the same proportion as in 2015. No preliminary estimates of catch were available for East BFT 2016.

| Decade | | 2010 | | | | | | | |
|--|----------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|--|
| Stock | | BFT-W | | | | | | | |
| Sum of Qty_t | YearC | | | | | | | | |
| Flag | GearCode | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | |
| Brazil | LLFB | | | 1 | | | | | |
| Brazil Total | | | | 1 | | | | | |
| Canada | HAND | | | | | | 2 | 2 | |
| | HARPE | 37 | 30 | 31 | 25 | 11 | 26 | 23 | |
| | LL-surf | 89 | 112 | 65 | 67 | 61 | 74 | 67 | |
| | RR | 324 | 295 | 347 | 325 | 331 | 389 | 350 | |
| | TL | 40 | 30 | 34 | 52 | 40 | 35 | 32 | |
| | TRAP | 39 | 26 | 17 | 11 | 20 | 6 | 6 | |
| | TRAW | | | | | | 1 | 1 | |
| | TROL | | 16 | | | | | | |
| Canada Total | | 530 | 510 | 493 | 480 | 463 | 533 | 480 | |
| FR.St Pierre et Miquelon | LL | 8 | 0 | | 0 | 0 | 9 | | |
| FR.St Pierre et Miquelon Total | | 8 | 0 | | 0 | 0 | 9 | 9 | |
| ICCAT (RMA) | RR | | | | 0 | | | | |
| ICCAT (RMA) Total | | | | | 0 | | | | |
| Japan | LL | 353 | 578 | 289 | 317 | 302 | 347 | | |
| Japan Total | | 353 | 578 | 289 | 317 | 302 | 347 | 345 | |
| Mexico | LL | 14 | 14 | 52 | 23 | 51 | 53 | | |
| Mexico Total | | 14 | 14 | 52 | 23 | 51 | 53 | 53 | |
| U.S.A. | HAND | 3 | 1 | 1 | 0 | | | | |
| | HARP | 29 | 70 | | 45 | 68 | 77 | 88 | |
| | LL | 239 | 241 | 295 | 208 | 222 | 89 | 101 | |
| | PS | | | 2 | 43 | 42 | 39 | 44 | |
| | RR | | | | | | 694 | 792 | |
| | RRFB | 571 | 419 | 420 | 250 | 378 | | | |
| | RRFS | 111 | 173 | 149 | 115 | 100 | | | |
| | TRAW | | 0 | | | | | | |
| U.S.A. Total | | 953 | 905 | 919 | 661 | 810 | 899 | 1025 | |
| UK.Bermuda | LLSWO | | 0 | | | | 0 | | |
| | RR | | | 0 | 1 | | | | |
| UK.Bermuda Total | | | 0 | 0 | 1 | | 0 | | |
| UK.British Virgin Islands | RR | | | | | 0 | 0 | | |
| UK.British Virgin Islands Total | | | | | | 0 | 0 | | |
| UK.Turks and Caicos | LLFB | | | | | 0 | | | |
| UK.Turks and Caicos Total | | | | | | 0 | | | |
| Grand Total | | 1857 | 2007 | 1754 | 1482 | 1626 | 1842 | 1912 | |

Table 5. Substitution table scheme for creating CAS/CAA for Atlantic bluefin tuna stocks.

| | | | Used sz/cs series (P= previous year, D=discards) | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---------|-----------|-------------|--|---------------|-----------|--------------|---------------|-----------|--------------|----------|-------|--------|--------|-----------------|-----------|--------|----------------|-------------------|-----------------|---|---|
| t1Stock | t1GearG | t1FlagN | BB EU.España | HL Croatia | EU.España | LL Canada | EU.Cypr us | EU.España | EU.Mal ta | EU.Italy | Japan | Mexico | U.S.A. | PS EU.France | EU.France | Turkey | SP EU.Italy | TP EU.Portugal | TW EU.France | | |
| ATE | BB | EU.France | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | HL | EU.France | | | X | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | LL | China P.R. | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | |
| | | EU.France | | | X | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | EU.Portugal | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | |
| | PS | EU.Portugal | | | | | | | | | | | | | | | | | | X | |
| | UN | EU.France | | | | | | | | | | | | | | | | | | | X |
| MED | HL | Croatia | | X | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | EU.France | | | | | | X | | | | | | | | | | | | | |
| | | EU.Greece | | X | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | LL | EU.Cyprus | | | | X | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | EU.France | | | | | | X | | | | | | | | | | | | | |
| | | EU.Greece | | | | X | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | EU.Malta | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | |
| | | Maroc | | | | | | X | | | | | | | | | | | | | |
| | PS | Croatia | | | | | | | | | | | | | X | | | | | | |
| | | EU.España | | | | | | | | | | | | | X | | | | | | |
| | | EU.Greece | | | | | | | | | | | | | X | | | | | | |
| | | EU.Malta | | | | | | | | | | | | | | X | | | | | |
| | | Libya | | | | | | | | | | | | | X | | | | | | |
| | | Maroc | | | | | | | | | | | | | X | | | | | | |
| | | Syria Rep. | | | | | | | | | | | | | X | | | | | | |
| | | Tunisie | | | | | | | | | | | | | X | | | | | | |
| | | Turkey | | | | | | | | | | | | | X | | X | | | | |
| SP | EU.España | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | | |
| | EU.Italy | | | | | | | X | | | | | | | | | | | X | | |
| TP | EU.Italy | | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | |
| TW | EU.France | | | | | | | | | | | | | X | | | | | | | |
| UN | EU.France | | | | | | | | | | | | | X | | | | | | | |
| | EU.Italy | | | | | | | X | | | | | | | | | | | X | | |
| ATW | LL | Canada | | | | X | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | Mexico | | | | | | | | | | X | | | | | | | | | |

Table 6. Age readings from paired otolith/spine samples obtained from 262 individuals (a) and resulting differences in otolith ages compared to reference spine ages (b).

a.

AGE READING FROM OTOLITH

| AGE READING FROM SPINE | AGE READING FROM OTOLITH | | | | | | | | | | | | | |
|------------------------|--------------------------|---|----|----|----|----|----|----|----|---|----|----|----|--|
| | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | |
| 0 | 22 | 2 | | | | | | | | | | | | |
| 1 | | 7 | 4 | | | | | | | | | | | |
| 2 | | 5 | 11 | 11 | 1 | | | | | | | | | |
| 3 | | | 2 | 18 | 10 | 1 | | | | | | | | |
| 4 | | | 1 | 2 | 14 | 25 | 3 | | | | | | | |
| 5 | | | | 1 | 7 | 23 | 11 | 7 | 2 | | | | | |
| 6 | | | | | 3 | 4 | 11 | 10 | 11 | 1 | 1 | 1 | | |
| 7 | | | | | | | 1 | 9 | 7 | 9 | 1 | 2 | 1 | |

b.

| Spine reference age | 0 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
|------------------------------------|-------|------|------|------|-----|------|------|-------|
| bias corrected otolith age reading | 0.083 | 1.36 | 2.29 | 3.32 | 4.6 | 5.43 | 6.81 | 8.333 |

Table 7. Abundance indices used for East Atlantic in 2017 stock assessment.

| <i>series</i> | SPN BB | SPN-FR BB | MOR-SPN TRAP | MOR-POR TRAP | JPN LL EatI&Med | JPN LL NEAtI1 | JPN LL NEAtI2 | French Aerial survey 1 | French Aerial survey 2 | WMed Larval Survey | | | | | | |
|-------------------------|-----------------|-----------------|------------------|------------------|------------------|-----------------|-----------------|------------------------|------------------------|--------------------|-------|------|-------|------|-------|------|
| <i>age</i> | 2-3 | 3-6 | 6+ | 10+ | 6 - 10 | 4 - 10 | 4 - 10 | 2-4 | 2-4 | Spawners | | | | | | |
| <i>indexing</i> | Weight | Weight | Number | Number | Number | Number | Number | Number of schools | Number of schools | | | | | | | |
| <i>area</i> | East Atlantic | East Atlantic | East Atl and Med | East Atl and Med | East Atl and Med | NEast Atl | NEast Atl | West Med | West Med | West Med | | | | | | |
| <i>method</i> | Delta lognormal | Delta lognormal | Neg. Binom. | Neg. Binom. | Delta Lognormal | Delta Lognormal | Delta Lognormal | | | | | | | | | |
| <i>time of the year</i> | Mid-year | Mid-year | Mid-year | Mid-year | Mid-year | Begin-year | Begin-year | Mid-year | Mid-year | | | | | | | |
| <i>source</i> | SCRS/2014/054 | SCRS/2015/169 | SCRS/2014/060 | SCRS/2017/XXX | SCRS/2012/131 | SCRS/2017/025 | SCRS/2017/025 | SCRS/2016/153 | SCRS/2016/153 | SCRS/P/2017/033 | | | | | | |
| Year | std.CPUE | CV | std.CPUE | CV | std.CPUE | CV | std.CPUE | CV | std.CPUE | CV | Index | CV | Index | CV | | |
| 1952 | 179.22 | 0.43 | | | | | | | | | | | | | | |
| 1953 | 184.74 | 0.53 | | | | | | | | | | | | | | |
| 1954 | 226.46 | 0.41 | | | | | | | | | | | | | | |
| 1955 | 187.01 | 0.42 | | | | | | | | | | | | | | |
| 1956 | 470.53 | 0.43 | | | | | | | | | | | | | | |
| 1957 | 315.05 | 0.41 | | | | | | | | | | | | | | |
| 1958 | 252.25 | 0.41 | | | | | | | | | | | | | | |
| 1959 | 506.79 | 0.41 | | | | | | | | | | | | | | |
| 1960 | 485.16 | 0.43 | | | | | | | | | | | | | | |
| 1961 | 327.29 | 0.41 | | | | | | | | | | | | | | |
| 1962 | 180.12 | 0.46 | | | | | | | | | | | | | | |
| 1963 | 312.09 | 0.49 | | | | | | | | | | | | | | |
| 1964 | 457.40 | 0.42 | | | | | | | | | | | | | | |
| 1965 | 228.91 | 0.41 | | | | | | | | | | | | | | |
| 1966 | 349.10 | 0.42 | | | | | | | | | | | | | | |
| 1967 | 345.89 | 0.41 | | | | | | | | | | | | | | |
| 1968 | 447.00 | 0.42 | | | | | | | | | | | | | | |
| 1969 | 610.62 | 0.40 | | | | | | | | | | | | | | |
| 1970 | 594.66 | 0.43 | | | | | | | | | | | | | | |
| 1971 | 744.71 | 0.40 | | | | | | | | | | | | | | |
| 1972 | 525.63 | 0.41 | | | | | | | | | | | | | | |
| 1973 | 535.63 | 0.40 | | | | | | | | | | | | | | |
| 1974 | 245.39 | 0.44 | | | | | | | | | | | | | | |
| 1975 | 484.22 | 0.41 | | | | | 1.90 | 0.15 | | | | | | | | |
| 1976 | 483.96 | 0.41 | | | | | 2.15 | 0.12 | | | | | | | | |
| 1977 | 547.56 | 0.41 | | | | | 3.53 | 0.14 | | | | | | | | |
| 1978 | 705.26 | 0.41 | | | | | 1.50 | 0.15 | | | | | | | | |
| 1979 | 623.01 | 0.41 | | | | | 2.70 | 0.14 | | | | | | | | |
| 1980 | 634.81 | 0.45 | | | | | 1.69 | 0.16 | | | | | | | | |
| 1981 | 510.66 | 0.42 | 768.36 | 0.57 | | | 1.63 | 0.17 | | | | | | | | |
| 1982 | 503.78 | 0.42 | 1038.12 | 0.35 | | | 3.32 | 0.13 | | | | | | | | |
| 1983 | 625.14 | 0.43 | 1092.05 | 0.35 | | | 2.12 | 0.13 | | | | | | | | |
| 1984 | 331.71 | 0.45 | 1200.27 | 0.35 | | | 1.62 | 0.12 | | | | | | | | |
| 1985 | 1125.74 | 0.41 | 814.46 | 0.35 | | | 1.75 | 0.15 | | | | | | | | |
| 1986 | 751.21 | 0.42 | 394.33 | 0.28 | | | 1.32 | 0.14 | | | | | | | | |
| 1987 | 1008.43 | 0.42 | 433.53 | 0.28 | | | 2.16 | 0.13 | | | | | | | | |
| 1988 | 1394.68 | 0.42 | 1014.56 | 0.28 | | | 1.35 | 0.14 | | | | | | | | |
| 1989 | 1285.60 | 0.40 | 531.45 | 0.26 | | | 1.05 | 0.16 | | | | | | | | |
| 1990 | 986.51 | 0.41 | 614.37 | 0.23 | | | 1.41 | 0.14 | 0.47 | 0.35 | | | | | | |
| 1991 | 901.20 | 0.42 | 727.86 | 0.23 | | | 1.21 | 0.13 | 0.53 | 0.31 | | | | | | |
| 1992 | 695.16 | 0.43 | 313.95 | 0.23 | | | 1.03 | 0.14 | 0.87 | 0.24 | | | | | | |
| 1993 | 2093.55 | 0.40 | 325.36 | 0.23 | | | 1.04 | 0.14 | 0.74 | 0.22 | | | | | | |
| 1994 | 1007.03 | 0.42 | 341.90 | 0.23 | | | 1.12 | 0.16 | 0.93 | 0.23 | | | | | | |
| 1995 | 1235.91 | 0.41 | 223.43 | 0.23 | | | 1.42 | 0.15 | 0.97 | 0.22 | | | | | | |
| 1996 | 1739.29 | 0.40 | 375.22 | 0.25 | | | 0.50 | 0.22 | 2.84 | 0.22 | | | | | | |
| 1997 | 2246.41 | 0.40 | 992.41 | 0.25 | | | 0.53 | 0.21 | 1.51 | 0.24 | | | | | | |
| 1998 | 879.51 | 0.41 | 925.14 | 0.25 | | | 0.71 | 0.17 | 0.87 | 0.25 | | | | | | |
| 1999 | 339.77 | 0.44 | 1137.45 | 0.25 | | | 0.64 | 0.22 | 1.25 | 0.22 | | | | | | |
| 2000 | 960.44 | 0.40 | 739.23 | 0.23 | | | 0.74 | 0.20 | 0.98 | 0.22 | 0.02 | 0.39 | | | | |
| 2001 | 704.49 | 0.45 | 1284.62 | 0.23 | | | 0.96 | 0.17 | 1.83 | 0.21 | 0.01 | 0.37 | 5.50 | 0.18 | | |
| 2002 | 687.42 | 0.42 | 1130.42 | 0.23 | | | 2.05 | 0.15 | 0.82 | 0.22 | 0.01 | 0.50 | 2.76 | 0.26 | | |
| 2003 | 444.91 | 0.48 | 662.66 | 0.24 | | | 1.70 | 0.13 | 1.10 | 0.24 | 0.01 | 0.35 | 13.40 | 0.25 | | |
| 2004 | 1210.46 | 0.42 | 332.36 | 0.23 | | | 0.82 | 0.18 | 0.84 | 0.22 | | | 9.03 | 0.20 | | |
| 2005 | 2383.57 | 0.40 | 677.39 | 0.23 | | | 0.88 | 0.15 | 0.75 | 0.21 | | | 3.56 | 0.17 | | |
| 2006 | 850.09 | 0.48 | 633.94 | 0.23 | | | 1.91 | 0.15 | 0.83 | 0.22 | | | | | | |
| 2007 | | 2179.98 | 0.31 | 1000.60 | 0.23 | | 0.94 | 0.19 | 0.84 | 0.22 | | | | | | |
| 2008 | | 2154.01 | 0.30 | 634.18 | 0.23 | | 1.22 | 0.17 | 1.17 | 0.21 | | | | | | |
| 2009 | | 955.38 | 0.30 | 876.71 | 0.23 | | 1.04 | 0.24 | 1.50 | 0.21 | | | 0.06 | 0.42 | | |
| 2010 | | 2126.20 | 0.31 | 1042.24 | 0.24 | | | | | | 2.22 | 0.22 | 0.04 | 0.52 | | |
| 2011 | | 2785.47 | 0.30 | 674.97 | 0.23 | | | | | | 4.45 | 0.26 | 0.09 | 0.34 | | |
| 2012 | | 2306.99 | 0.39 | | | 41.15 | 0.49 | | | | 7.70 | 0.31 | 0.04 | 0.32 | 41.05 | 0.07 |
| 2013 | | 1569.13 | 0.44 | | | 88.58 | 0.54 | | | | 6.11 | 0.26 | | | 21.83 | 0.08 |
| 2014 | | 678.29 | 0.41 | | | 48.54 | 0.50 | | | | 9.70 | 0.30 | 0.17 | 0.38 | 25.41 | 0.10 |
| 2015 | | | | | | 66.98 | 0.54 | | | | 5.91 | 0.30 | 0.09 | 0.34 | 54.29 | 0.07 |
| 2016 | | | | | | 64.03 | 0.53 | | | | 5.47 | 0.28 | 0.41 | 0.28 | | |
| 2017 | | | | | | | | | | | 7.19 | 0.30 | | | | |

Table 8. Description of VPA runs made for the eastern Atlantic and Mediterranean stock during the 2017 bluefin tuna stock assessment meeting.

| | |
|--------|--|
| Run_1 | Fratio estimated as random walk, starting value fixed at 0.5, aerial survey not split, vulnerability of 0.4 over the three last years, weight of indices multiplicative and computed by group of gears, Longlines, Traps, Baitboats and each survey separately |
| Run_2 | Fratio estimated as random walk, starting value fixed at 0.75, aerial survey not split, vulnerability of 0.4 over the three last years, weight of indices multiplicative and computed by group of gears, Longlines, Traps, Baitboats and each survey separately |
| Run_3 | Fratio estimated as random walk, starting value fixed at 1.25, aerial survey not split, vulnerability of 0.4 over the three last years, weight of indices multiplicative and computed by group of gears, Longlines, Traps, Baitboats and each survey separately |
| Run_4 | Fratio estimated as random walk, starting value fixed at 1.5, aerial survey not split, vulnerability of 0.4 over the three last years, weight of indices multiplicative and computed by group of gears, Longlines, Traps, Baitboats and each survey separately |
| Run_5 | Fratio estimated as random walk, starting value estimated, aerial survey not split, vulnerability of 0.4 over the three last years, weight of indices multiplicative and computed by group of gears, Longlines, Traps, Baitboats and each survey separately |
| Run_6 | Fratio estimated as random walk, starting value fixed at 0.5, aerial survey not split, vulnerability of 1 over the three last years, weight of indices multiplicative and computed by group of gears, Longlines, Traps, Baitboats and each survey separately |
| Run_7 | Fratio estimated as random walk, starting value fixed at 0.75, aerial survey not split, vulnerability of 1 over the three last years, weight of indices multiplicative and computed by group of gears, Longlines, Traps, Baitboats and each survey separately |
| Run_8 | Fratio estimated as random walk, starting value fixed at 1.25, aerial survey not split, vulnerability of 1 over the three last years, weight of indices multiplicative and computed by group of gears, Longlines, Traps, Baitboats and each survey separately |
| Run_9 | Fratio estimated as random walk, starting value fixed at 1.5, aerial survey not split, vulnerability of 1 over the three last years, weight of indices multiplicative and computed by group of gears, Longlines, Traps, Baitboats and each survey separately |
| Run_10 | Fratio estimated as random walk, starting value estimated, aerial survey not split, vulnerability of 1 over the three last years, weight of indices multiplicative and computed by group of gears, Longlines, Traps, Baitboats and each survey separately |
| Run_11 | Fratio estimated as random walk, starting value fixed at 1, aerial survey not split, vulnerability of 0.4 over the three last years, weight of indices multiplicative and computed by group of gears, Longlines, Traps, Baitboats and each survey separately |
| Run_12 | Fratio estimated as blocks (1968-1980, 1981-1995, 1996-2007, 2008-2015) starting value fixed at 0.75, aerial survey not split, vulnerability of 0.4 over the three last years, weight of indices multiplicative and computed by group of gears, Longlines, Traps, Baitboats and each survey separately |
| Run_13 | Fratio estimated as blocks (1968-1980, 1981-1995, 1996-2007, 2008-2015) starting value fixed at 1, aerial survey not split, vulnerability of 0.4 over the three last years, weight of indices multiplicative and computed by group of gears, Longlines, Traps, Baitboats and each survey separately |

| | |
|--------|--|
| Run_14 | Fratio estimated as blocks (1968-1980, 1981-1995, 1996-2007, 2008-2015) starting value fixed at 1.25, aerial survey not split, vulnerability of 0.4 over the three last years, weight of indices multiplicative and computed by group of gears, Longlines, Traps, Baitboats and each survey separately |
| Run_15 | Fratio estimated as random walk, starting value fixed at 1, aerial survey split, vulnerability of 0.4 over the three last years, weight of indices multiplicative and computed by group of gears, Longlines, Traps, Baitboats and each survey separately |
| Run_16 | Fratio estimated as blocks (1968-1980, 1981-1995, 1996-2007, 2008-2015) starting value fixed at 0.75, aerial survey split, vulnerability of 0.4 over the three last years, weight of indices multiplicative and computed by group of gears, Longlines, Traps, Baitboats and each survey separately |
| Run_17 | Fratio estimated as blocks (1968-1980, 1981-1995, 1996-2007, 2008-2015) starting value fixed at 1, aerial survey split, vulnerability of 0.4 over the three last years, weight of indices multiplicative and computed by group of gears, Longlines, Traps, Baitboats and each survey separately |
| Run_18 | Fratio estimated as blocks (1968-1980, 1981-1995, 1996-2007, 2008-2015) starting value fixed at 1.25, aerial survey split, vulnerability of 0.4 over the three last years, weight of indices multiplicative and computed by group of gears, Longlines, Traps, Baitboats and each survey separately |
| Run_19 | Fratio estimated as random walk, starting value fixed at 1, aerial survey split, vulnerability of 0.4 over the three last years, weight of indices additive and computed by group of gears, Longlines, Traps, Baitboats and each survey separately |
| Run_20 | Fratio estimated as random walk, starting value fixed at 1, aerial survey split, vulnerability of 0.4 over the three last years, weight of indices multiplicative and all equal |
| Run_21 | Fratio estimated as random walk, starting value fixed at 1, aerial survey split, vulnerability of 0.4 over the three last years, weight of indices additive but one estimate for each index |
| Run_22 | Fratio estimated as random walk, starting value fixed at 1, aerial survey split, vulnerability of 0.4 over the three last years, weight of indices additive but one estimate for each survey and another for all CPUES |
| Run_23 | Fratio estimated as random walk, starting value fixed at 1, aerial survey split, vulnerability of 0.4 over the three last years, weight of indices additive and not disaggregated by groups of gears |
| Run_24 | Base case, Fratio estimated as blocks (1968-1980, 1981-1995, 1996-2007, 2008-2015) starting value estimated, aerial survey split, vulnerability of 0.4 over the three last years, weight of indices multiplicative and computed by group of gears, Longlines, Traps, Baitboats and each survey separately |
| Run_25 | Fratio estimated as blocks (1968-1980, 1981-1995, 1996-2007, 2008-2015) starting value estimated, aerial survey split, vulnerability of 0.4 over the three last years, weight of indices multiplicative and computed by group of gears, Longlines, Traps, Baitboats and each survey separately. Natural mortality using rescaled Lorenzen at 0.07. |
| Run_26 | Fratio estimated as blocks (1968-1980, 1981-1995, 1996-2007, 2008-2015) starting value estimated, larval survey dropped, vulnerability of 0.4 over the three last years, weight of indices multiplicative and computed by group of gears, Longlines, Traps, Baitboats and each survey separately. |

REUNIÓN EVALUACIÓN BFT – MADRID, 2017

Table 9. Abundance indices used for West Atlantic in 2017 stock assessment.

| series | US RR 66-114cm | | US RR 115-144cm | | US RR >177cm | | US RR <145cm | | US RR >195cm | | US GOM PLL1 | | US GOM PLL2 | | Larval Survey | | JPN LL1 | | JPN LL2 | | JPN LL GOM | | CAN combined | | | | |
|------------------|----------------|--------|-----------------|--------|---------------|--------|---------------|--------|---------------|--------|---------------|------|---------------|--------|---------------|------|--------------------|----|--------------------|----|--------------------|----|---------------|----|-----------------|----|--|
| | age | Number | Number | Number | Number | Number | Number | Number | Number | Number | 8-16 | 8-16 | 8-16 | 4 - 10 | 5 - 16 | 9-16 | 7-16 | RR | RR | RR | RR | RR | RR | RR | Acoustic survey | | |
| indexing area | | | | | | | | | | | GOM | | GOM | | GOM | | Delta Lognormal RE | | Delta Lognormal RE | | Delta Lognormal RE | | GSL & SWNS | | off PEI | | |
| method | GLMM | | GLMM | | GLMM | | GLMM | | GLMM | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| time of the year | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| source | SCRS/2016/198 | | SCRS/2016/198 | | SCRS/2016/198 | | SCRS/1993/067 | | SCRS/1993/067 | | SCRS/2015/199 | | SCRS/2015/199 | | SCRS/2014/057 | | SCRS/2016/122 | | SCRS/2016/122 | | SCRS/1991/071 | | SCRS/2017/020 | | SCRS/2017/016 | | |
| Year | std.CPUE | CV | std.CPUE | CV | std.CPUE | CV | std.CPUE | CV | std.CPUE | CV | std.CPUE | CV | std.CPUE | CV | std.CPUE | CV | std.CPUE | CV | std.CPUE | CV | std.CPUE | CV | std.CPUE | CV | std.CPUE | CV | |
| 1970 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1971 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1972 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1973 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1974 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1975 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1976 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1977 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1978 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1979 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1980 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1981 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1982 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1983 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1984 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1985 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1986 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1987 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1988 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1989 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1990 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1991 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1992 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1993 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1994 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1995 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1996 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1997 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1998 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1999 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2000 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2001 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2002 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2003 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2004 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2005 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2006 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2007 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2008 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2009 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2010 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2011 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2012 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2013 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2014 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2015 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2016 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2017 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

Table 10. Projected probability that the fishing mortality rate on the eastern stock is less than $F_{0.1}$ based on projections of the VPA results under three recruitment levels (low, medium and high recruitment).

| tac | low | | | | | | | | med | | | | | | | | high | | | | | | | |
|-------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| | 2018 | 2019 | 2020 | 2021 | 2022 | 2023 | 2024 | 2025 | 2018 | 2019 | 2020 | 2021 | 2022 | 2023 | 2024 | 2025 | 2018 | 2019 | 2020 | 2021 | 2022 | 2023 | 2024 | 2025 |
| 50000 | 28 | 24 | 16 | 11 | 7 | 5 | 2 | 1 | 59 | 55 | 53 | 51 | 49 | 44 | 40 | 36 | 80 | 82 | 86 | 89 | 91 | 91 | 93 | 93 |
| 45000 | 53 | 44 | 31 | 22 | 15 | 11 | 8 | 5 | 81 | 78 | 76 | 76 | 73 | 70 | 67 | 64 | 92 | 93 | 95 | 97 | 97 | 97 | 98 | 98 |
| 40000 | 80 | 74 | 63 | 48 | 36 | 25 | 18 | 13 | 92 | 92 | 92 | 92 | 91 | 90 | 89 | 86 | 97 | 97 | 98 | 99 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| 35000 | 93 | 92 | 88 | 80 | 71 | 62 | 48 | 38 | 98 | 98 | 98 | 98 | 97 | 98 | 97 | 97 | 99 | 99 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| 30000 | 97 | 97 | 96 | 95 | 93 | 91 | 88 | 80 | 99 | 99 | 100 | 99 | 100 | 100 | 99 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| 28000 | 98 | 98 | 97 | 97 | 96 | 95 | 94 | 91 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| 26000 | 99 | 99 | 99 | 98 | 98 | 97 | 96 | 96 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| 24000 | 100 | 99 | 99 | 99 | 99 | 99 | 99 | 98 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| 23655 | 100 | 100 | 99 | 99 | 99 | 99 | 99 | 98 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| 22000 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| 20000 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| 19296 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| 18000 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| 16000 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| 14000 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| 12000 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| 10000 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| 8000 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| 6000 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| 4000 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| 2000 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| 0 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |

$P(F < F_{0.1})$ 

Table 11. Short term projections, based on SS3 results, for eastern Atlantic and Mediterranean bluefin tuna stock based on different assumptions and catch limits.

| Year | 0.8F _{MSY} | F _{0.1} | 10000 | 20000 | 25000 | 30000 | 35000 |
|------|---------------------|------------------|-------|-------|-------|-------|-------|
| 2016 | 19296 | 19296 | 19296 | 19296 | 19296 | 19296 | 19296 |
| 2017 | 23655 | 23655 | 23655 | 23655 | 23655 | 23655 | 23655 |
| 2018 | 20723 | 11802 | 10000 | 20000 | 25000 | 30000 | 35000 |
| 2019 | 20428 | 12093 | 10000 | 20000 | 25000 | 30000 | 35000 |
| 2020 | 20024 | 12288 | 10000 | 20000 | 25000 | 30000 | 35000 |
| 2021 | 19766 | 12527 | 10000 | 20000 | 25000 | 30000 | 35000 |
| 2022 | 19814 | 12916 | 10000 | 20000 | 25000 | 30000 | 35000 |
| 2023 | 20191 | 13486 | 10000 | 20000 | 25000 | 30000 | 35000 |
| 2024 | 20829 | 14212 | 10000 | 20000 | 25000 | 30000 | 35000 |
| 2025 | 21618 | 15033 | 10000 | 20000 | 25000 | 30000 | 35000 |
| 2026 | 22441 | 15878 | 10000 | 20000 | 25000 | 30000 | 35000 |

Table 12. SSB_t/SSB_{MSY} Ratios, based on SS3 results, for eastern Atlantic and Mediterranean stock for each of the projection scenarios.

| Year | 0.8F _{MSY} | F _{0.1} | 10000 | 20000 | 25000 | 30000 | 35000 |
|------|---------------------|------------------|-------|-------|-------|-------|-------|
| 2016 | 0.89 | 0.89 | 0.89 | 0.89 | 0.89 | 0.89 | 0.89 |
| 2017 | 0.87 | 0.87 | 0.87 | 0.87 | 0.87 | 0.87 | 0.87 |
| 2018 | 0.85 | 0.85 | 0.85 | 0.85 | 0.85 | 0.85 | 0.85 |
| 2019 | 0.84 | 0.87 | 0.88 | 0.87 | 0.84 | 0.82 | 0.80 |
| 2020 | 0.84 | 0.91 | 0.92 | 0.91 | 0.85 | 0.81 | 0.77 |
| 2021 | 0.85 | 0.95 | 0.97 | 0.95 | 0.85 | 0.80 | 0.74 |
| 2022 | 0.87 | 0.99 | 1.02 | 0.99 | 0.86 | 0.79 | 0.71 |
| 2023 | 0.88 | 1.03 | 1.07 | 1.04 | 0.87 | 0.78 | 0.68 |
| 2024 | 0.90 | 1.07 | 1.12 | 1.08 | 0.89 | 0.77 | 0.66 |
| 2025 | 0.92 | 1.11 | 1.17 | 1.12 | 0.90 | 0.77 | 0.63 |
| 2026 | 0.93 | 1.15 | 1.23 | 1.17 | 0.92 | 0.77 | 0.61 |

Table 13. Benchmarks for the western stock from SS3 runs 10 (older spawning) and 11 (younger spawning).

| | Run 10, older spawning | Run 11, younger spawning |
|--|---------------------------|-----------------------------|
| SSB_Unfished | 193516 | 243585 |
| Total Biomass_Unfished | 248007 | 250213 |
| Recruits_Unfished | 625.6 | 631.4 |
| SSB_Btgt40%B0 | 77406.3 | 97434 |
| SPR_Btgt40%B0 | 0.5241 | 0.5682 |
| Fstd_Btgt40%B0 | 0.0440 | 0.0481 |
| TotYield_Btgt40%B0 | 4543 | 4430 |
| SSB_SPRtgtSPR40% | 47133 | 40509 |
| Fstd_SPRtgtSPR40% | 0.0652 | 0.0866 |
| TotYield_SPRtgtSPR40% | 4357 | 3295 |
| SSB_MS Y | 67006 | 94519 |
| Spawning potential ratio at MSY | 85.9167 | 0.5596 |
| Recr_1997 | 248.8440 | 0.0496 |
| Recr_1998 | 131.781 | 4432.2 |
| F(avg 10-20) at MSY | 0.0485 | 0.0496 |
| F0.1(avg F 10-20) | 0.0863 | 0.0863 |
| SSB_F0.1 | 25910 | 39951 |
| Yield_F0.1 | 3235 | 3144 |
| F _{current} (avg F 10-20) 2013-2015 | 0.0483 | 0.0483 |
| F _{current} /F _{0.1} | 0.56 | 0.56 |
| F _{current} /F _{MSY} | 0.996 | 0.974 |
| current SSB | 27612 | 38467 |
| current SSB/SSB _{F0.1} | 1.066 | 0.963 |
| current SSB/SSB _{MSY} | 0.412 | 0.407 |

Table 14. Projected yields, based on VPA results, of the western stock at a fishing mortality rate of 0.11 ($F_{0.1}$) under alternative recent recruitment scenarios.

| | | | |
|--|----------------------|----------------------|-----------------------|
| F_current | 0.078 (0.065-.096) | | |
| F_0.1 | 0.11 (0.10-0.12) | | |
| F_current/F_0.1 | 0.72 (0.59-0.85) | | |
| Fishery Status | not overfishing | | |
| Recruitment_Level | 3-yr (2010-2012) | 6-yr (2006-2012) | 10-yr (2003-2012) |
| Projected_Recruits (2018) | 81910 (54970-126100) | 92455 (62390-138400) | 134300 (71240-254100) |
| Projected_Recruits (2019) | 82310 (55070-122500) | 94505 (64170-148000) | 130550 (70260-249500) |
| Projected_Recruits (2020) | 82495 (56040-123100) | 93885 (61110-150000) | 129450 (73800-262700) |
| Projected_Catch_F _{0.1} _2018 | 2403 (1914-3084) | 2444 (1943-3095) | 2498 (2010-3212) |
| Projected_Catch_F _{0.1} _2019 | 2313 (1825-2963) | 2338 (1871-2972) | 2422 (1957-3121) |
| Projected_Catch_F _{0.1} _2020 | 2208 (1745-2852) | 2252 (1798-2879) | 2400 (1915-3050) |

Table 15. Projected probability, based on VPA results, of not overfishing ($F < F_{0.1}$) the western stock under the 3-yr recruitment level.

| Yield | 2018 | 2019 | 2020 | 2021 | 2022 |
|-------|------|------|------|------|------|
| 0 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 |
| 250 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 |
| 500 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 |
| 750 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 |
| 1000 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 |
| 1250 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 |
| 1500 | 1.00 | 0.99 | 0.99 | 0.99 | 0.97 |
| 1750 | 0.97 | 0.94 | 0.90 | 0.88 | 0.83 |
| 2000 | 0.86 | 0.79 | 0.70 | 0.65 | 0.59 |
| 2250 | 0.65 | 0.56 | 0.48 | 0.42 | 0.36 |
| 2500 | 0.43 | 0.34 | 0.29 | 0.25 | 0.20 |
| 2750 | 0.26 | 0.19 | 0.15 | 0.13 | 0.09 |
| 3000 | 0.12 | 0.09 | 0.06 | 0.05 | 0.03 |
| 3250 | 0.06 | 0.03 | 0.02 | 0.02 | 0.02 |
| 3500 | 0.02 | 0.02 | 0.02 | 0.01 | 0.01 |
| 3750 | 0.01 | 0.01 | 0.01 | 0.01 | 0.01 |
| 4000 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |

Table 16. Projected probability, based on VPA results, of not overfishing ($F < F_{0.1}$) the western stock under the 6-yr recruitment level.

| Yield | 2018 | 2019 | 2020 | 2021 | 2022 |
|-------|------|------|------|------|------|
| 0 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 |
| 250 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 |
| 500 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 |
| 750 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 |
| 1000 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 |
| 1250 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 |
| 1500 | 1.00 | 1.00 | 0.99 | 0.99 | 0.98 |
| 1750 | 0.97 | 0.95 | 0.93 | 0.91 | 0.89 |
| 2000 | 0.88 | 0.81 | 0.75 | 0.70 | 0.66 |
| 2250 | 0.67 | 0.59 | 0.52 | 0.48 | 0.43 |
| 2500 | 0.45 | 0.37 | 0.31 | 0.30 | 0.25 |
| 2750 | 0.27 | 0.21 | 0.16 | 0.14 | 0.12 |
| 3000 | 0.13 | 0.09 | 0.07 | 0.06 | 0.05 |
| 3250 | 0.06 | 0.04 | 0.02 | 0.02 | 0.02 |
| 3500 | 0.03 | 0.02 | 0.01 | 0.01 | 0.01 |
| 3750 | 0.01 | 0.01 | 0.01 | 0.01 | 0.01 |
| 4000 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |

Table 17. Projected probability, based on VPA results, of not overfishing ($F < F_{0.1}$) western stock under the 10-yr recruitment level.

| Yield | 2018 | 2019 | 2020 | 2021 | 2022 |
|-------|------|------|------|------|------|
| 0 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 |
| 250 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 |
| 500 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 |
| 750 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 |
| 1000 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 |
| 1250 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 |
| 1500 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 | 1.00 |
| 1750 | 0.98 | 0.98 | 0.98 | 0.97 | 0.97 |
| 2000 | 0.90 | 0.88 | 0.86 | 0.86 | 0.86 |
| 2250 | 0.75 | 0.69 | 0.65 | 0.67 | 0.69 |
| 2500 | 0.50 | 0.45 | 0.42 | 0.43 | 0.43 |
| 2750 | 0.33 | 0.27 | 0.25 | 0.27 | 0.27 |
| 3000 | 0.17 | 0.14 | 0.11 | 0.13 | 0.14 |
| 3250 | 0.09 | 0.06 | 0.04 | 0.05 | 0.06 |
| 3500 | 0.03 | 0.03 | 0.02 | 0.02 | 0.02 |
| 3750 | 0.02 | 0.01 | 0.01 | 0.01 | 0.01 |
| 4000 | 0.01 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.01 |

Table 18. Projected yields for the western stock from SS runs at various F levels and recruitment assumptions.

| Run 10: older spawning | | | | | |
|---------------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Assumed recruitment | SRR | 3yr | 6yr | 10yr | SRR |
| F_{metric} | $F_{0.1}$ | $F_{0.1}$ | $F_{0.1}$ | $F_{0.1}$ | F_{MSY} |
| Prelim. Catch 2016 (t) | 1912 | 1912 | 1912 | 1912 | 1912 |
| TAC_2017 (t) | 2000 | 2000 | 2000 | 2000 | 2000 |
| ForeCatch 2018 (t) | 2862 | 2815 | 2818 | 2830 | 1451 |
| ForeCatch 2019 (t) | 2768 | 2654 | 2662 | 2689 | 1457 |
| ForeCatch 2020 (t) | 2717 | 2507 | 2521 | 2572 | 1481 |
| ForeCatch 2021 (t) | 2680 | 2366 | 2387 | 2464 | 1509 |
| rec 2015 (1000s) | 279 | 120 | 131 | 170 | 279 |
| rec 2016 (1000s) | 281 | 121 | 132 | 171 | 281 |
| rec 2017 (1000s) | 282 | 121 | 132 | 172 | 282 |
| rec 2018 (1000s) | 281 | 121 | 132 | 171 | 281 |
| rec 2019 (1000s) | 274 | 118 | 129 | 167 | 281 |
| rec 2020 (1000s) | 264 | 113 | 124 | 160 | 278 |
| Run 11: younger spawning | | | | | |
| Assumed recruitment | SRR | 3yr | 6yr | 10yr | SRR |
| F_{metric} | $F_{0.1}$ | $F_{0.1}$ | $F_{0.1}$ | $F_{0.1}$ | F_{MSY} |
| Prelim. Catch 2016 (t) | 1912 | 1912 | 1912 | 1912 | 1912 |
| TAC_2017 (t) | 2000 | 2000 | 2000 | 2000 | 2000 |
| ForeCatch_2018 (t) | 2862 | 2822 | 2835 | 2846 | 1449 |
| ForeCatch_2019 (t) | 2754 | 2659 | 2675 | 2702 | 1449 |
| ForeCatch_2020 (t) | 2685 | 2510 | 2531 | 2580 | 1463 |
| ForeCatch_2021 (t) | 2627 | 2366 | 2393 | 2466 | 1480 |
| rec 2015 (1000s) | 253 | 119 | 130 | 167 | 253 |
| rec 2016 (1000s) | 252 | 118 | 129 | 166 | 252 |
| rec 2017 (1000s) | 249 | 117 | 128 | 165 | 249 |
| rec 2018 (1000s) | 245 | 115 | 125 | 162 | 245 |
| rec 2019 (1000s) | 238 | 111 | 121 | 156 | 245 |
| rec 2020 (1000s) | 233 | 106 | 116 | 151 | 247 |

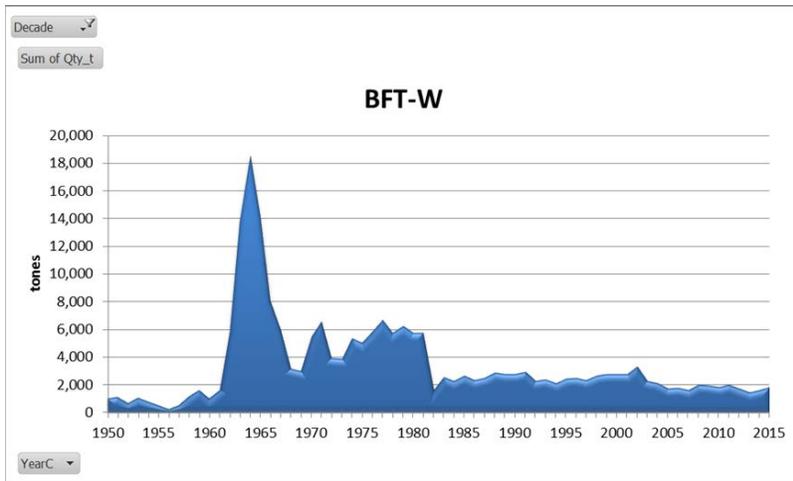
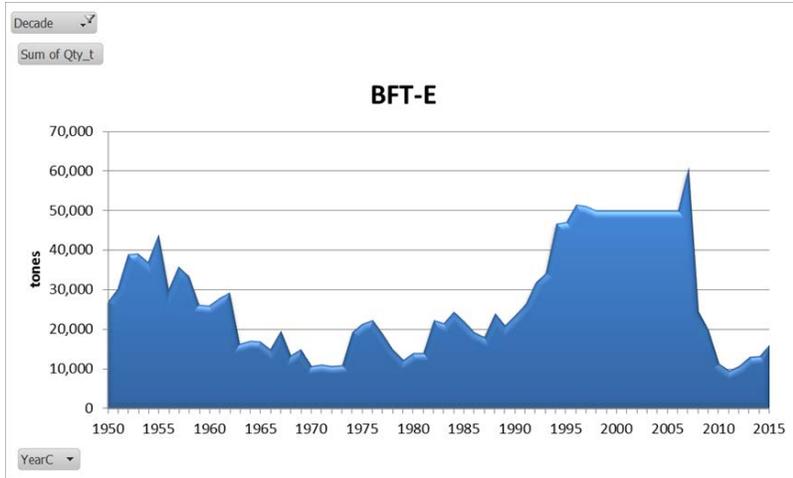


Figure 1. Bluefin tuna stocks best estimate of total catch removals 1950-2015.

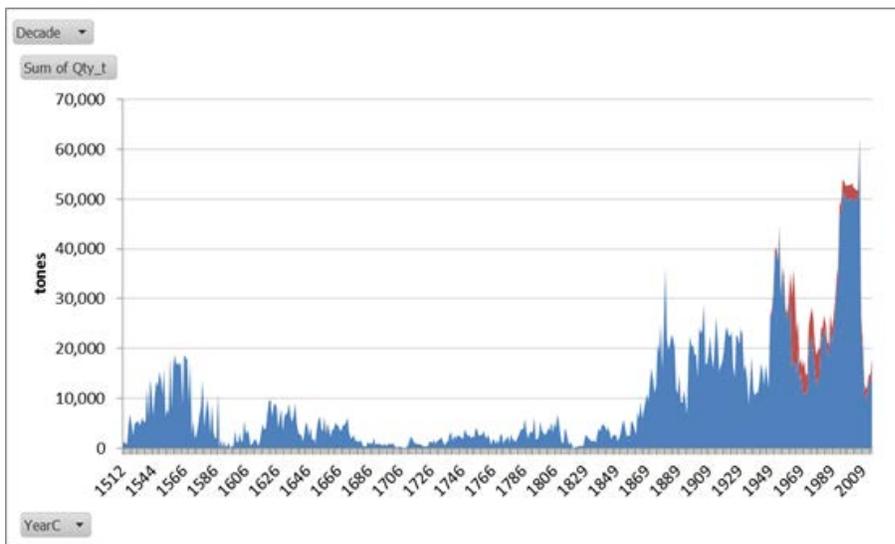


Figure 2. Atlantic bluefin tuna reconstructed catch 1512-2015. Blue area corresponds to the East stock, red to the West stock unit.

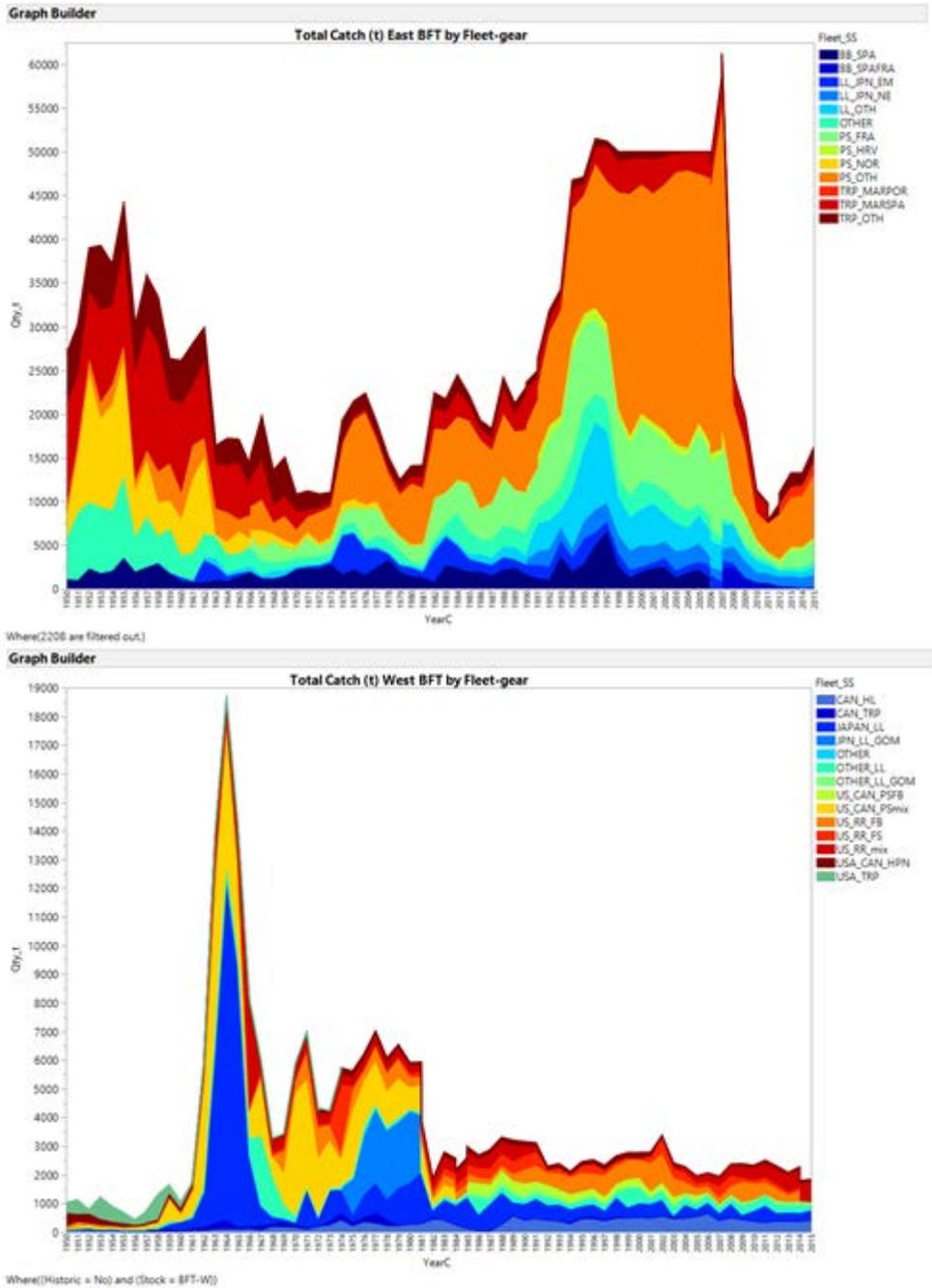


Figure 3. Total catch East (top) and West (bottom) BFT by fleet-gears categories used in catch statistical models.

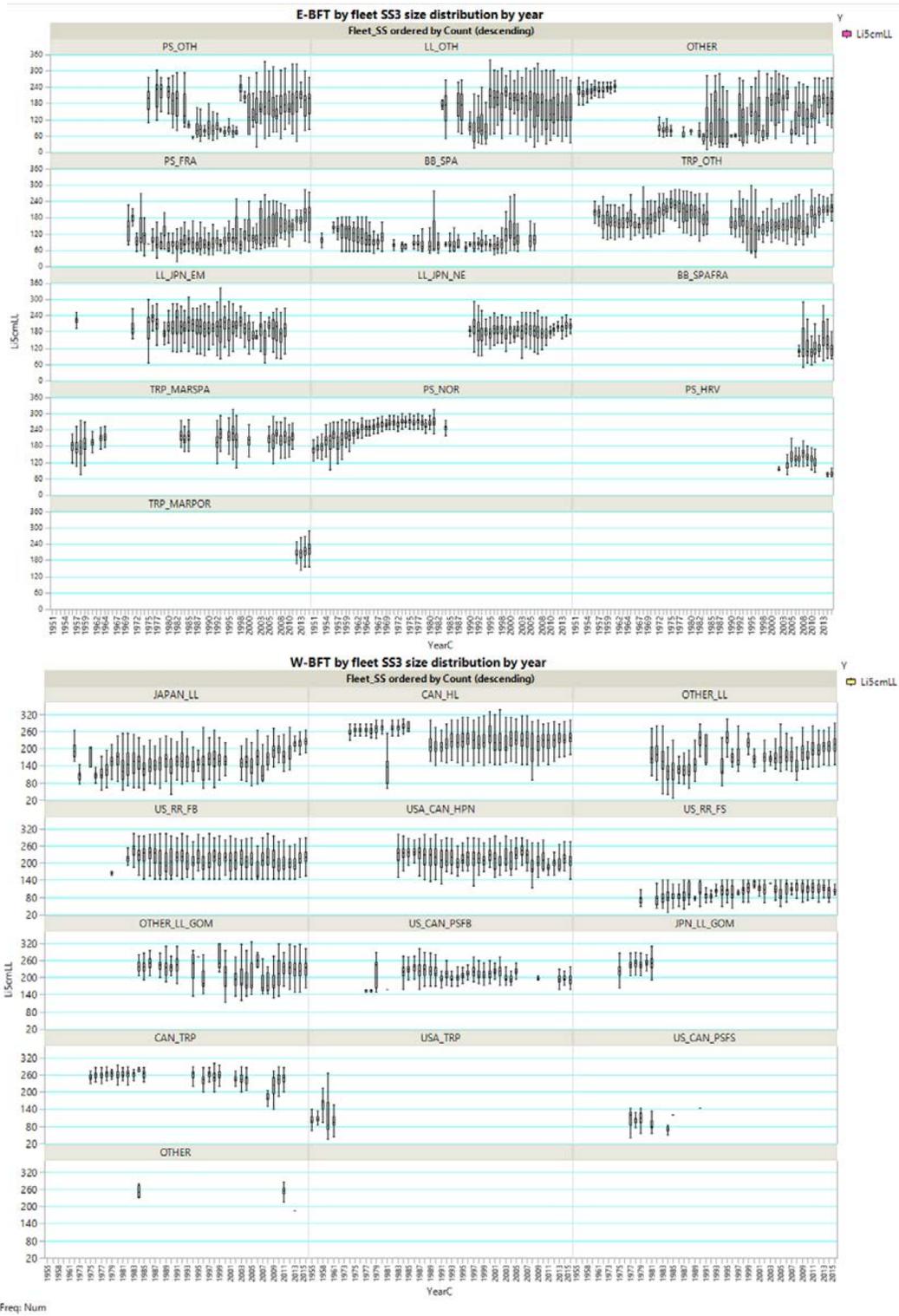


Figure 4. Bluefin tuna size frequency distribution by fleet-gear category used for stock synthesis models.

REUNIÓN EVALUACIÓN BFT – MADRID, 2017

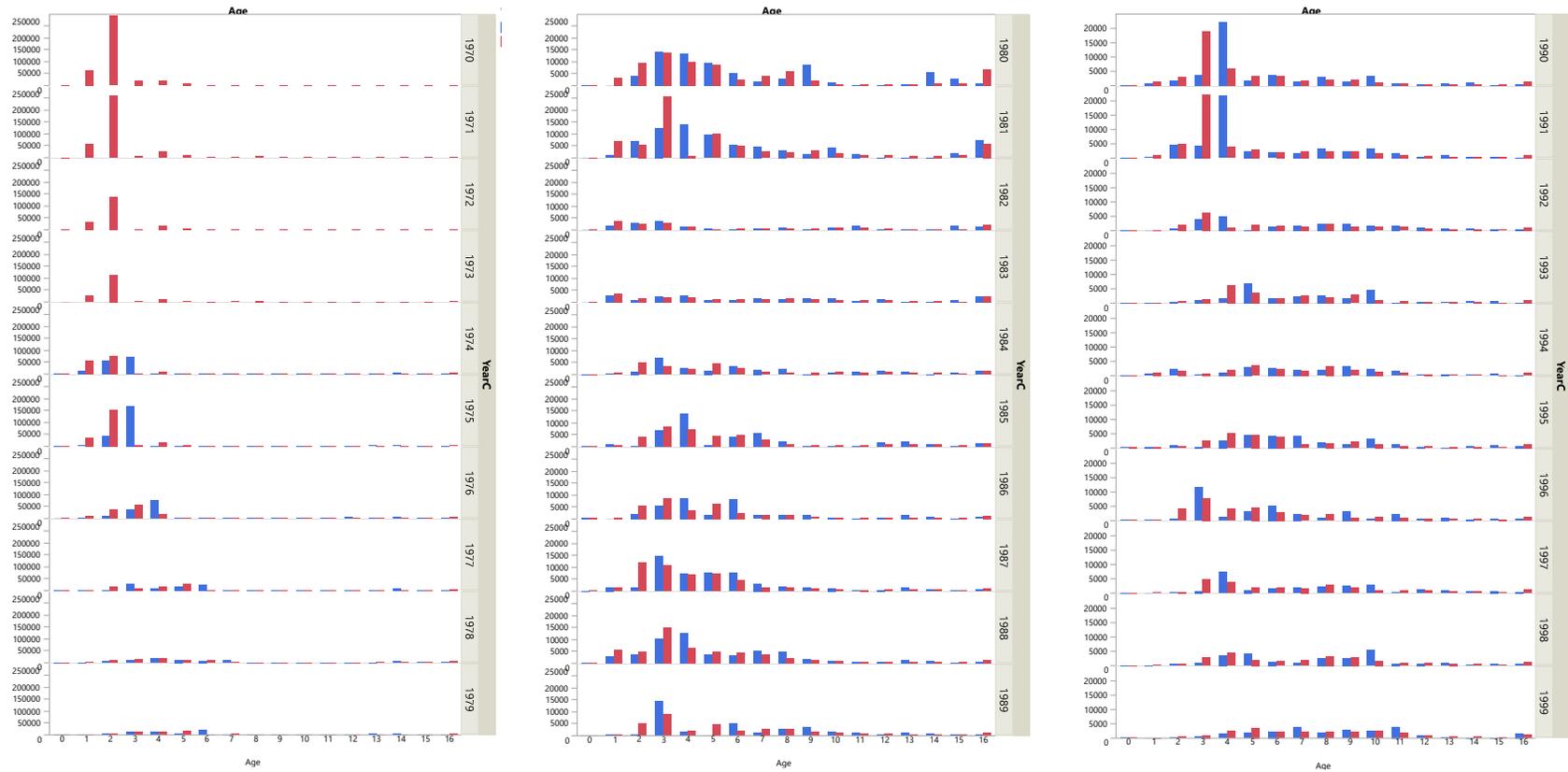


Figure 5. Histograms comparing the catch at age estimates from cohort slicing (red) and the combined forward inverse age-length key (blue).

REUNIÓN EVALUACIÓN BFT – MADRID, 2017

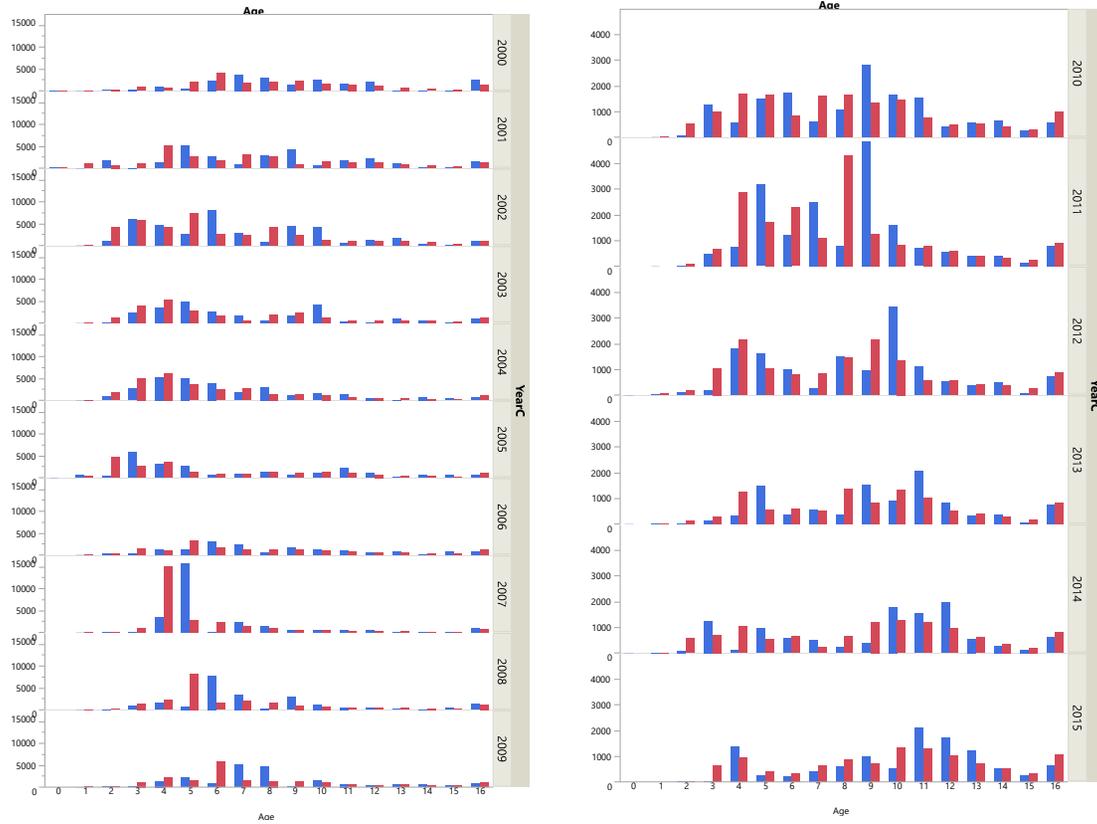


Figure 5. (continued) Histograms comparing the catch at age estimates from cohort slicing (red) and the combined forward inverse age-length key (blue).

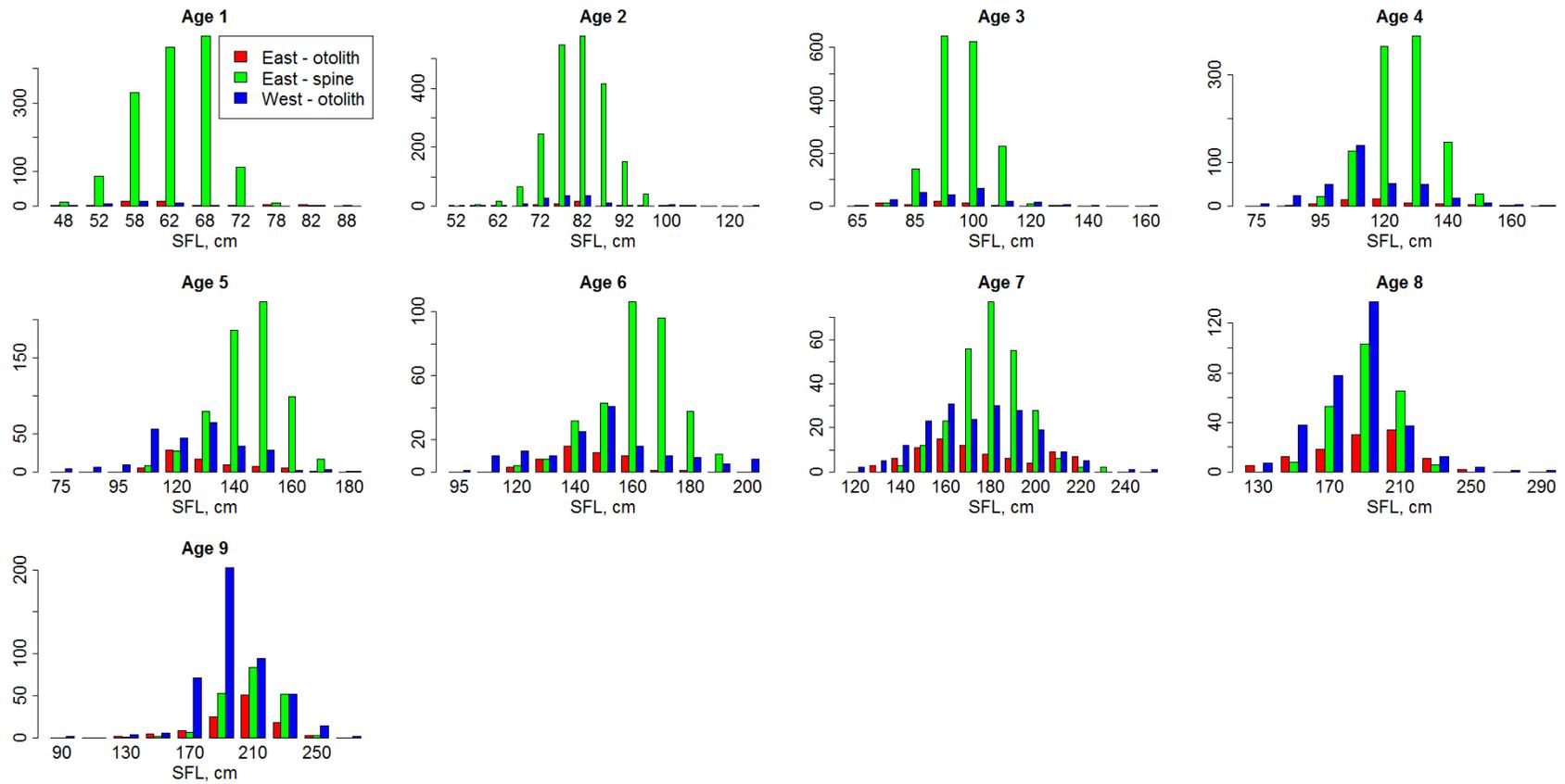


Figure 6. Histogram of eastern and western otolith and spine samples used in the combined forward inverse age-length key. Y-axis = number of samples.

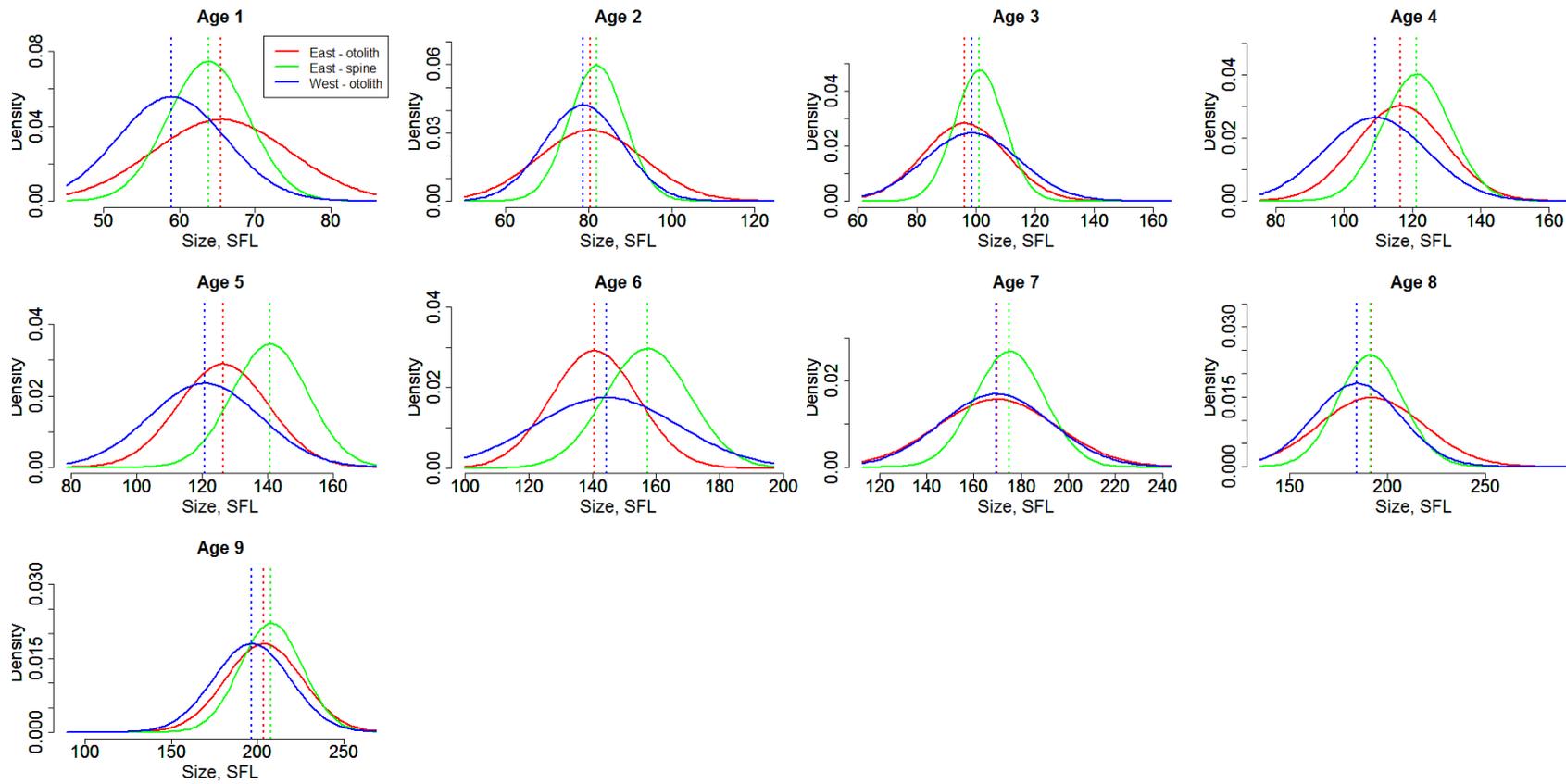


Figure 7. Normal distributions fitted to the eastern and western otolith and spine samples used in the combined forward inverse age-length key.

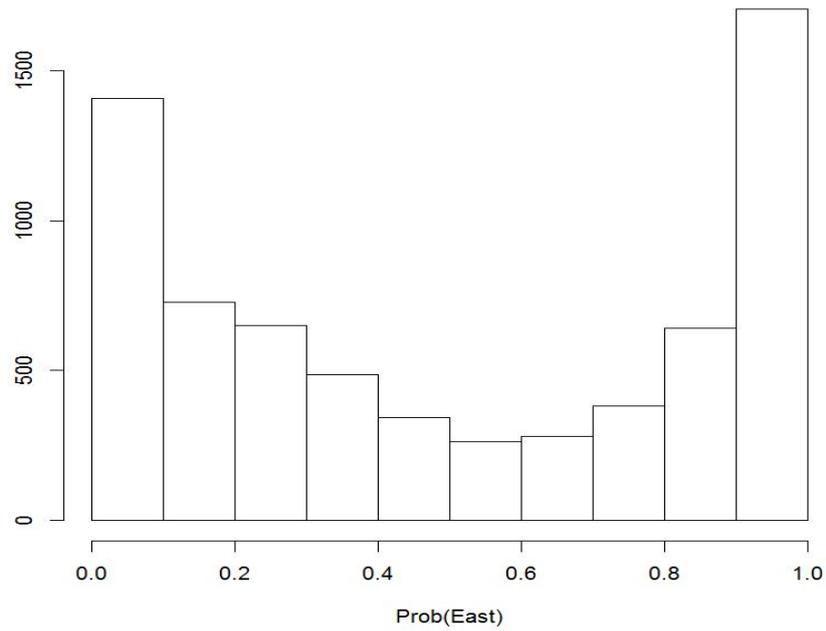


Figure 8. Histogram of stock composition data from the ICCAT Stock Composition Database indicating probability of being eastern origin.

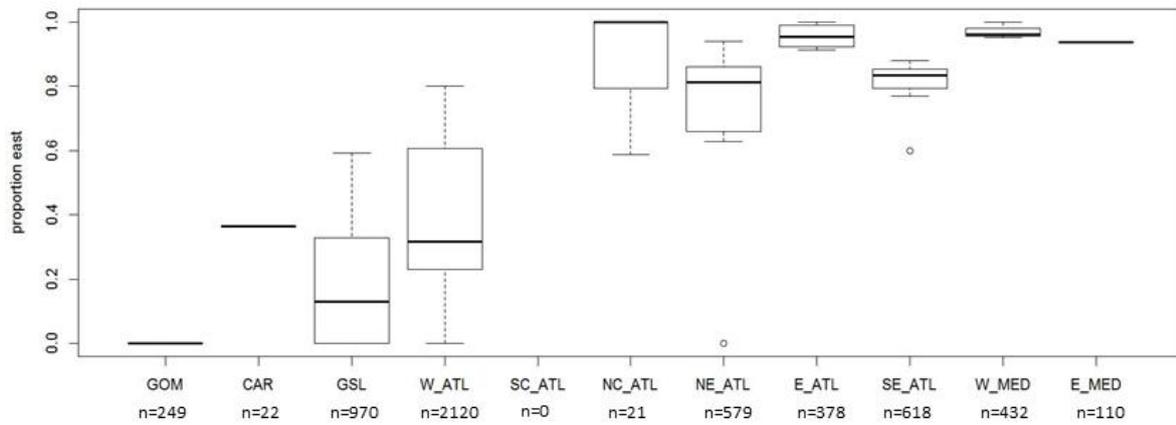


Figure 9. Boxplot of stock composition data from the ICCAT Stock Composition Database indicating proportion of eastern origin fish by area.

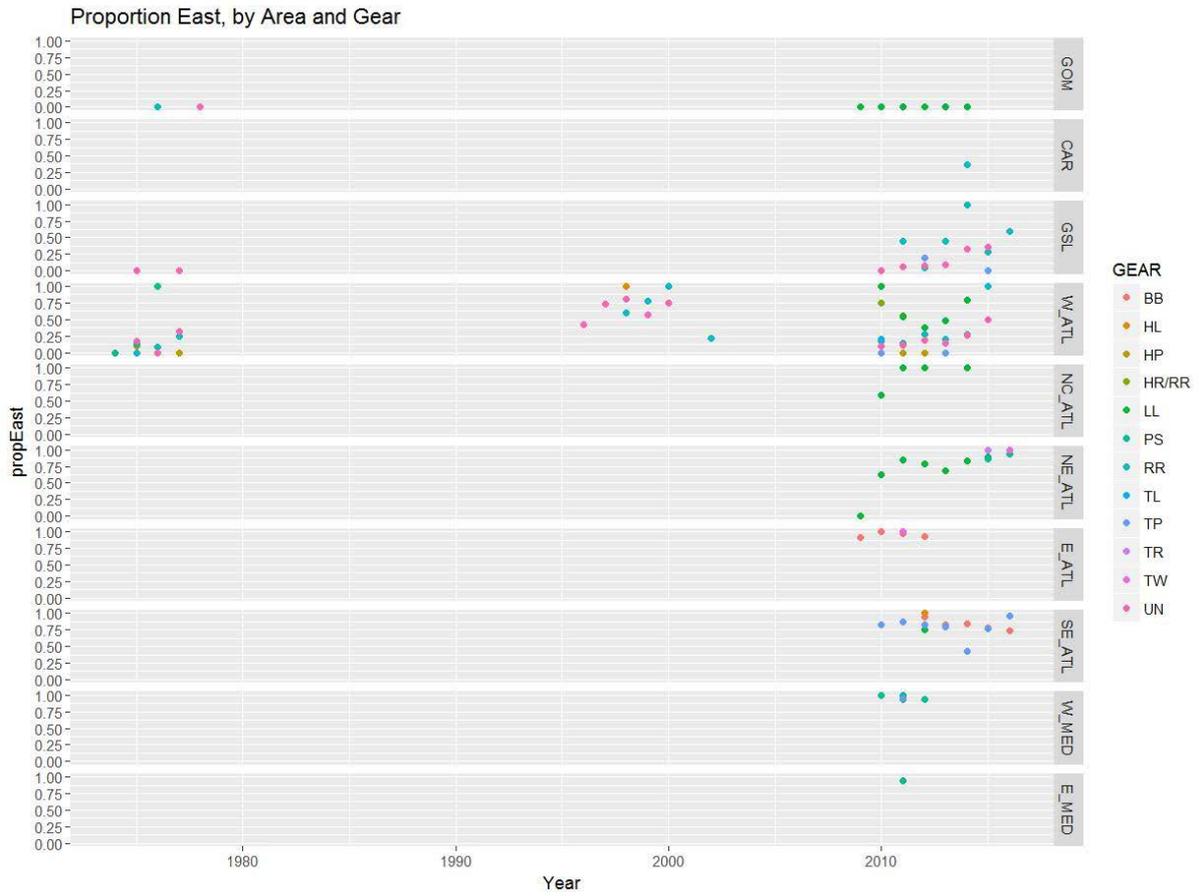


Figure 10. Estimated annual eastern proportions by area and gear from the ICCAT Stock Composition Database indicating proportion eastern origin.

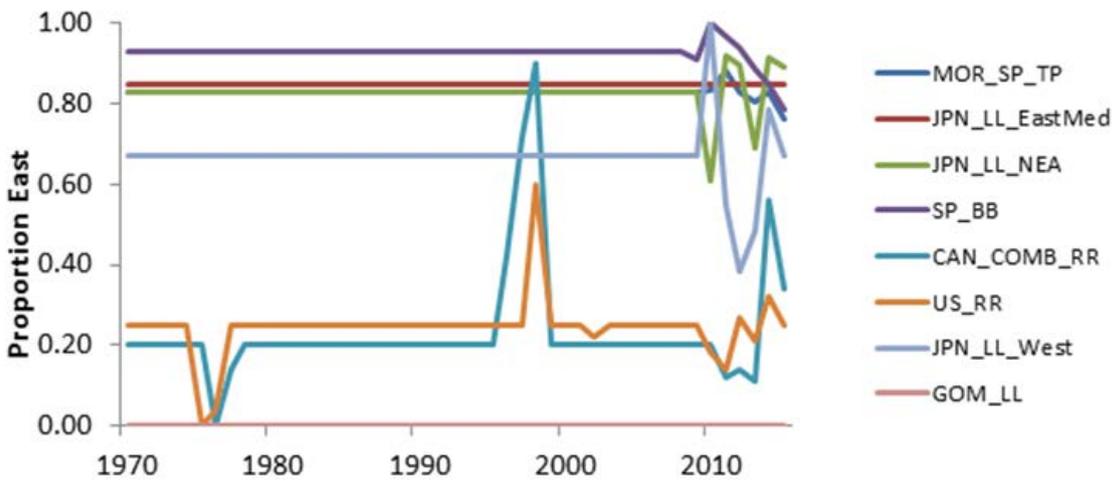


Figure 11. Estimated eastern proportions by year and fleet from the ICCAT Stock Composition Database.

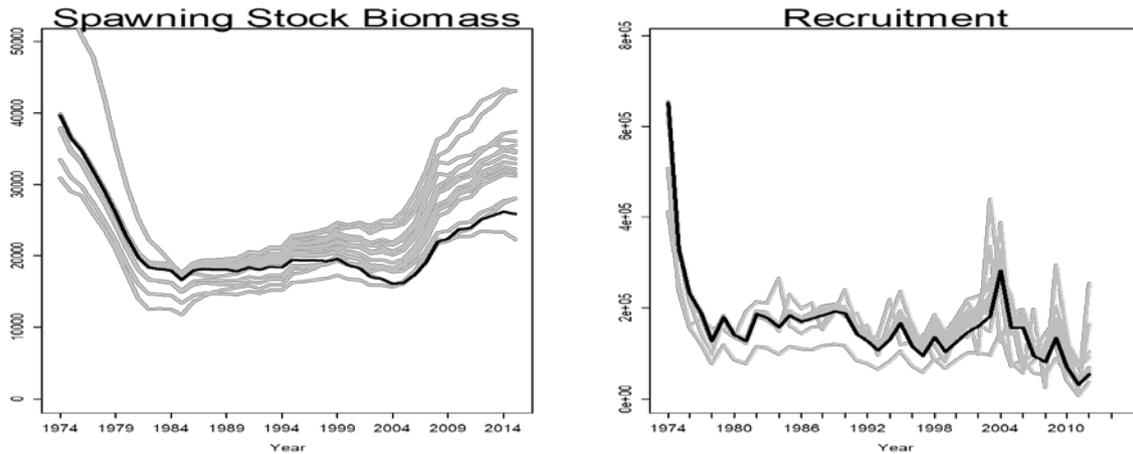


Figure 12. Estimates of SSB and recruitment for exploratory VPAs for the western stock (gray lines) compared to the eventual base case (black line).

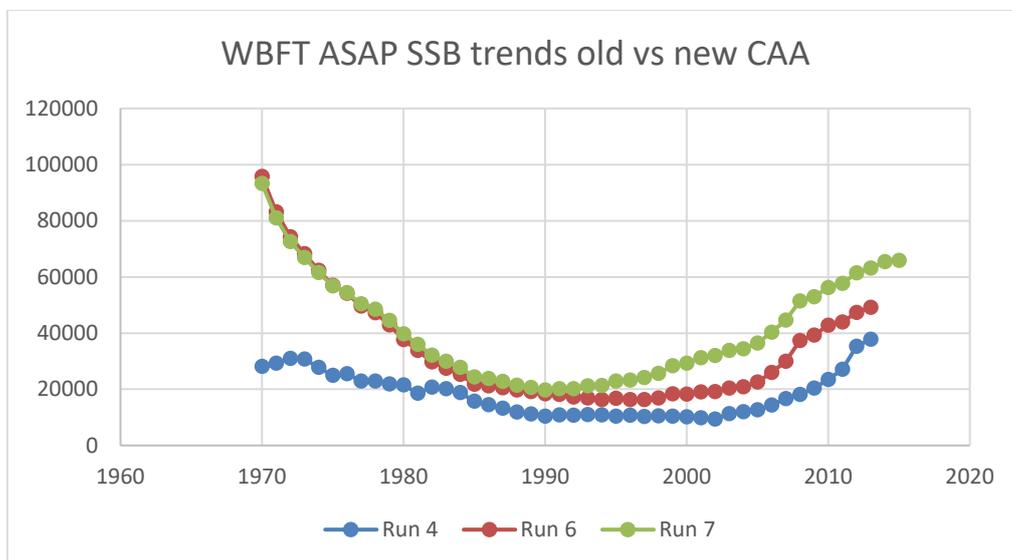


Figure 13. Effect of including the new CAA in ASAP runs for the western stock. Run 4 uses the 2014 CAA and stock size indices. Run 6 includes the new CAA and old stock size indices. Run 7 includes the new CAA and new stock size indices.

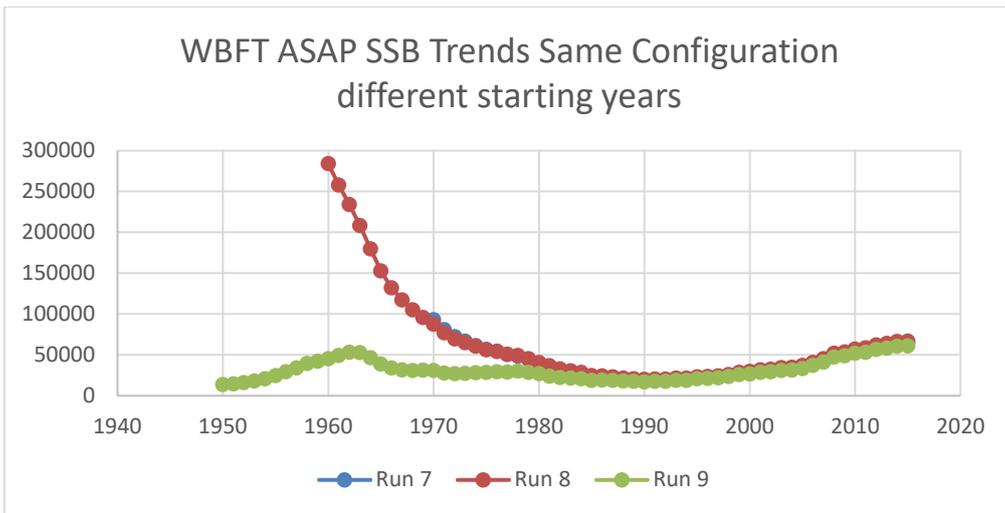


Figure 14. Effect of extending CAA to 1960 and 1950 in ASAP runs for the western stock. The discrepancy was later resolve in using $\lambda = 1$ for initial numbers and $CV=0.1$.

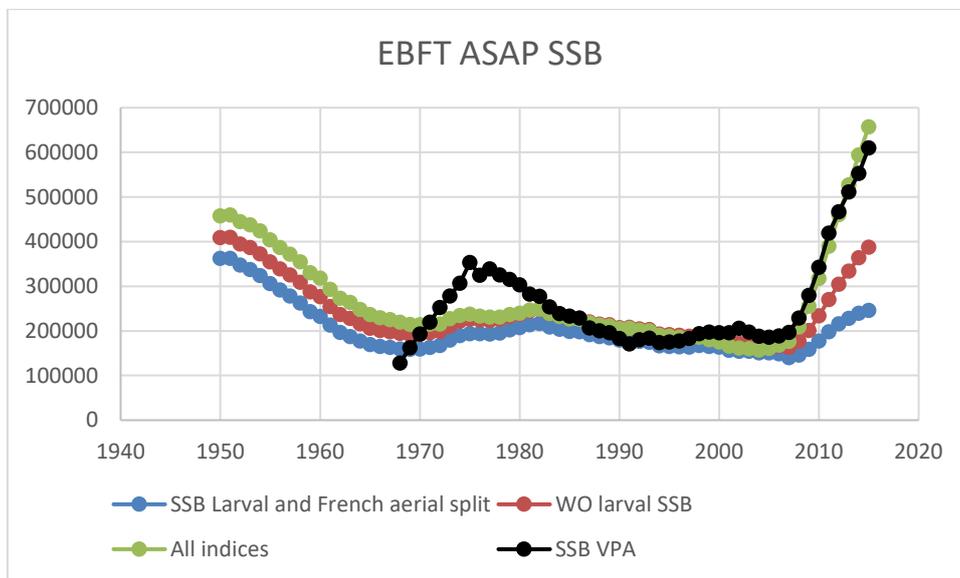


Figure 15. ASAP estimates of the SSB for the eastern stock with and without the larval index and when using split series for the larval index and the EU-France aerial survey

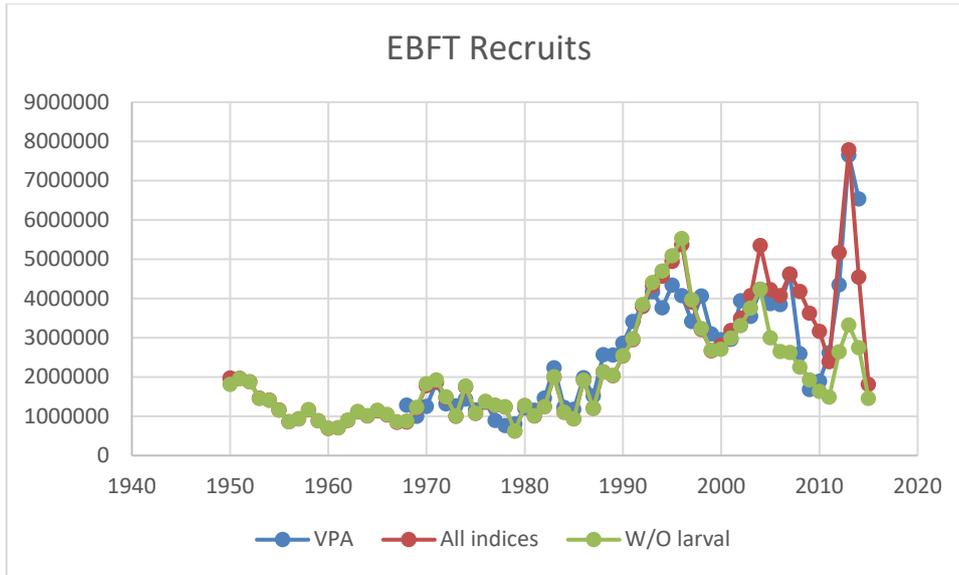


Figure 16. ASAP estimates of recruits (age 1) showing the influence of the Larval index. Removing the larval index reduces the size of the year classes after the 2003 year class.

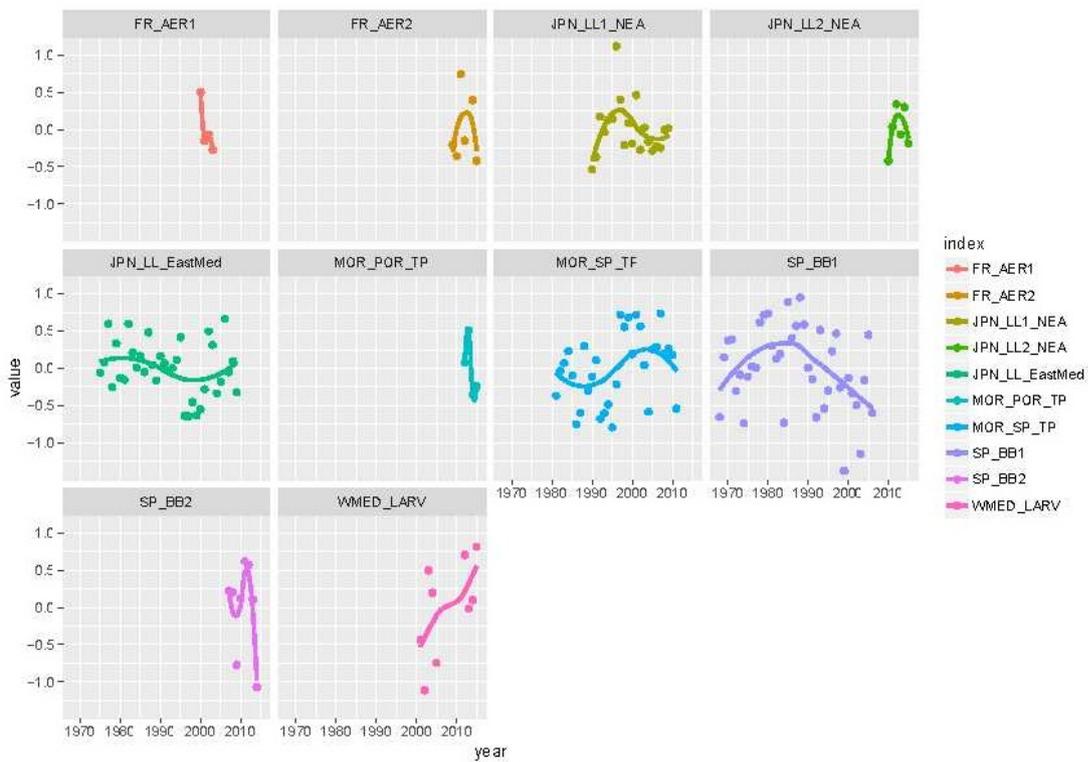


Figure 17. Fits to CPUE indices for the VPA base case for the eastern stock (observed shown as points, model predicted shown as lines).

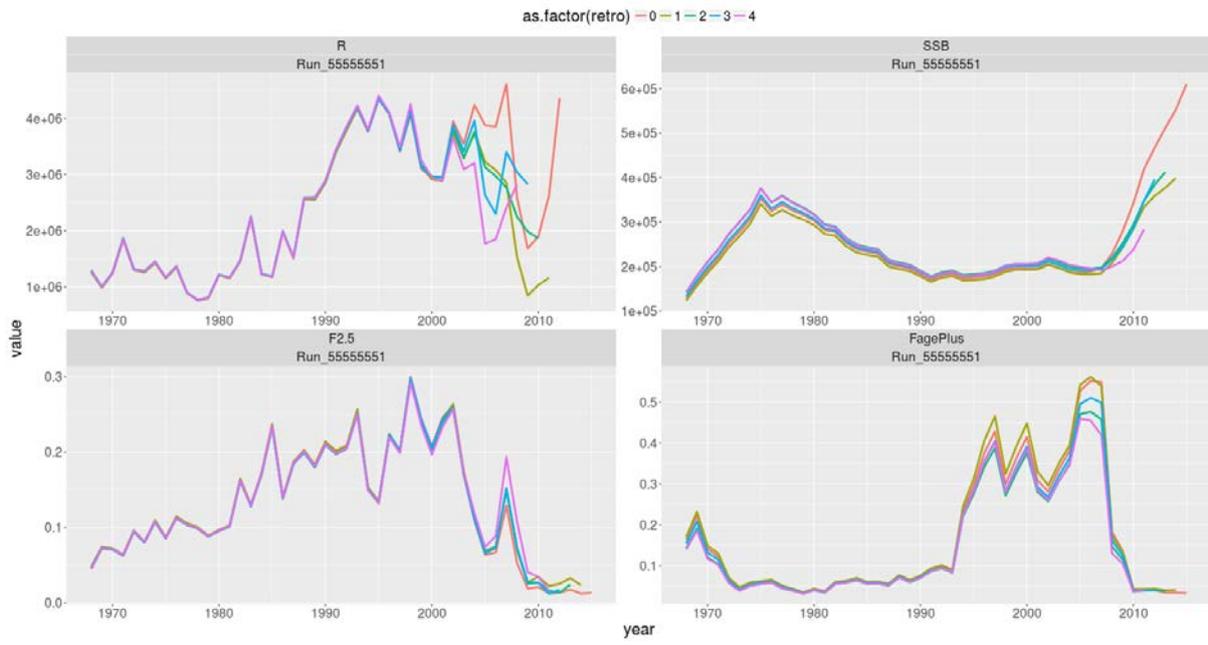


Figure 18. Retrospective patterns in the VPA base case run for the eastern stock.

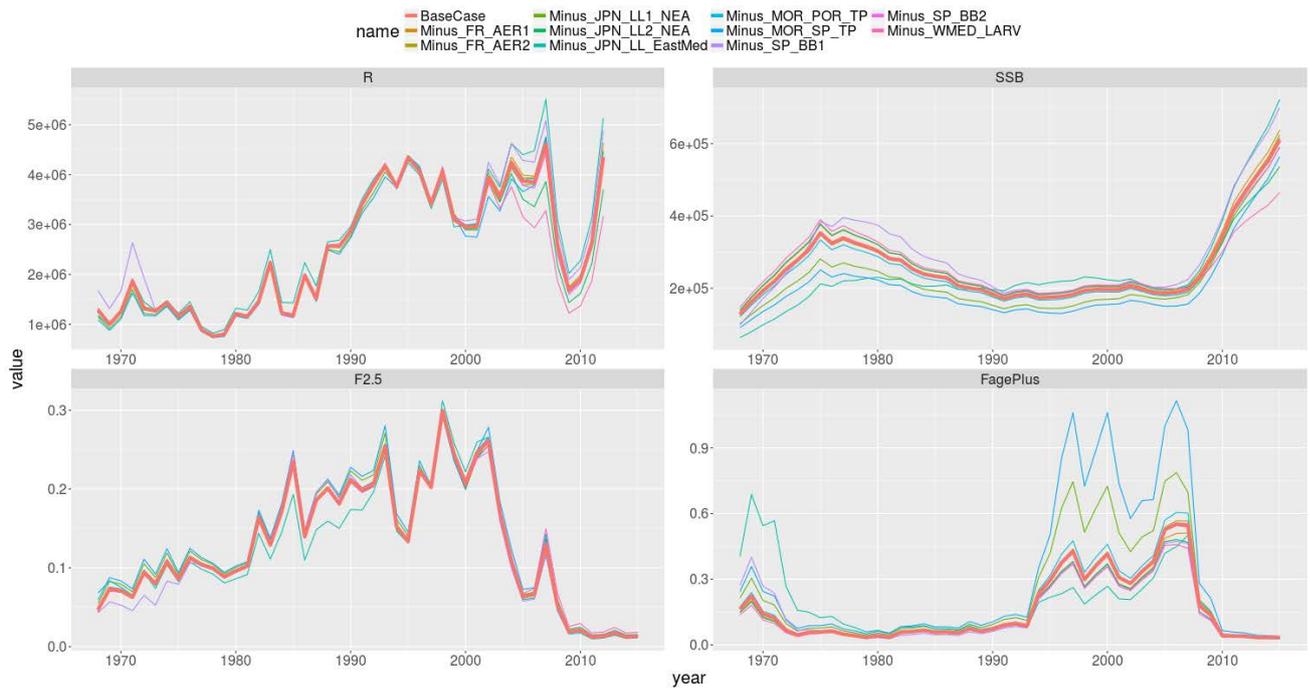


Figure 19. Jack-knife analysis demonstrating the effects of removing individual relative abundance indices from the VPA base case for the eastern stock.

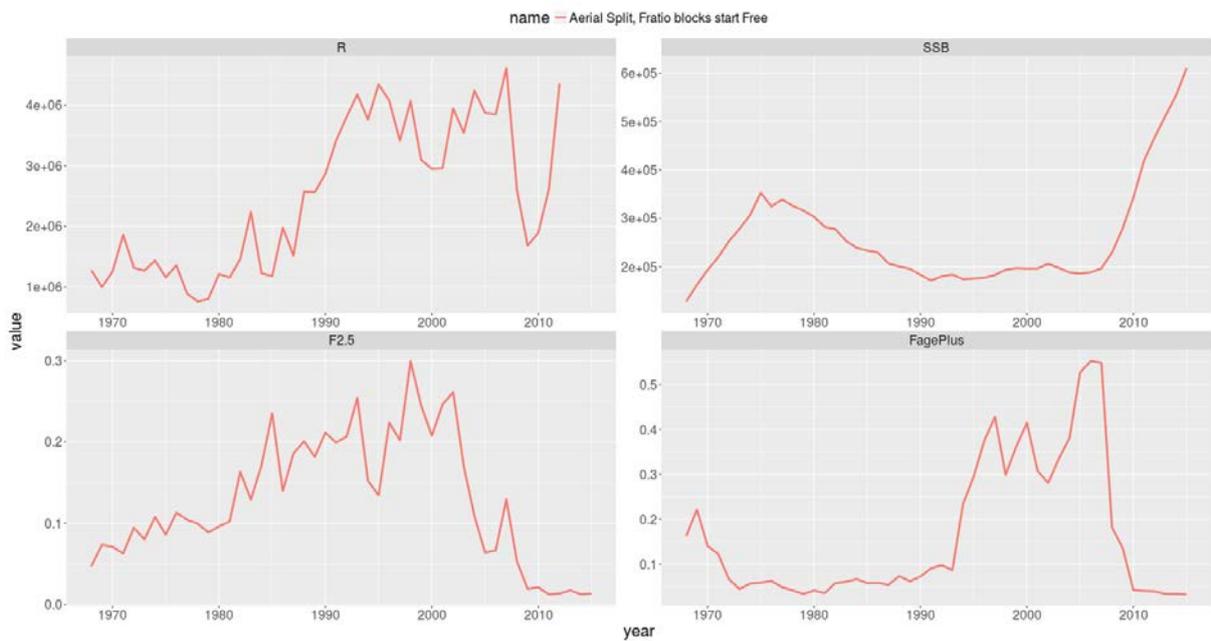


Figure 20. Recruitment (in number of fish at age 1), spawning stock biomass (in metric tons), and fishing mortality (for ages 2 to 5 and 10+) estimates from VPA base case run for the eastern stock.

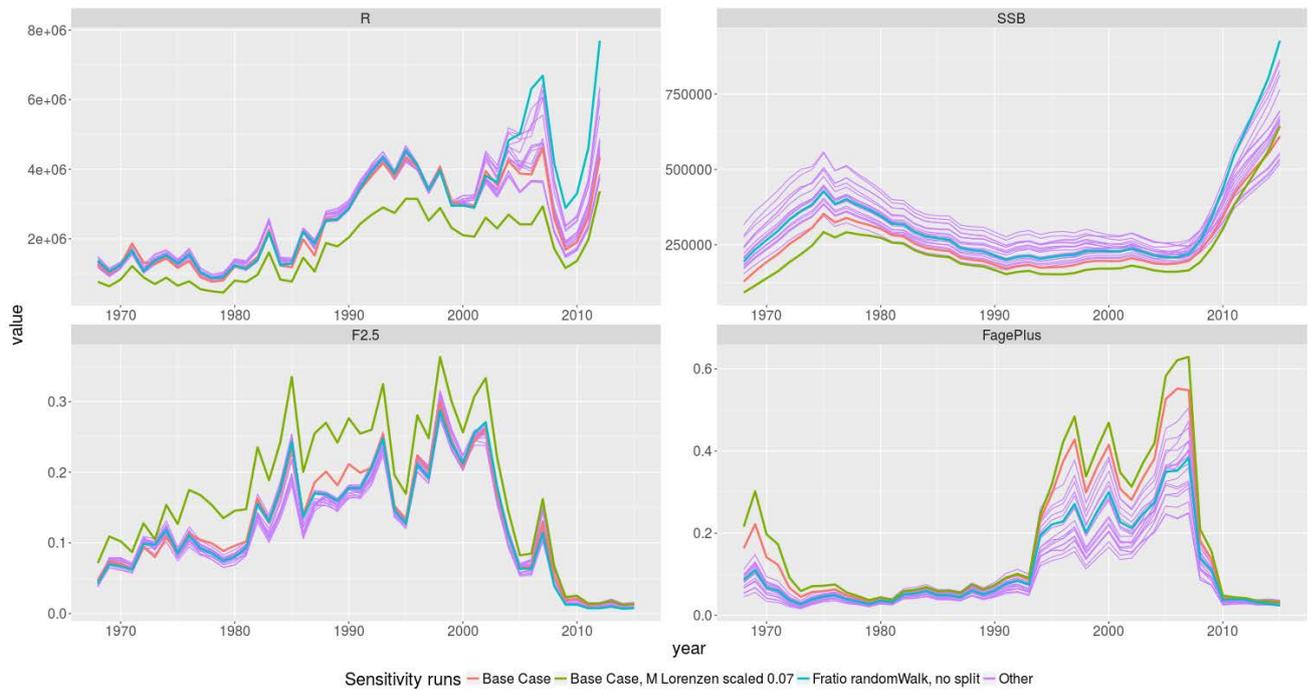


Figure 21. Sensitivity runs of the VPA against the base case for the eastern stock.

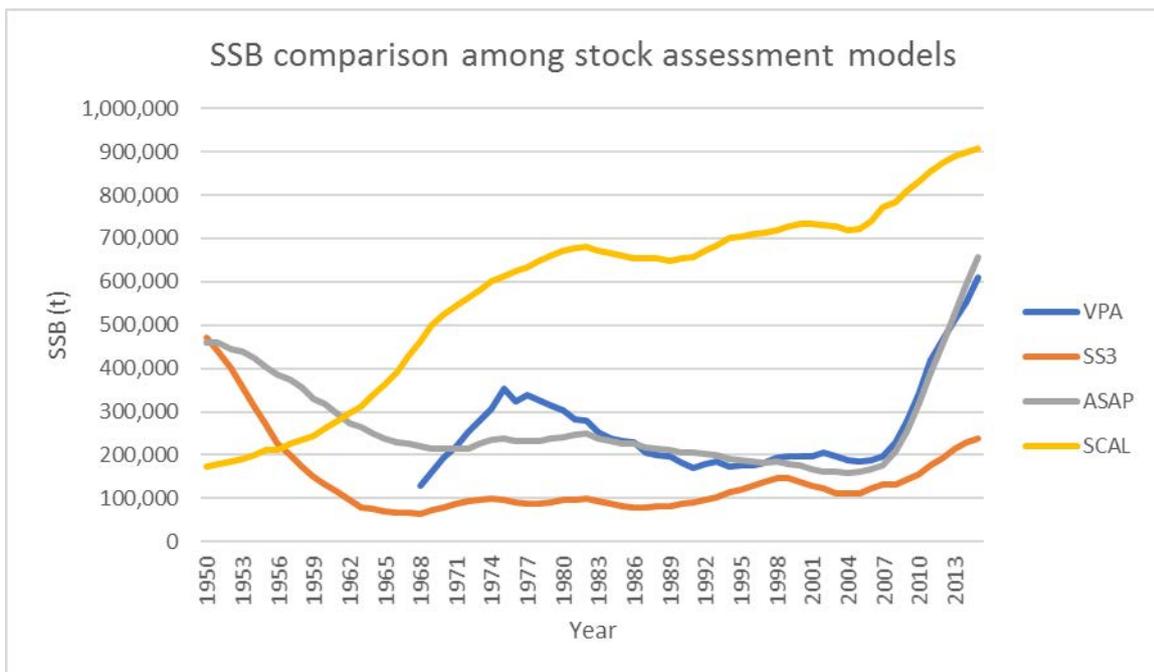


Figure 22. Spawning stock biomass (in metric ton) estimated by VPA and the other assessment models for the Eastern Atlantic and Mediterranean stock (assuming younger spawning). The base case or the most representative runs were used from each model.

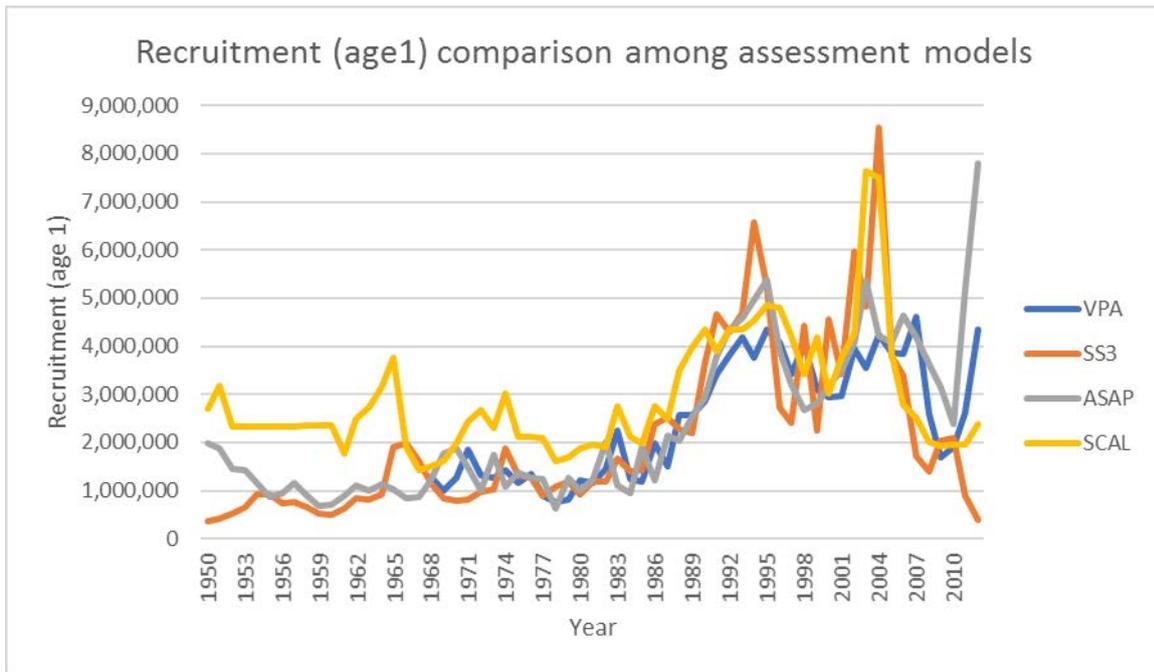


Figure 23. Recruitment (in number of fish at age 1) estimated by VPA and the other assessment models for the eastern stock. The base case or the most representative runs were used from each model.

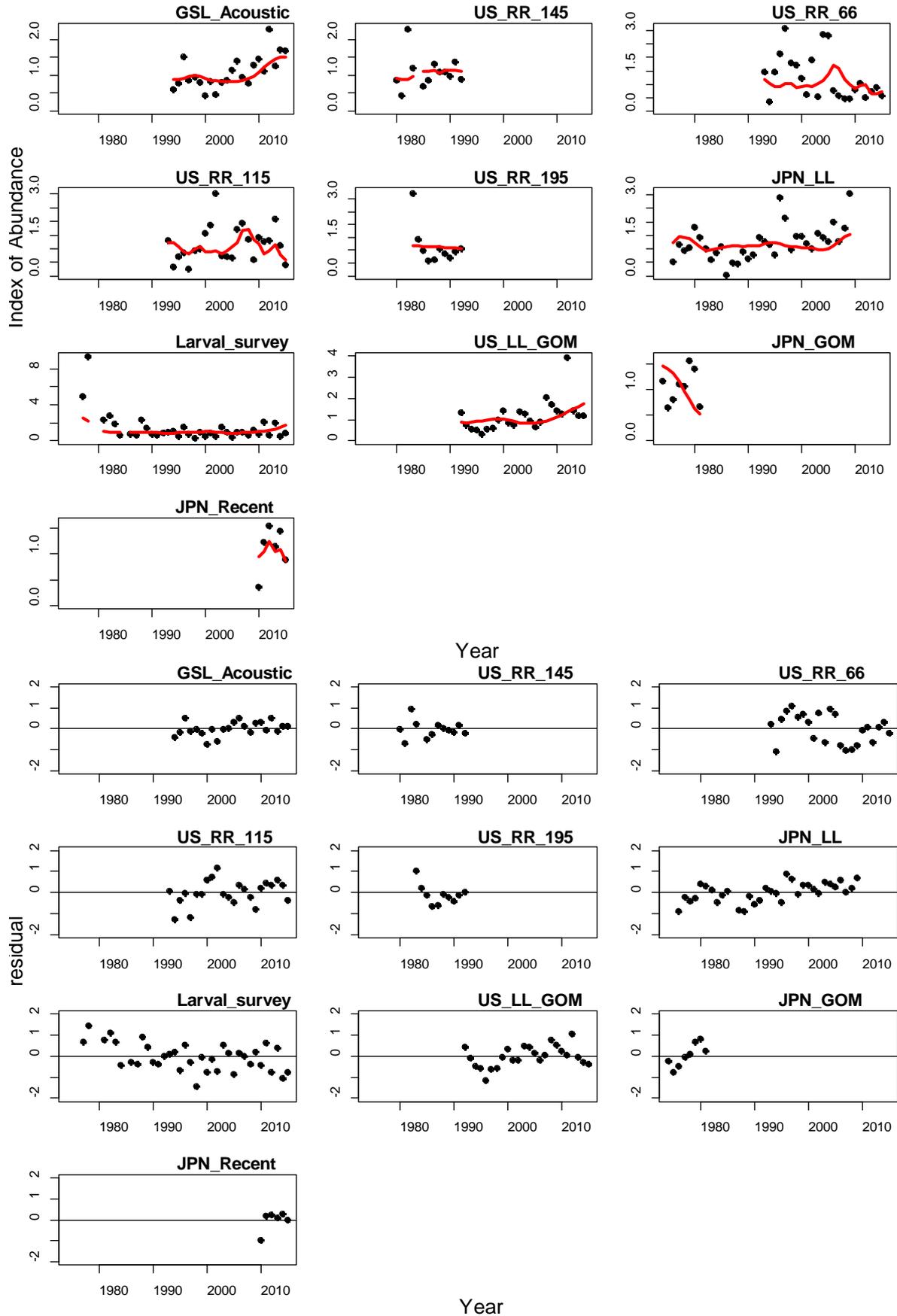


Figure 24. Fits to CPUE indices and model residuals for the VPA base case assessment of the western stock (observed shown as points, model predicted shown as lines).

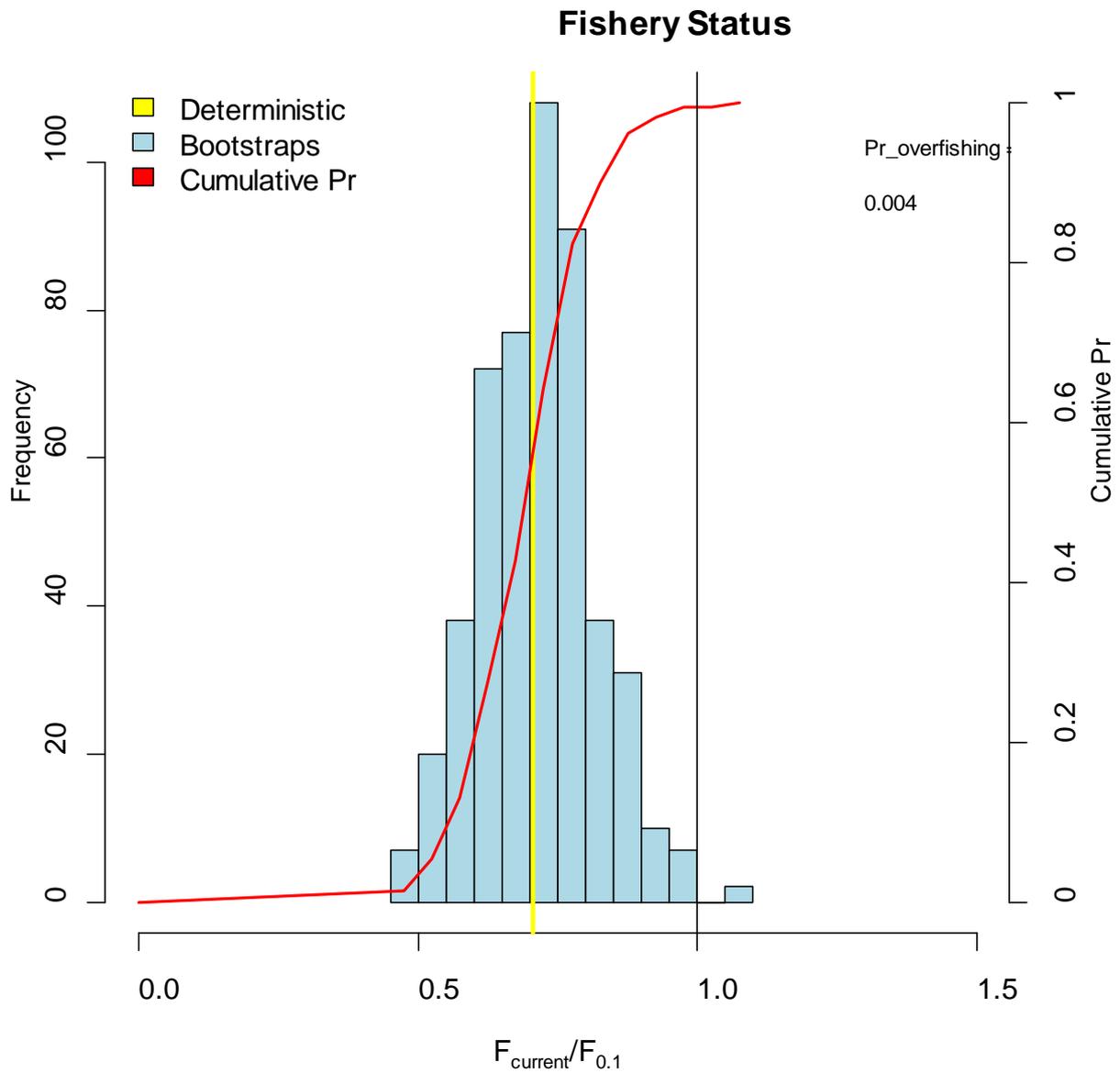


Figure 25. Distribution of bootstrapped estimates for the ratio of the geometric mean fishing mortality rate from 2012-2014 to $F_{0.1}$ (histogram and red cumulative frequency curve) compared to the maximum likelihood (deterministic) estimate (yellow) for the VPA base case assessment of the western stock.

Retrospective Patterns

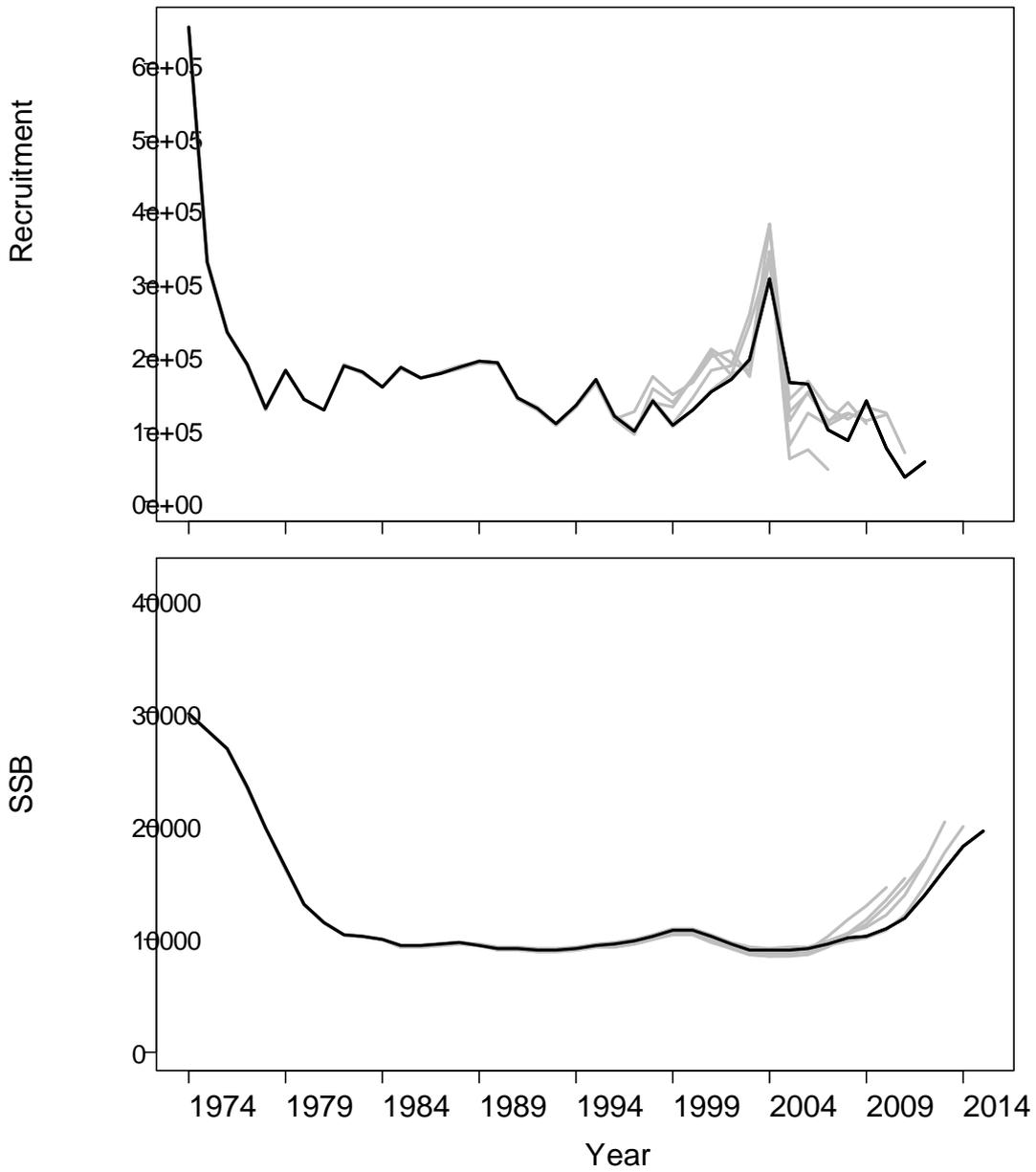


Figure 26. Retrospective patterns of recruitment and spawning biomass (calculated assuming older spawning) in the VPA base case assessment of the western stock.

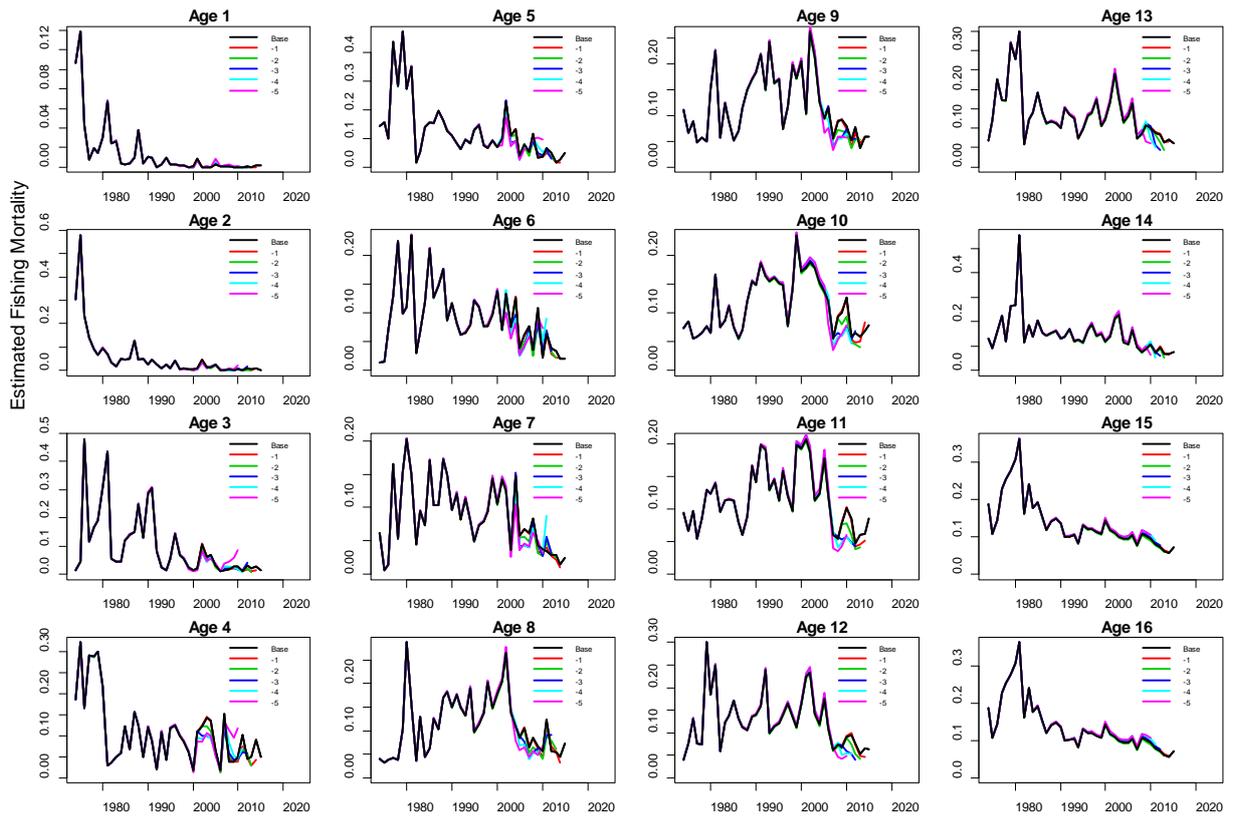


Figure 27. Retrospective patterns in the VPA base case estimates of the fishing mortality rate on the western stock.

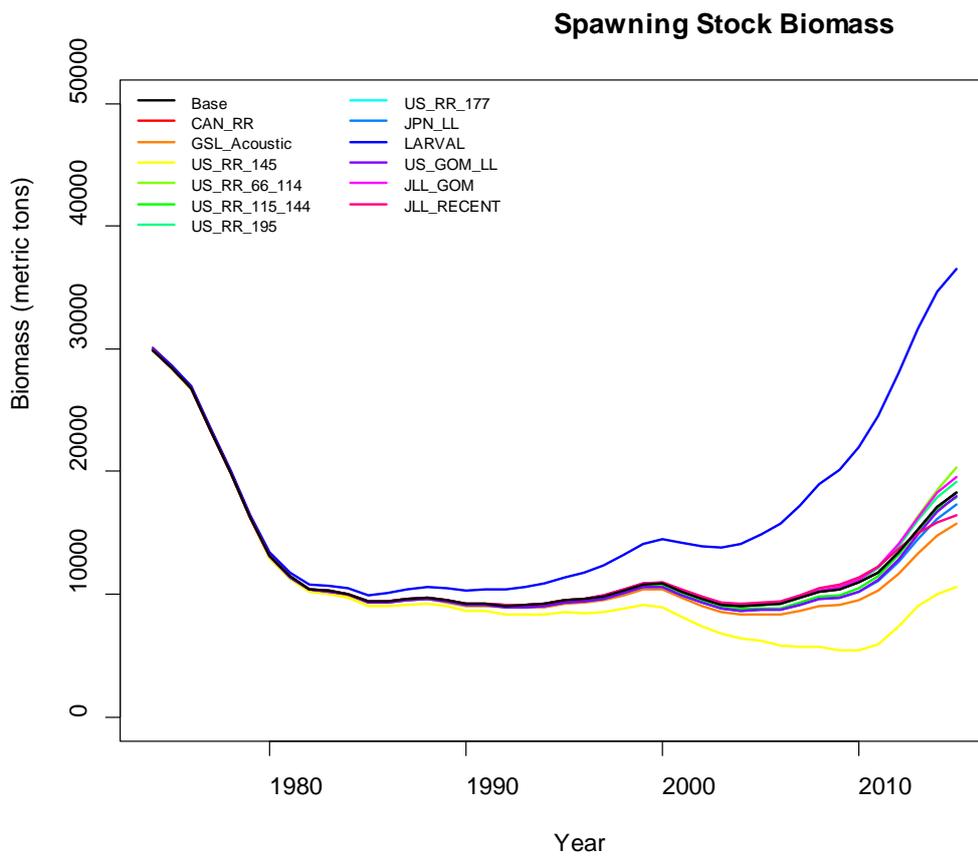


Figure 28. Jack-knife analysis demonstrating the effects of removing individual relative abundance indices from the VPA base case for the western stock. Spawning biomass is calculated here assuming older spawning.

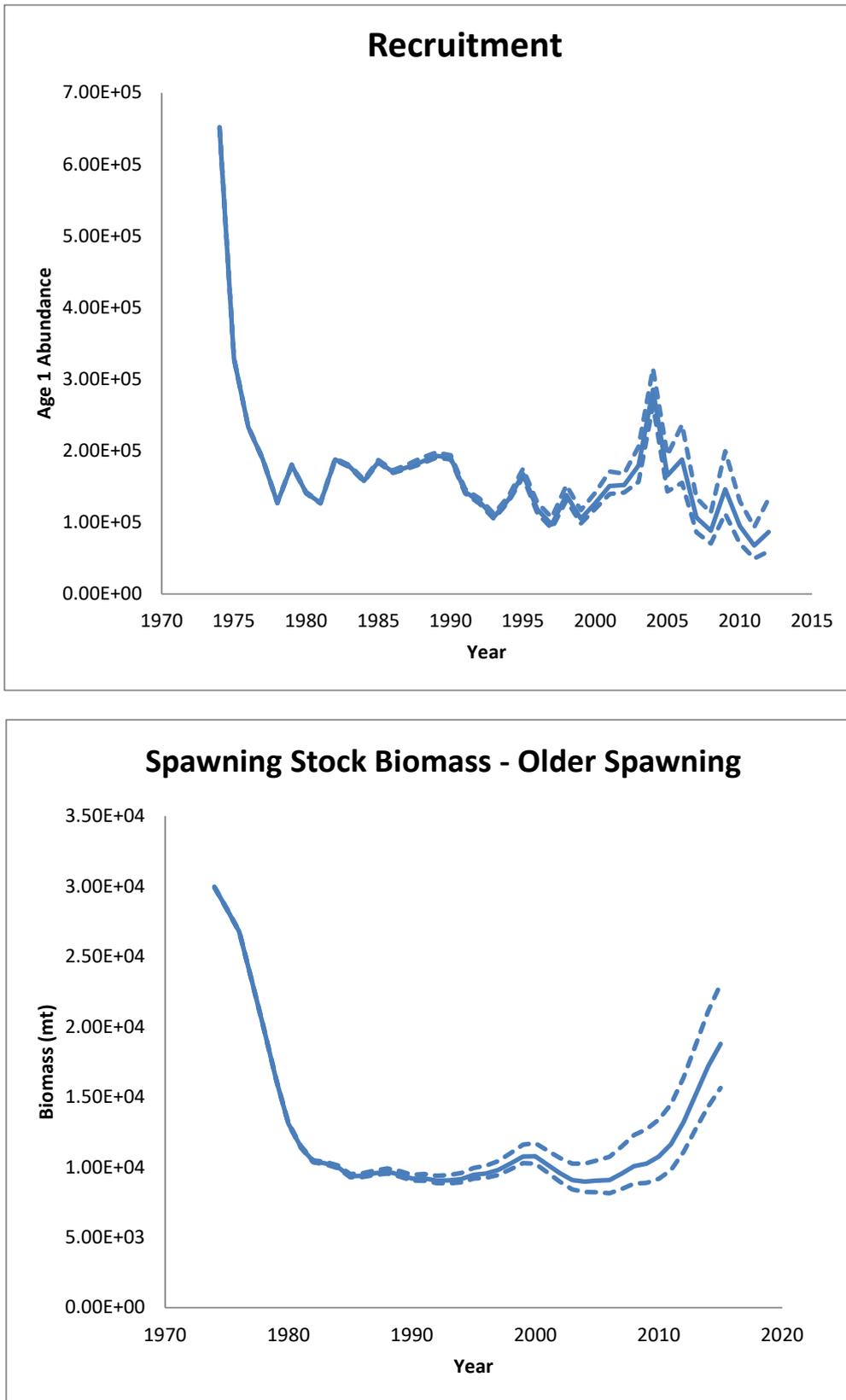


Figure 29. VPA base case estimates of the spawning biomass (assuming older spawning) and recruitment (age 1) for the western stock with 80% confidence intervals derived by bootstrapping.

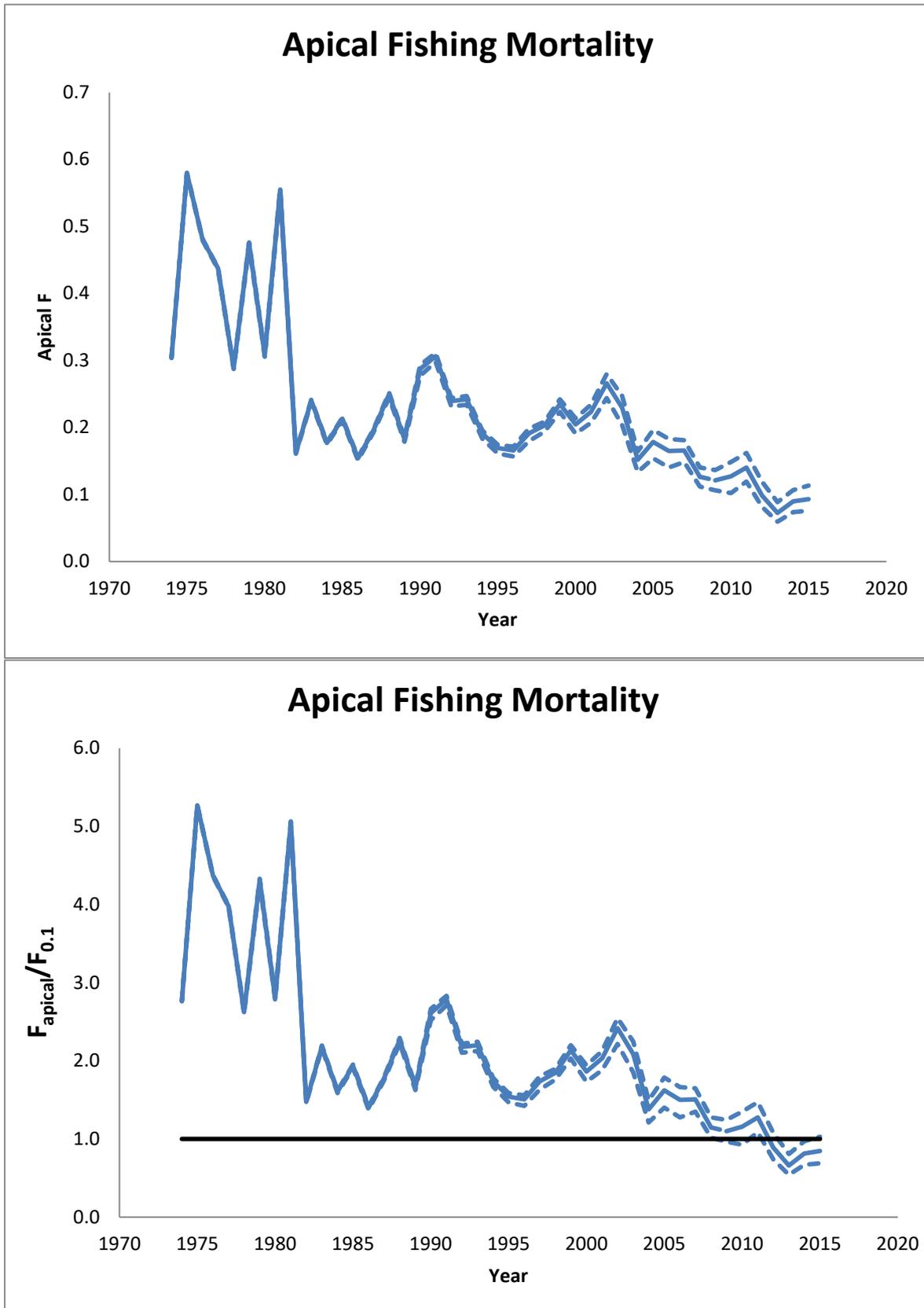


Figure 30. VPA base case estimates of the apical fishing mortality rate on the western stock with 80% confidence intervals derived by bootstrapping. Top graph gives the absolute scale and the bottom graph gives the values relative to $F_{0.1}$.

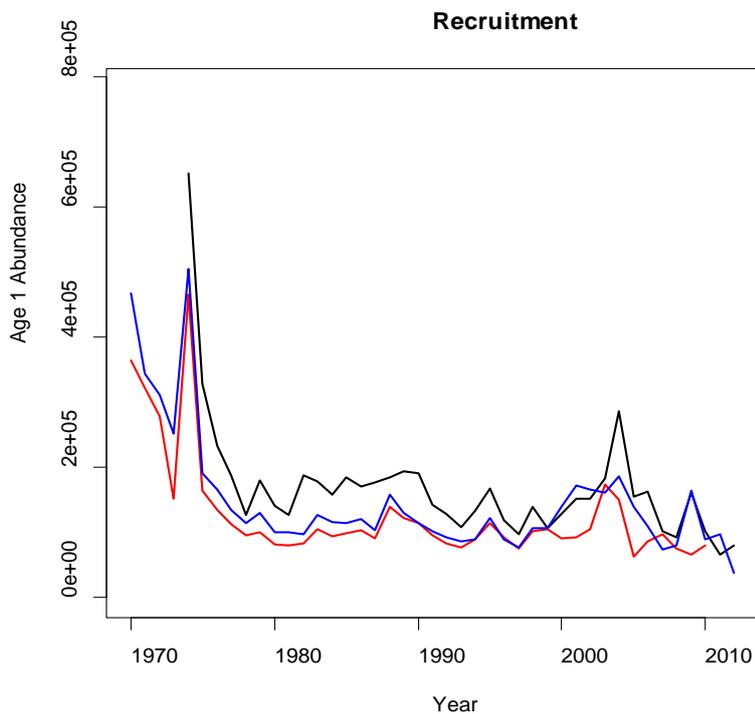
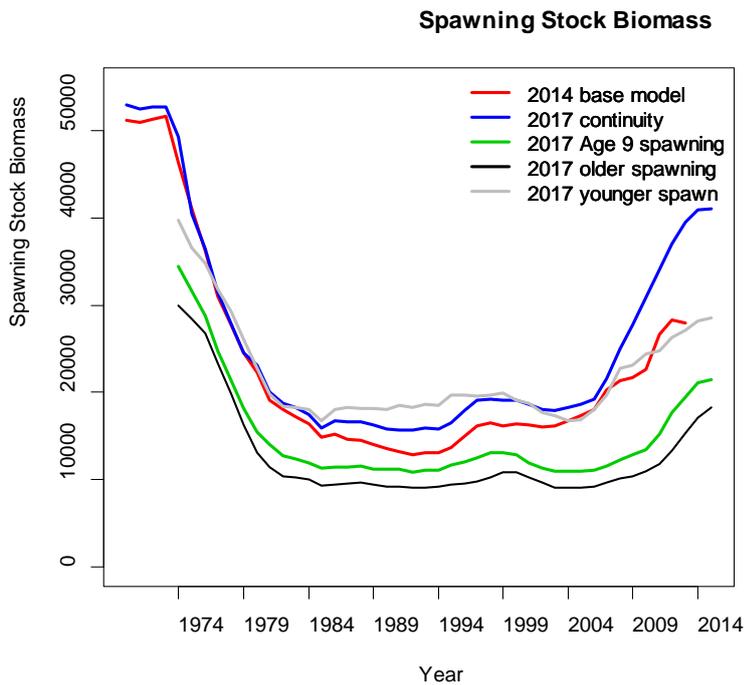


Figure 31. Comparison of 2017 base VPA (black: older spawning, and grey: younger spawning), 2017 continuity VPA (blue and green) and 2014 base VPA (red) for the western stock.

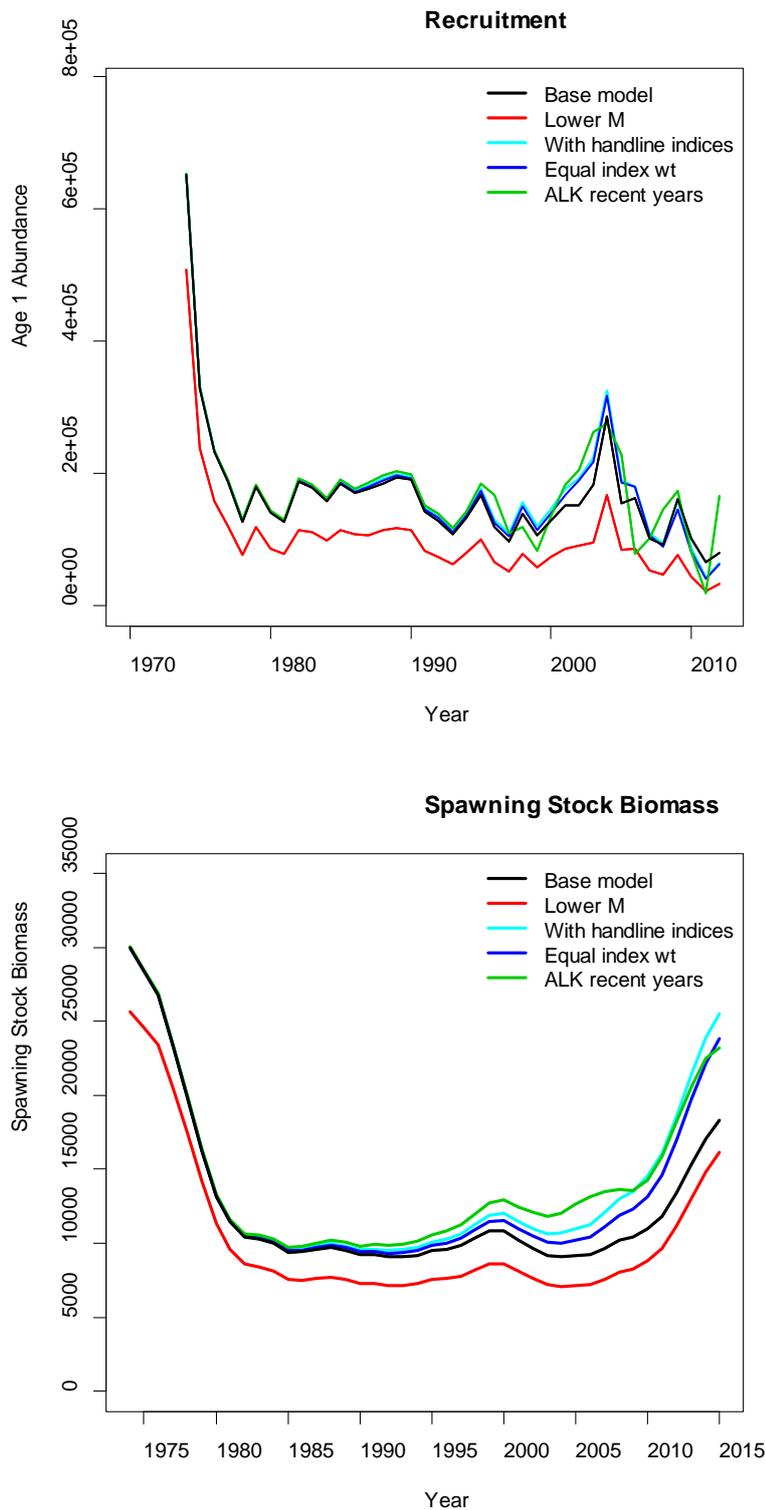


Figure 32 VPA results of sensitivity runs for the western stock (coloured lines) compared to the base case (black) when the older spawning ogive is used to calculate SSB: lower natural mortality rate M (red), equal weighting of indices of abundance (dark blue), including the CAN_Combined_RR and US_RR>177 CPUE ('With_handlines_indices', light blue), and catch-at-age estimated with and age-length key (ALK) for 2010 to 2015 (green).

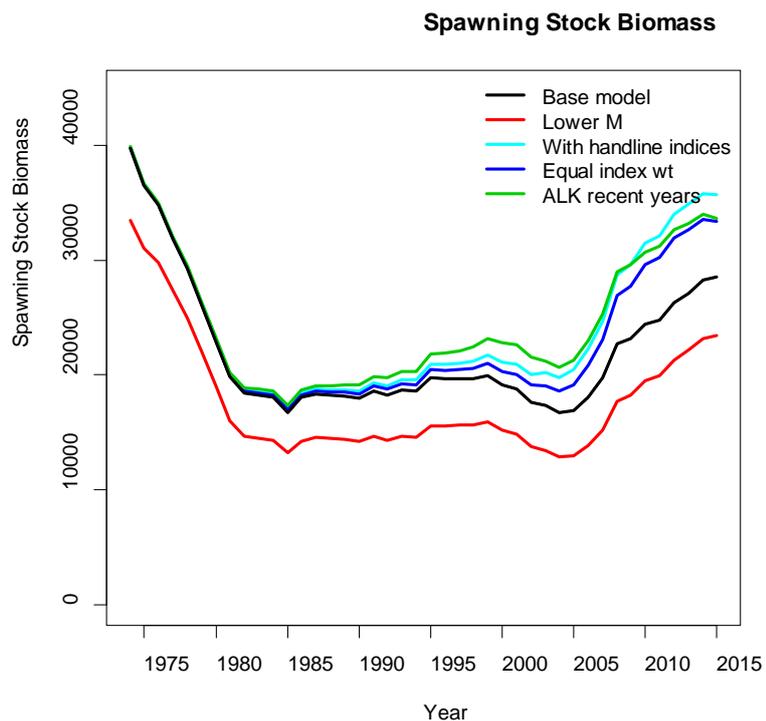


Figure 33. VPA results of sensitivity runs for the western stock (coloured lines) compared to the base case (black) when the younger spawning ogive is used to calculate SSB: lower natural mortality rate M (red), equal weighting of indices of abundance (dark blue), including the CAN_Combined_RR and US_RR>177 CPUE ('With_handlines_indices', light blue), and catch-at-age estimated with and age-length key (ALK) for 2010 to 2015 (green).

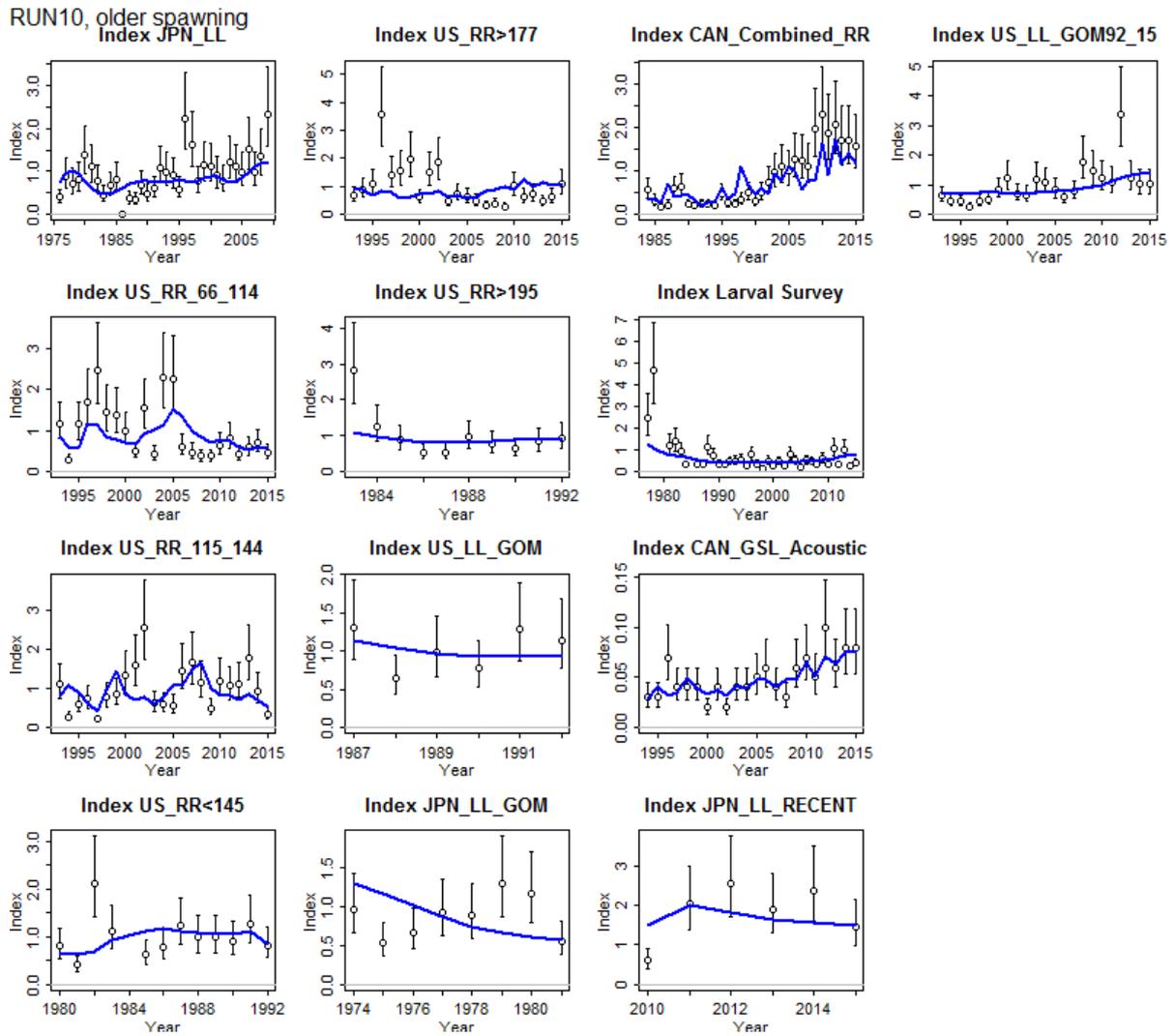


Figure 34. Fits to CPUE indices for SS run10 (assuming older spawning, and the results for SS run 11, younger spawning, are not shown as they are nearly identical) for the western stock.

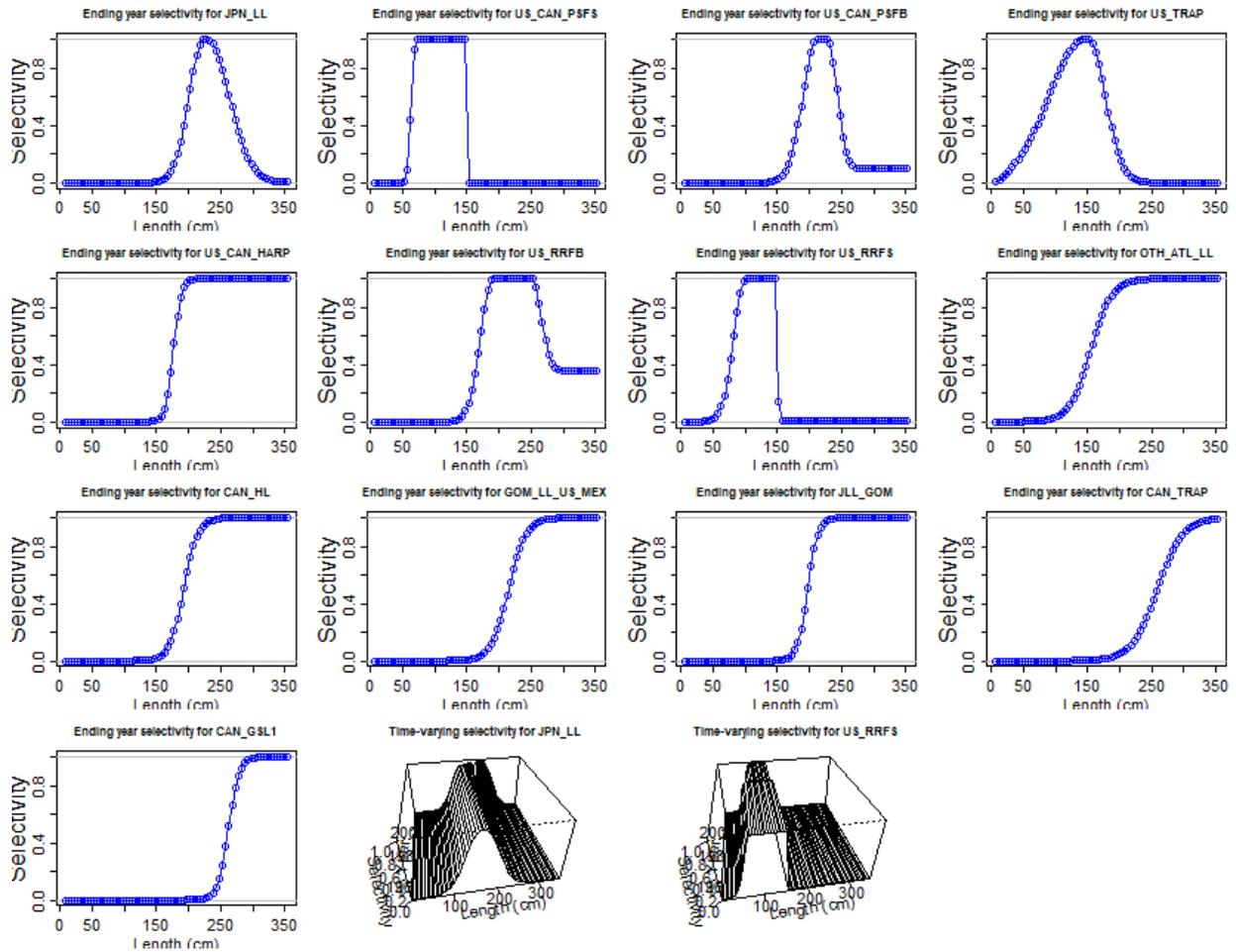


Figure 35. Estimated selectivity for SS run 10 (assuming older spawning, and the results for SS run 11, younger spawning, were essentially the same) for the western stock. For JPN_LL and US_RRFS time varying selectivity is shown on bottom.

length comps, sexes combined, whole catch, aggregated across time by fleet

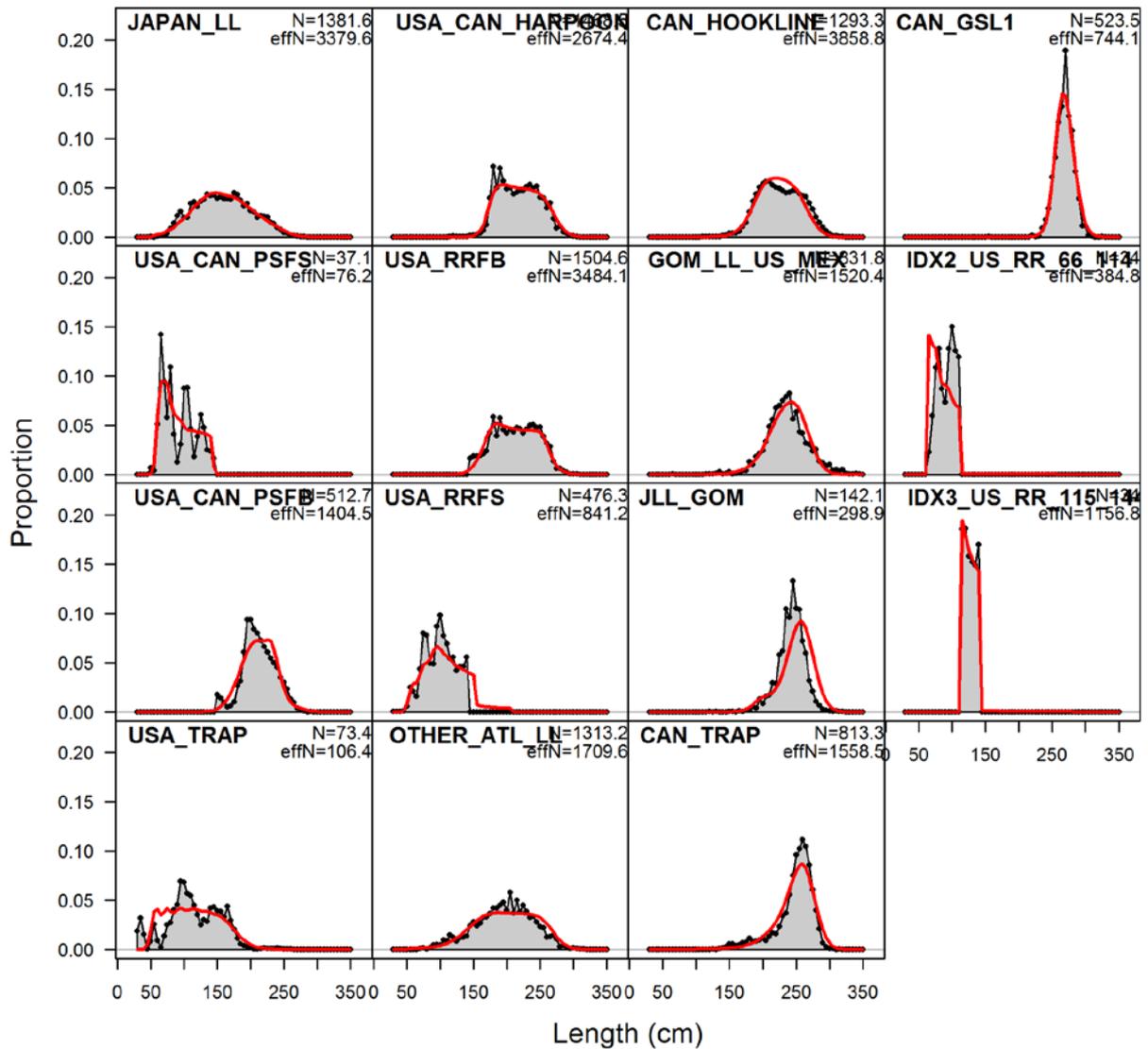


Figure 36. Fits to length composition data over all years for SS3 run 10 (assuming older spawning, and the results for SS3 run 11, younger spawning, are not shown for brevity as it is essentially the same) for the western stock.

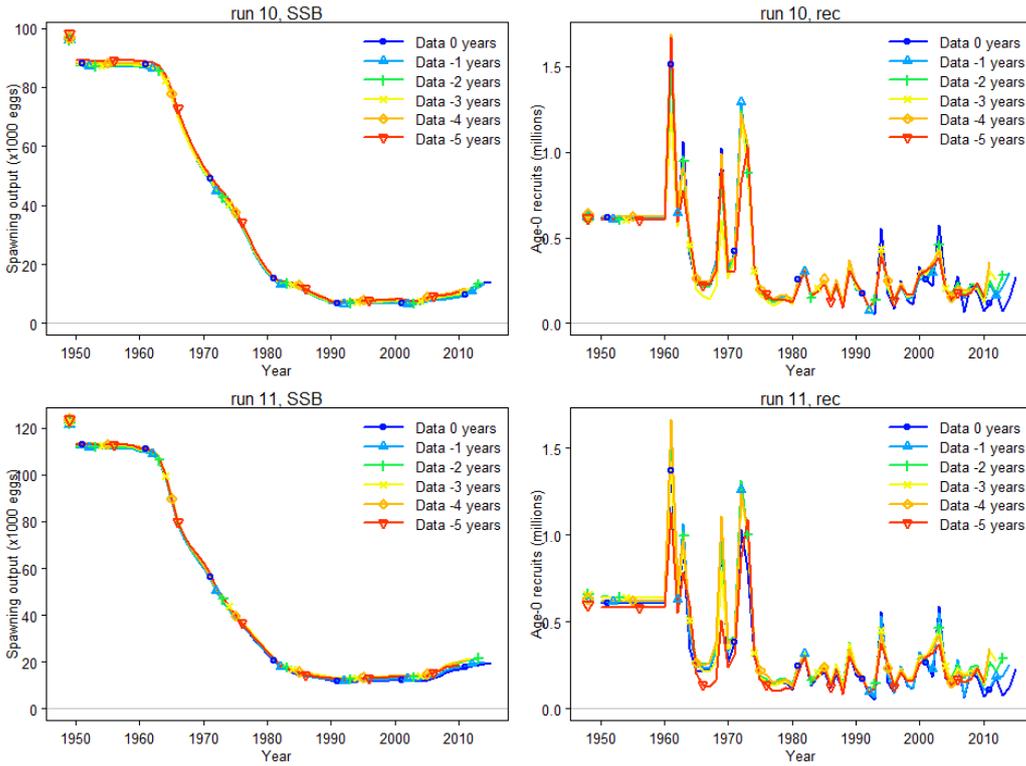


Figure 37. Retrospective plots of SSB and recruitment (age 0) for SS3 runs 10 (older spawning) and 11 (younger spawning) for the western stock.

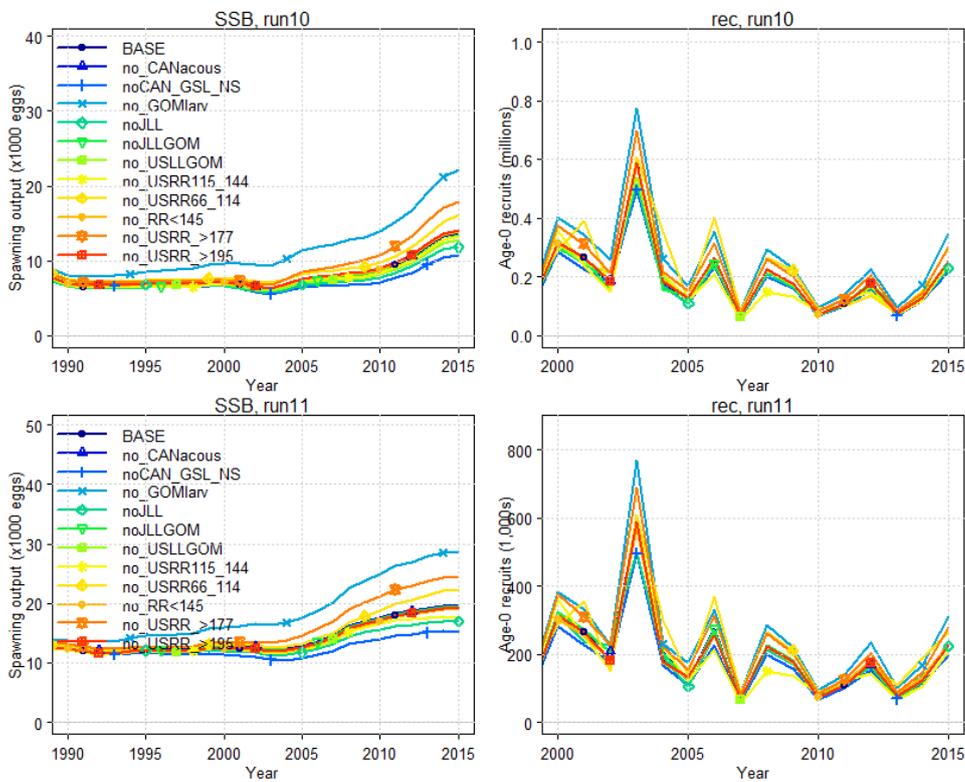


Figure 38. SSB and recruitment (age 0) estimates of 'jackknife' procedure of removing one index at a time for SS runs 10 (older spawning) and 11 (younger spawning) for the western stock.

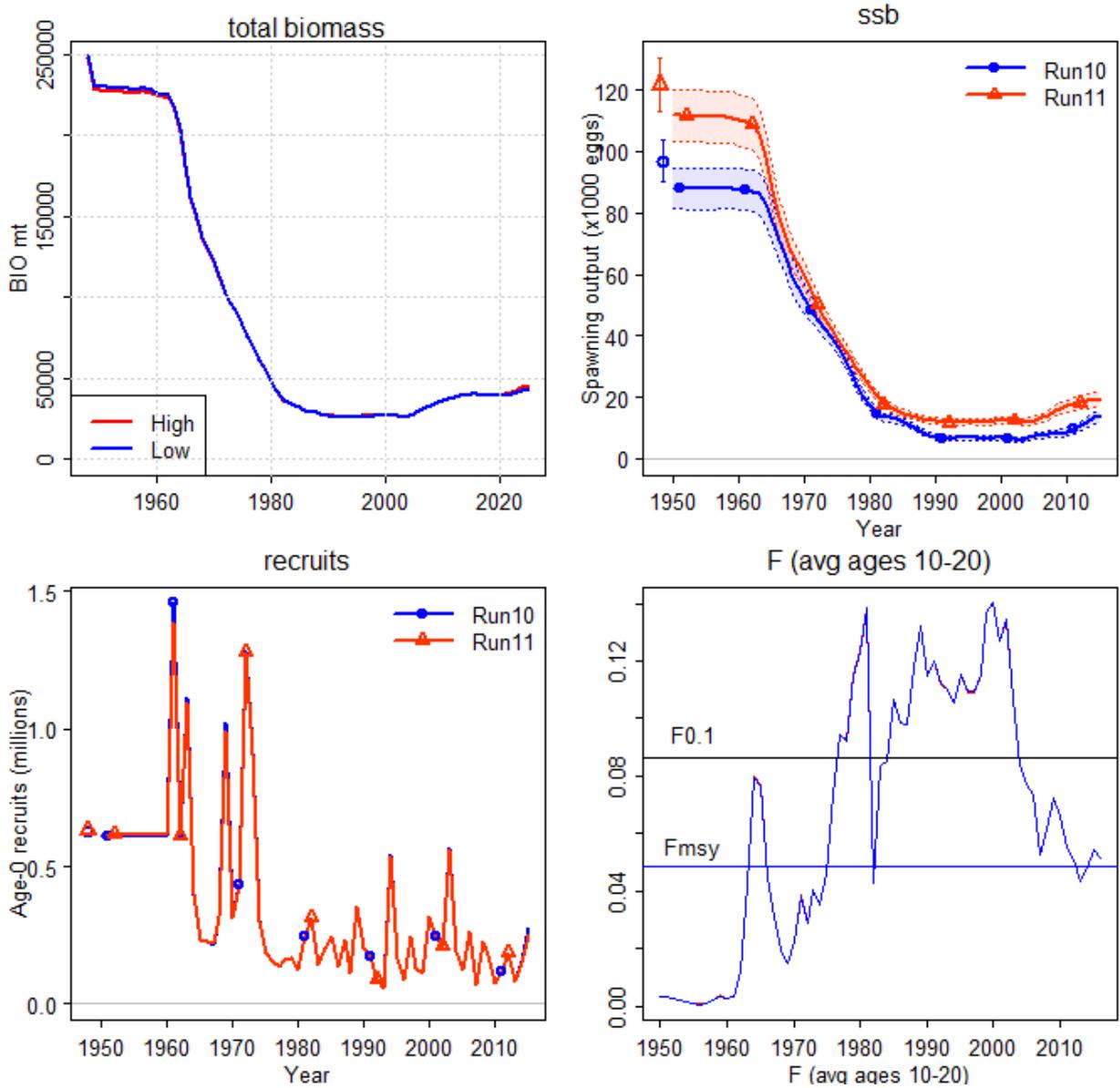


Figure 39. Time series of total biomass, SSB, recruits (age 0), and F (average F on ages 10-20) for SS3 runs 10 (older spawning) and 11 (younger spawning) for the western stock.

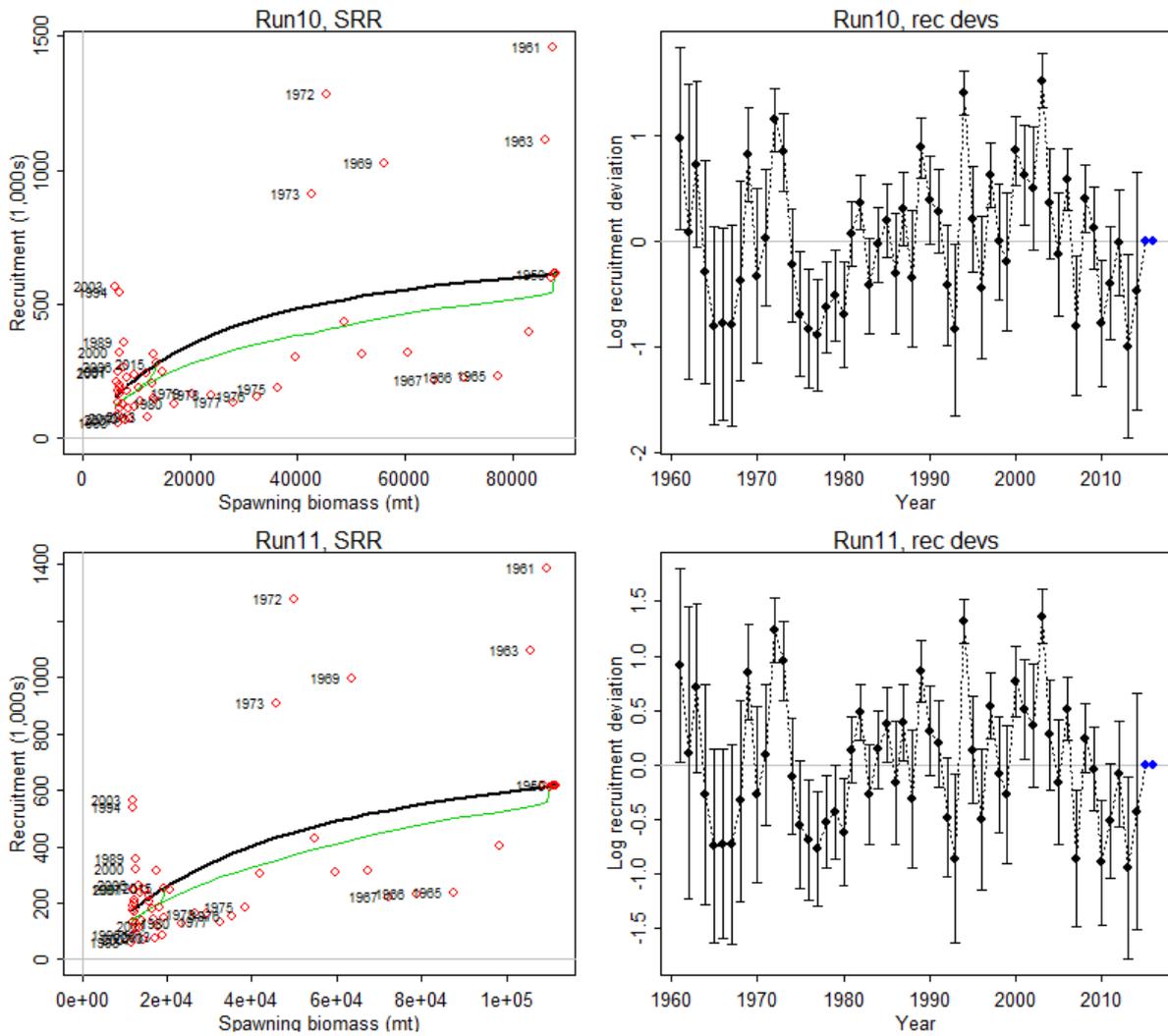


Figure 40. Estimated Beverton-Holt Spawner-recruit relationship and recruitment (age 0) deviations for SS runs 10 (older spawning - top) and 11 (younger spawning - bottom) for the western stock. Green line is the adjusted recruitment level during the period where recruitment deviations are estimated. The level of the adjustment, or reduction in recruitment level is determined by a bias correction factor that makes the mean recruitment level during the recruitment deviation estimation period equal to R_0 . Steepness was estimated to be 0.54 and 0.45, respectively, for SS3 runs 10 and 11. Blue points are 'future' recruitment deviations that are partially estimated for 2015 and not estimated for 2016.

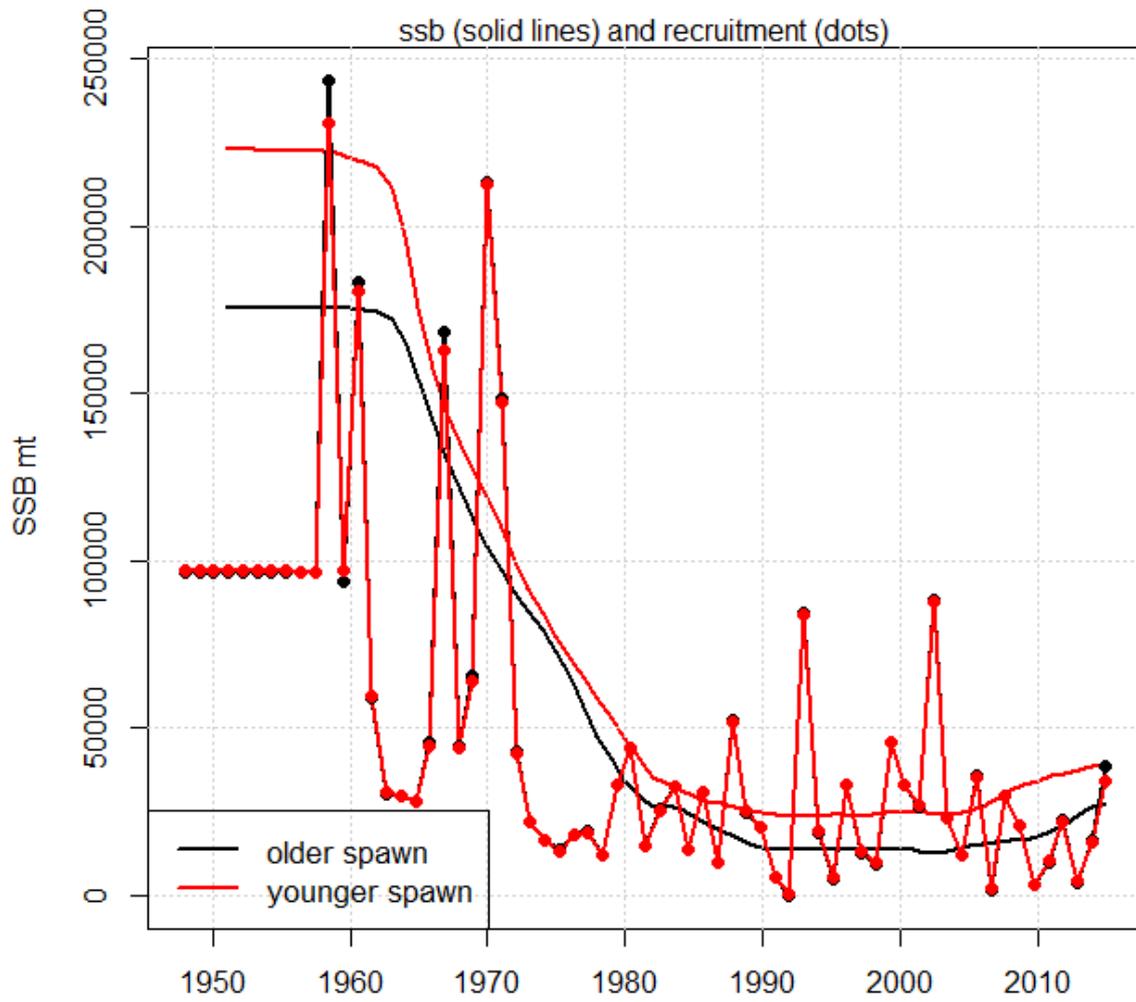


Figure 41. Time series of SSB, and recruits (age 0) from base SS3 model assuming older spawning (high in black) and younger spawning (low in red) for the western stock.

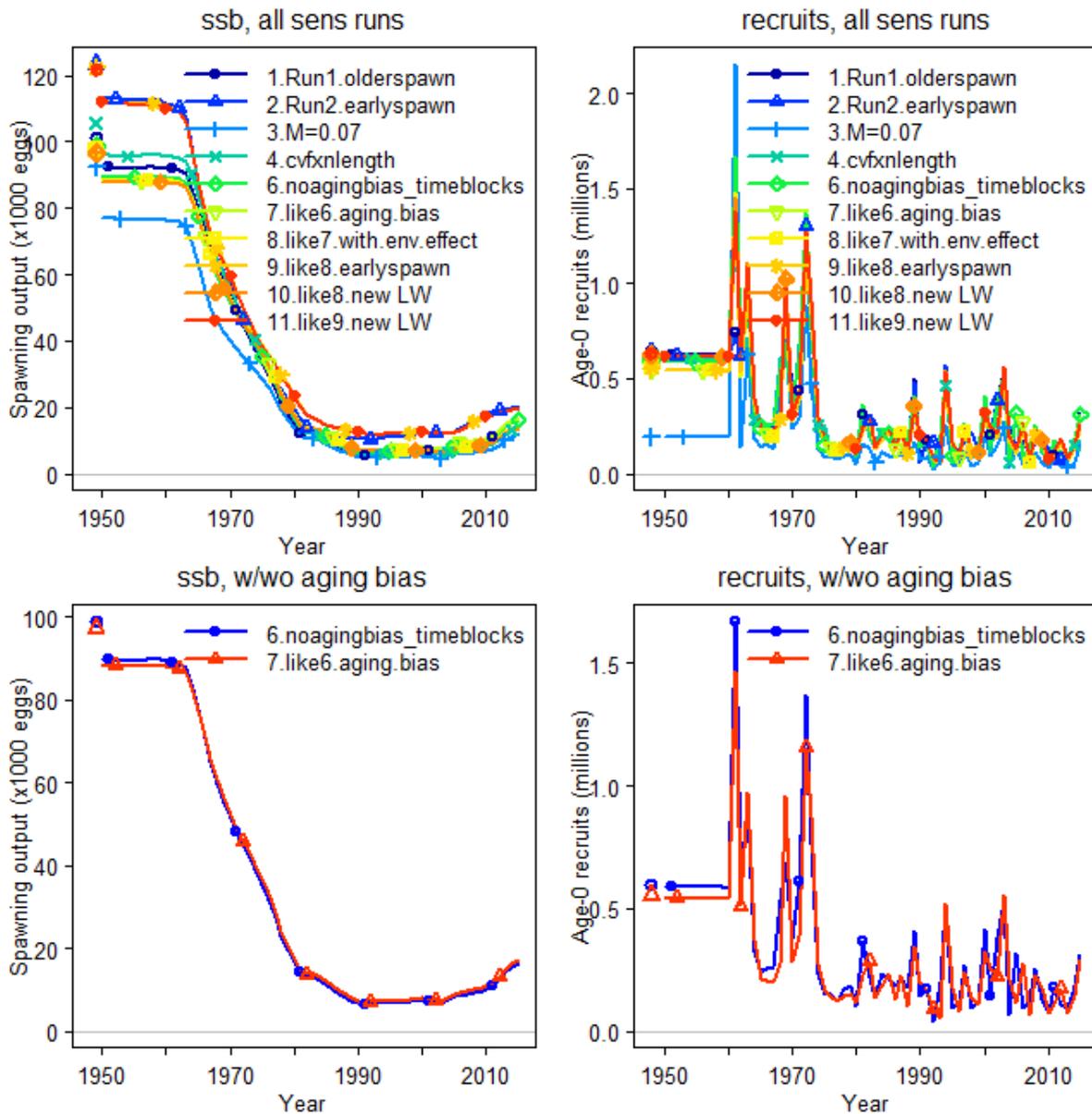


Figure 42. Time series of SSB and recruits (age 0) for all SS3 model sensitivity runs for the western stock except the unconstrained stock recruitment relationship which estimated recruits out of the scale of the runs for some years. Lower panel isolates the difference with or without the aging bias vector.

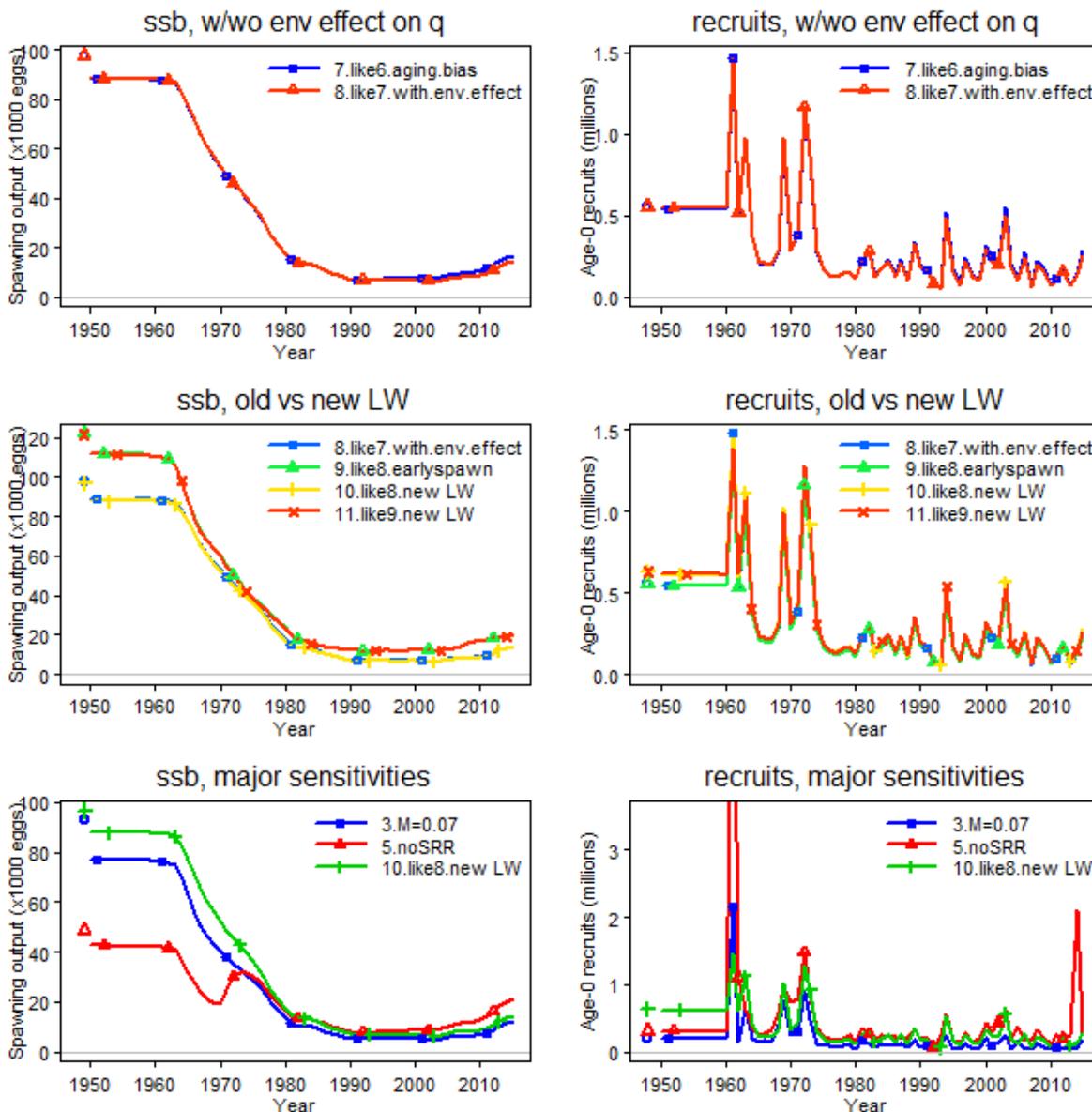


Figure 43. Time series of SSB and recruits (age 0) for SS3 sensitivity runs for the western stock. Upper panel isolates the difference with or without the environmental factor on catchability for three indices. Middle panels isolate the difference between the old and new length-weight relationship and lower panel shows runs with the greatest divergence compared to the base, older spawning run which was the lower $M=0.07$ and the run without a stock recruitment relationship imposed.

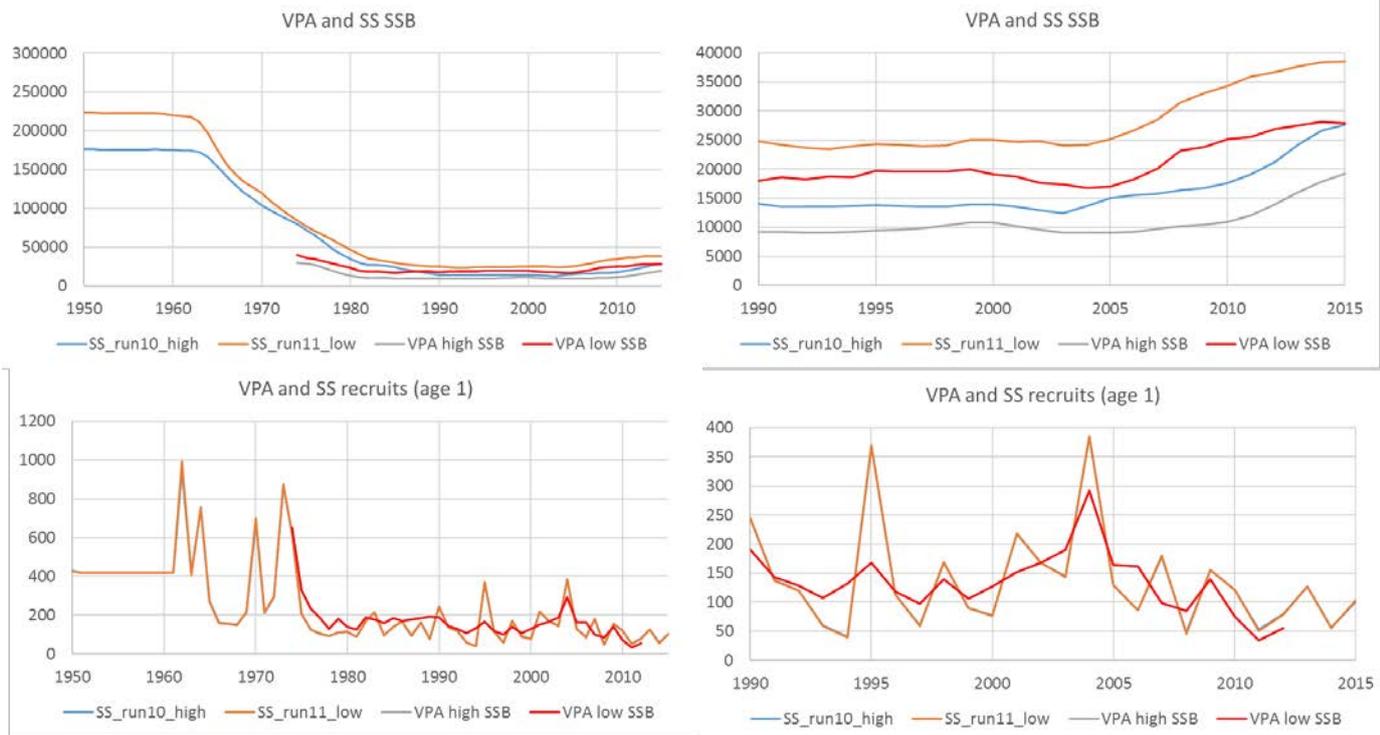


Figure 44. Comparison of VPA and SS3 estimates of SSB and recruits (age 1) for the western stock.

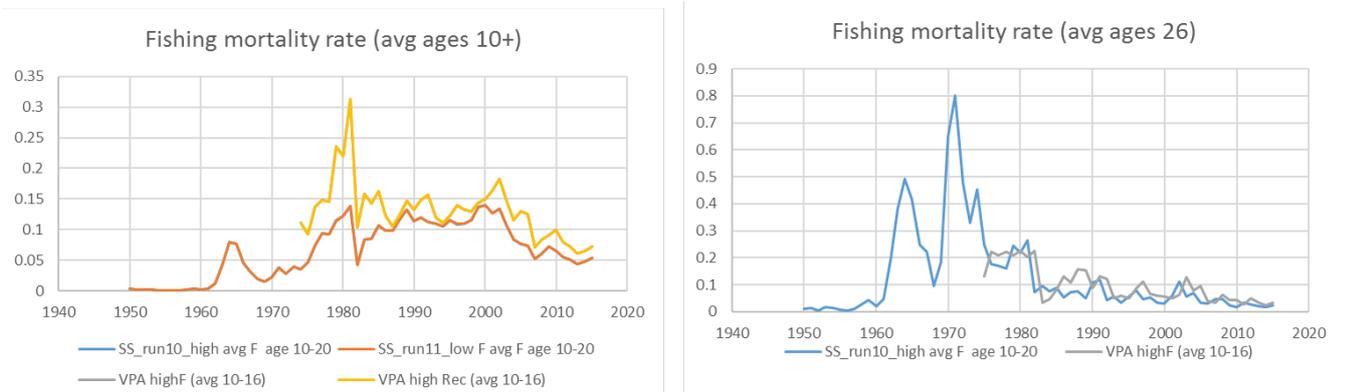


Figure 45. Comparison of VPA and SS3 estimates of F on ages 10+ and F for the western stock.

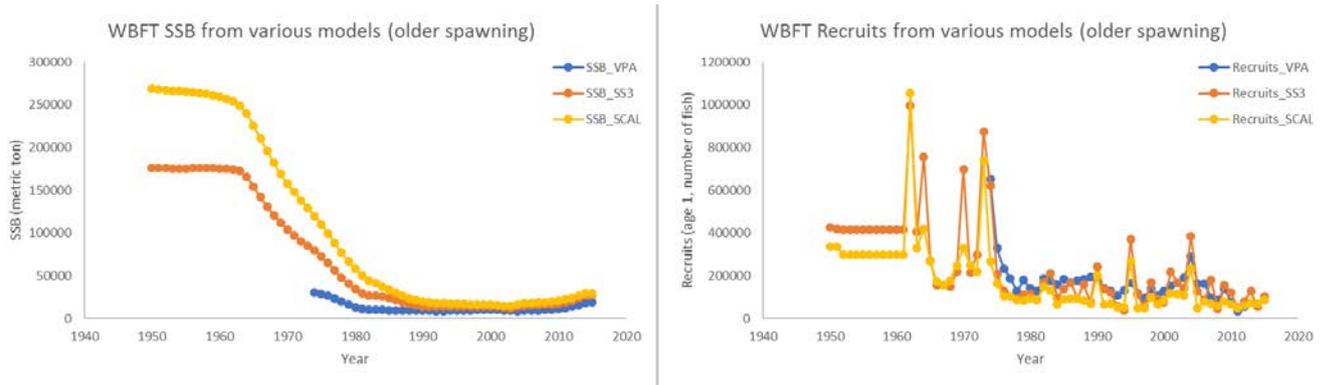


Figure 46. Comparison of several models (VPA, SS, and SCAL) SSB and recruits for the western stock assuming older spawning.

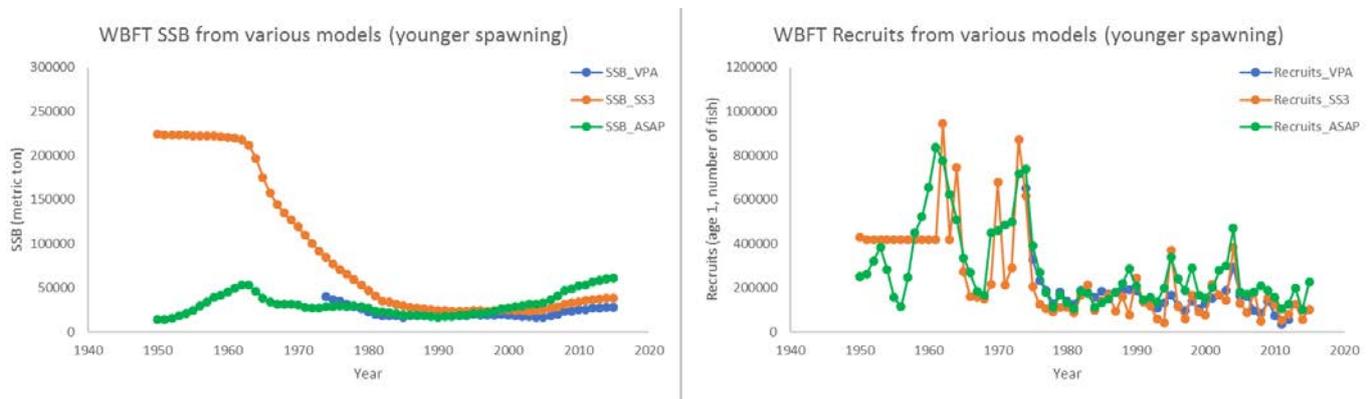


Figure 47. Comparison of several models (VPA, SS3, and ASAP) SSB and recruits for the western stock assuming younger spawning.



Figure 48. Estimated fraction of the eastern stock that moves to the west (left graph) and fraction of the western stock that moves east (right graph) by age groups using the overlap model in VPA-2box.

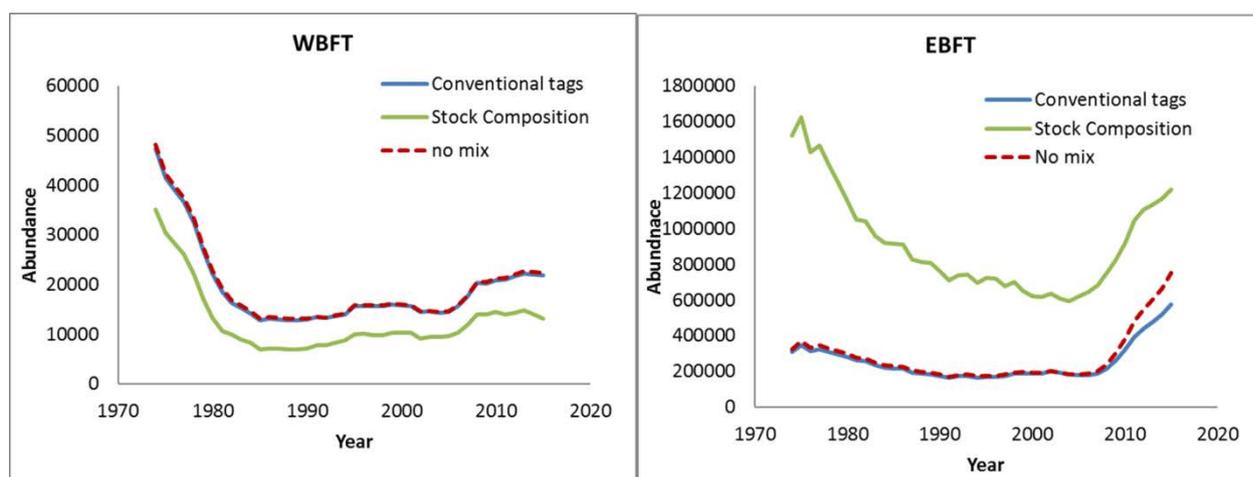


Figure 49. Estimated spawning biomass (computed with younger spawning oovige) of the western (WBFT) and eastern (EBFT) stocks using the overlap model with conventional tag data (blue) and stock composition data (green) compared to the results obtained with no mixing (and without tagging or stock composition data).

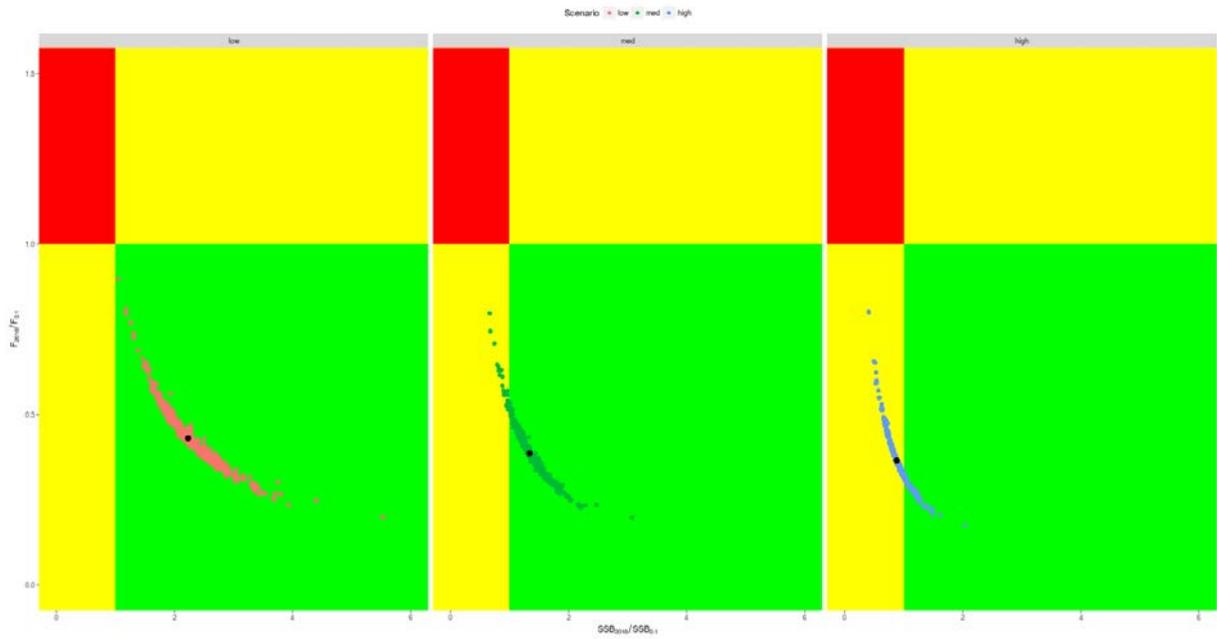


Figure 50. Kobe phase plot representing the Eastern Atlantic and Mediterranean stock status for VPA base case run and its uncertainty, under different recruitment scenarios.

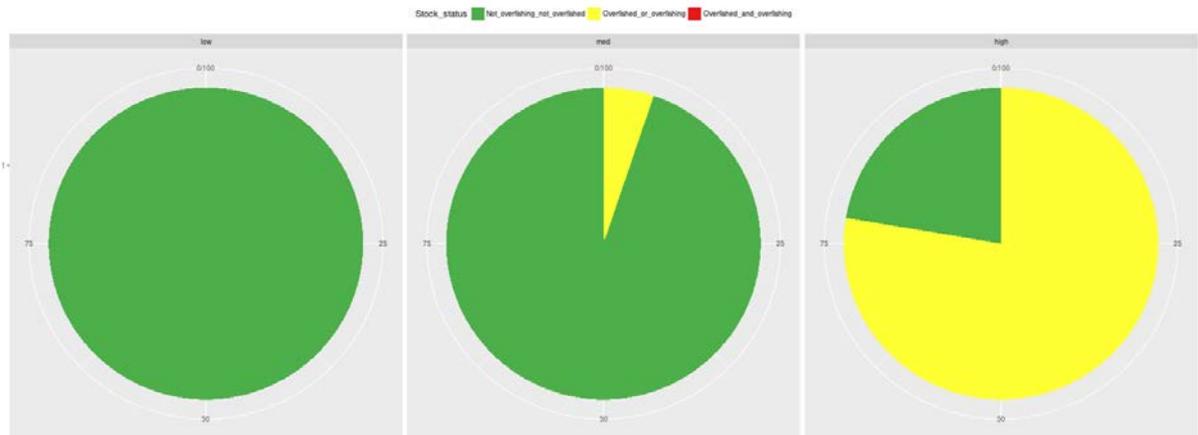


Figure 51. Kobe pie chart representing the percentage of bootstraps falling within the different status categories in 2016.

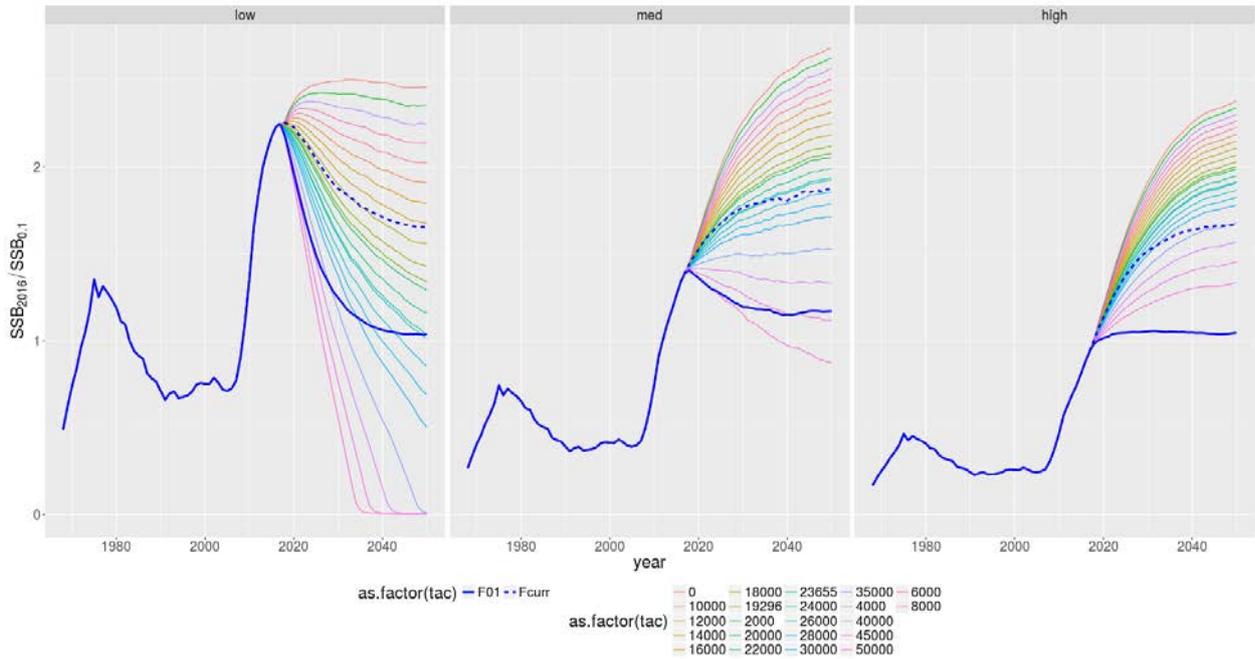


Figure 52. Projected spawning stock biomass, based on VPA results, of the eastern stock relative to the equilibrium value at $F_{0.1}$ under the three alternative recruitment scenarios with catch limits ranging from 0-50,000 t and with two fishing mortality rates ($F_{current}$ and $F_{0.1}$). Note that the calculation of $SSB_{0.1}$ assumes that recruitments will remain at the same levels into the future.

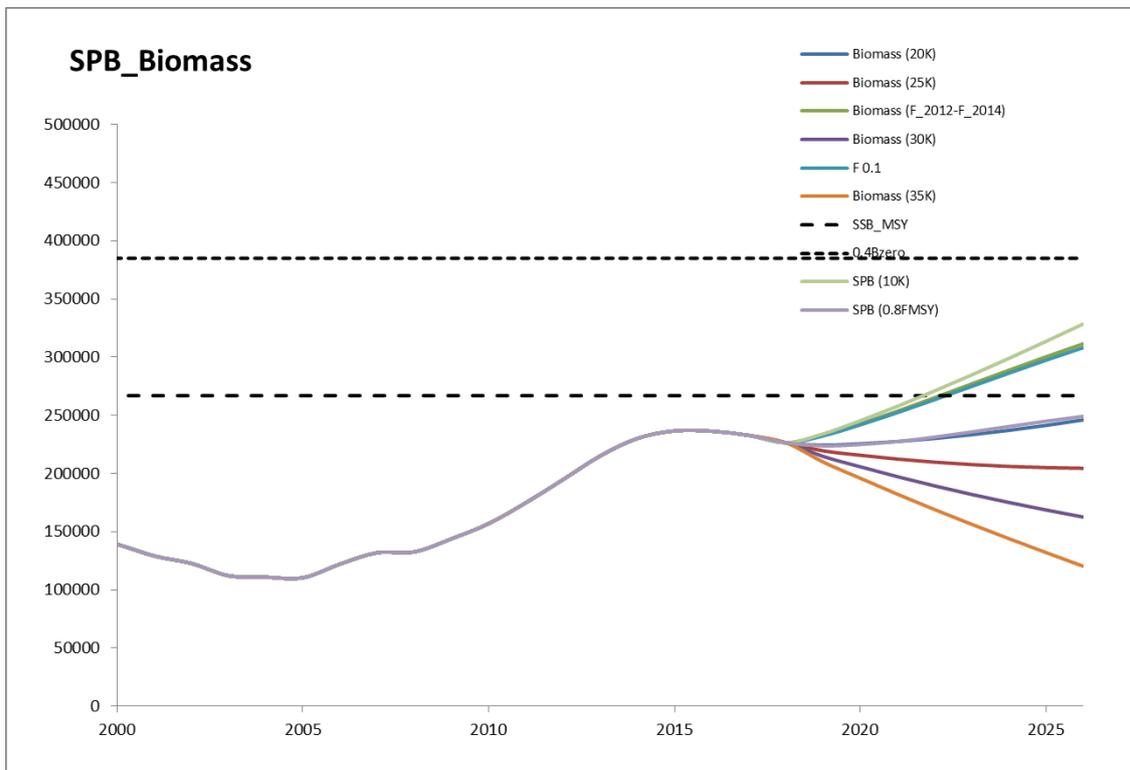


Figure 53. Projections based on different assumptions of F and catch limits from 2017 to 2026, from the SS3 model for the Eastern Atlantic and Mediterranean bluefin tuna.

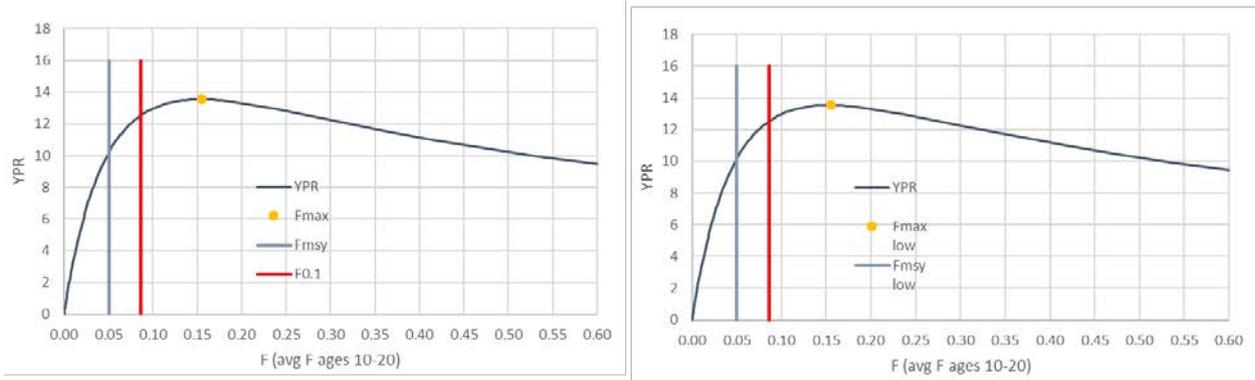


Figure 54. Western stock yield per recruit for SS3 runs 10 (older spawning - left) and 11 (younger spawning - right).

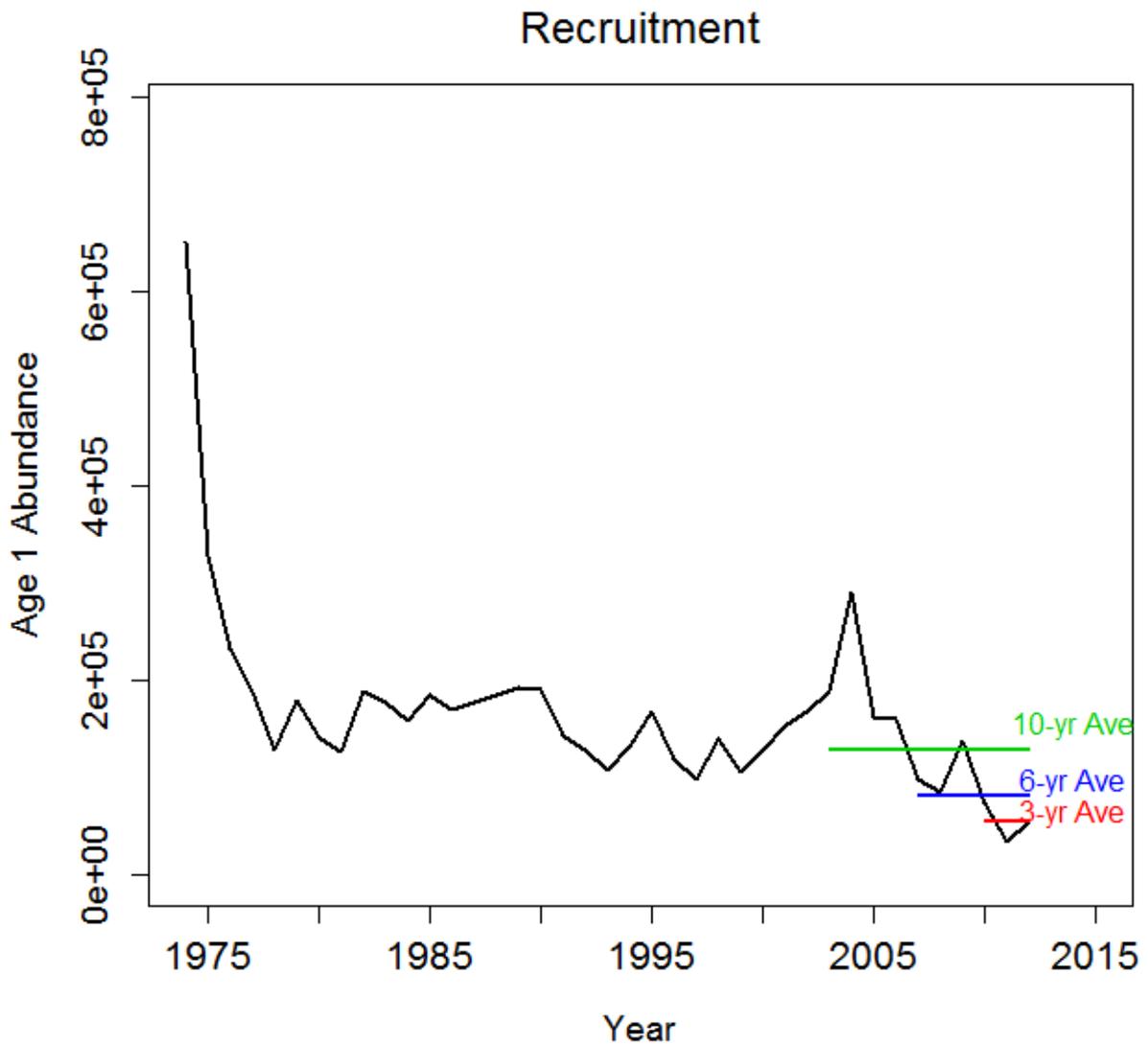


Figure 55. Projected recruitment levels (age 1) derived from the base-case VPA for the western stock under three alternative scenarios (geometric mean recruitment over 3 years, 6 years, and 10 years).

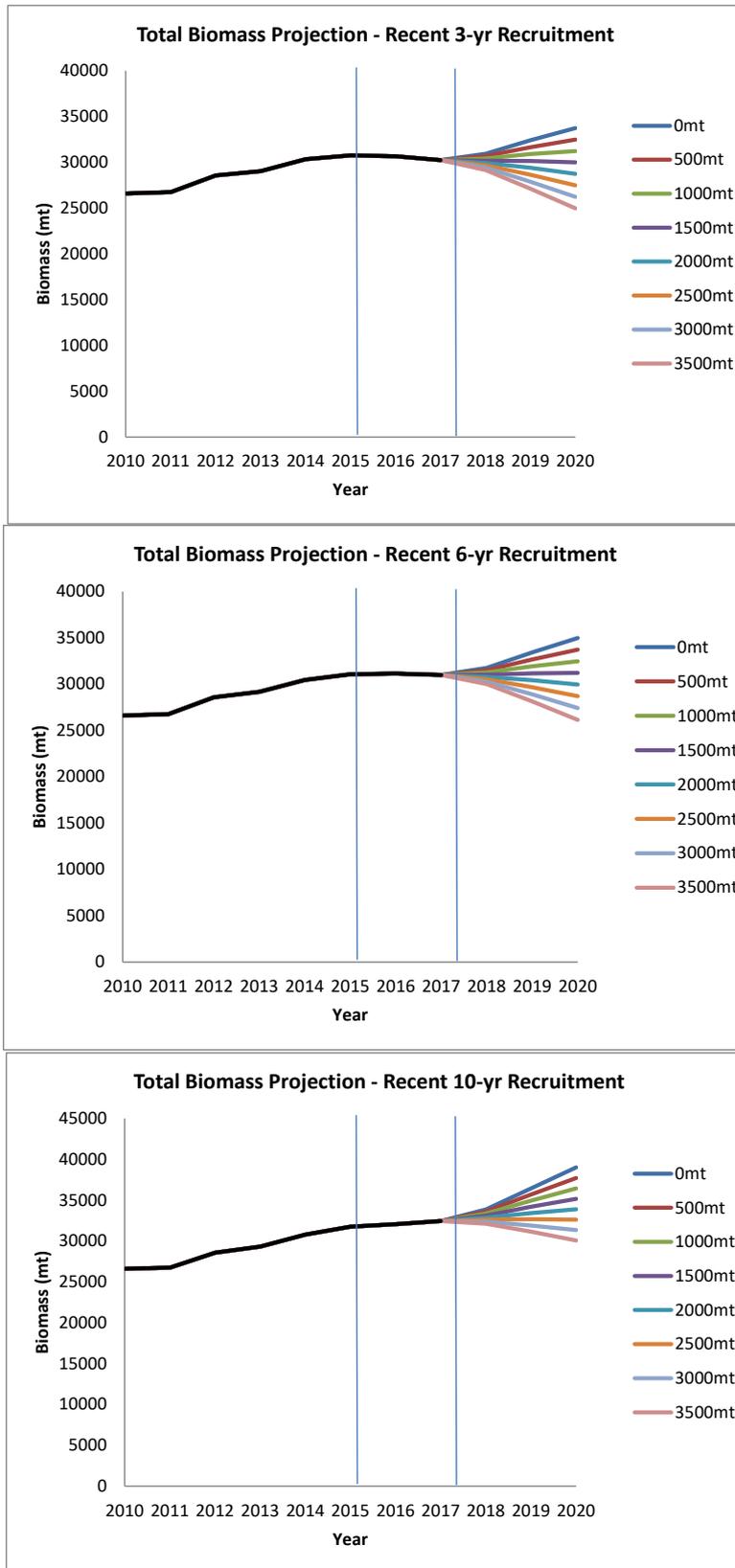


Figure 56. Projected total biomass, based on VPA results, for the western stock under the three recruitment scenarios and different constant yield levels.

Younger Spawning Assumption

Older Spawning Assumption

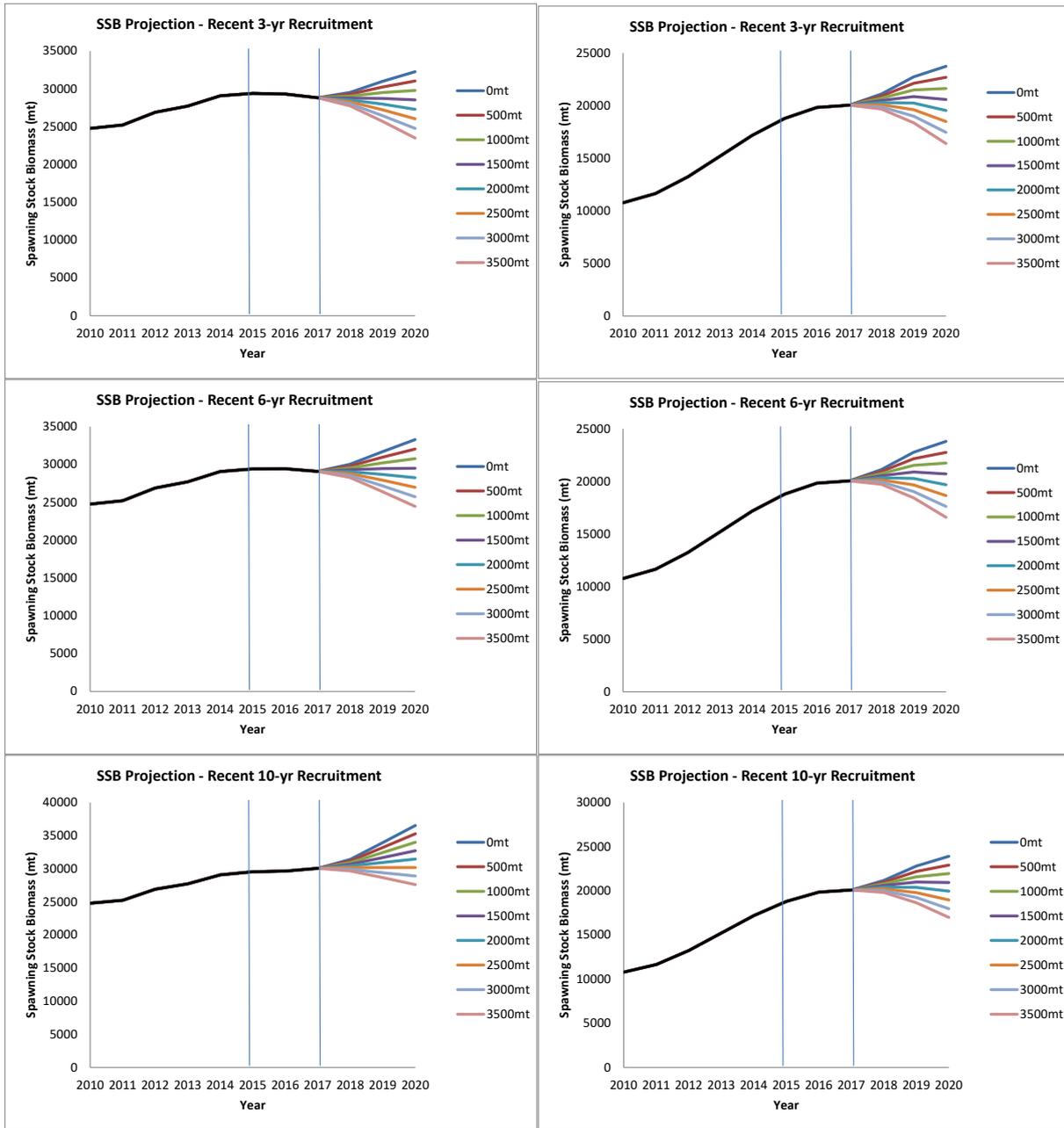


Figure 57. Projected spawning stock biomass, based on VPA results, for the western stock under alternative recruitment scenarios and spawning-at-age assumptions.

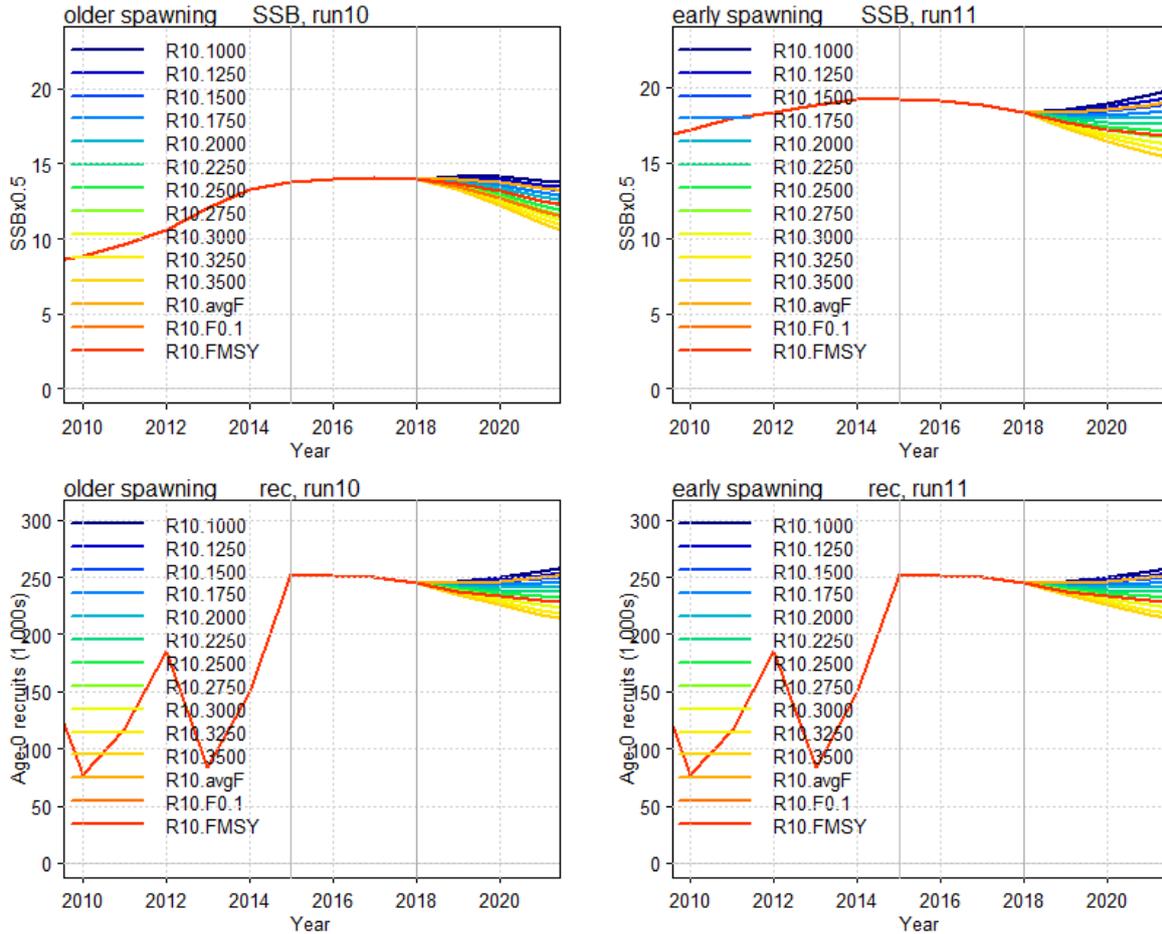


Figure 58. Projected SSB (top) and recruits (age 0, bottom) across the fixed catch limits and $F_{0.1}$, F_{MSY} and average of the current F scenarios from SS3 for the western stock, assuming older spawning (left) and younger spawning (right). Recruitment is drawn from the Beverton and Holt stock recruitment relationship assuming the long-term average recruitment for these runs.

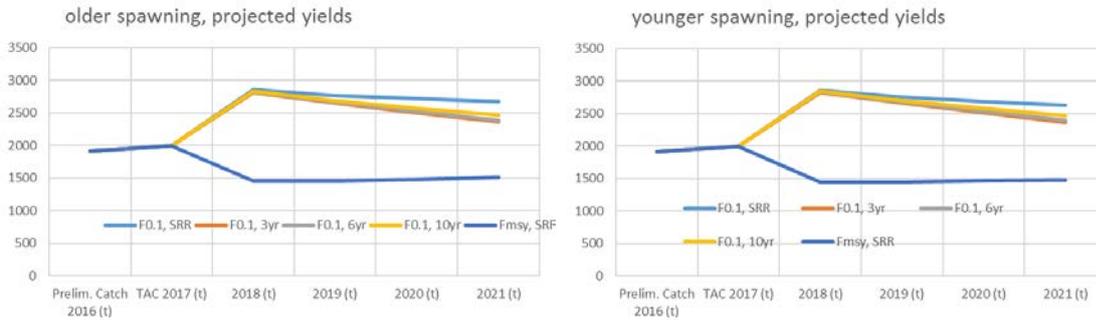


Figure 59. Projected yields from SS3 for the western stock assuming older (right) and younger spawning (left), at $F_{0.1}$ for the 3, 6 and 10 year recruitments and F_{MSY} assuming that recruitment deviations from the Beverton and Holt stock-recruitment relationship are drawn from the high (2003-2012), medium (2007-2012) or low (2009-2012) years or revert to the long-term average recruitment (SRR).



Figure 60. Historical estimated and future projected spawning biomass and recruitment (age 0) for older (Hi) and younger (Lo) spawning from SS3 for the western stock. Right panel shows the same plots for a short time period (2000-2025). Recruitments are generated from recruitment deviations from the Beverton and Holt stock-recruitment relationship from high (2003-2012), medium (2007-2012) or low (2009-2012) years or revert to the long-term average recruitment (SRR).

AGENDA

1. Opening, adoption of the Agenda and meeting arrangements.
2. Review of the scientific papers presented at the Working Group
3. Review and update data for stock assessment
 - 3.1 Biology
 - 3.2 Catch estimates
 - 3.3 Relative abundance estimates and CPUE
 - 3.4 Tagging
 - 3.5 Age composition (age-length keys)
 - 3.6 Stock composition (otolith microchemistry, genetics)
 - 3.7 Other data
4. Methods relevant to the stock assessment
 - 4.1 Methods – East
 - 4.2 Methods – West
 - 4.3 Other methods
5. Updating Stock status
 - 5.1 Stock status – East
 - 5.2 Stock status – West
 - 5.3 Stock status – alternative models
6. Projections
 - 6.1 Review of the Rebuilding Plans for the Atlantic bluefin tuna and 2016 SCRS advice
 - 6.2 Projections – East
 - 6.3 Projections – West
7. Recommendations
 - 7.1 Research and statistics – East
 - 7.2 Research and statistics – West
 - 7.3 Management – East, including advice on the odds of achieving the current Rebuilding Plan objectives without further adjustment
 - 7.4 Management – West, including advice on the odds of achieving the current Rebuilding Plan objectives without further adjustment
8. Other matters
9. Adoption of the report and closure

LIST OF PARTICIPANTS

*[Bluefin tuna stock assessment session](#) (Madrid, Spain, 20 – 28 July 2017)
[Réunion d'évaluation des stocks de thon rouge](#) (Madrid, Espagne, 20 - 28 juillet 2017)
[Reunión de evaluación de los stocks de atún rojo](#) (Madrid, España, 20 - 28 de Julio de 2017)*

CONTRACTING PARTIES/PARTIES CONTRACTANTES/PARTES CONTRATANTES

ALGERIA/ALGÉRIE/ARGELIA

Kouadri-Krim, Assia

Chef de Bureau, Ministre de l'Agriculture du Développement rural et de la Pêche, Rue des Quatre Canons, 16000
 Tel: +213 21 43 31 97, Fax: +213 21 43 31 97, E-Mail: dpmo@mpeche.gov.dz; assiakrim63@gmail.com

CANADA/CANADÁ

Carruthers, Thomas

335 Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver Columbia V2P T29
 Tel: +1 604 805 6627, E-Mail: t.carruthers@oceans.ubc.ca

Hanke, Alexander

Scientific, St. Andrews Biological Station/ Biological Station, Fisheries and Oceans Canada, 531 Brandy Cove Road, St. Andrews New Brunswick E5B 2L9
 Tel: +1 506 529 5912, Fax: +1 506 529 5862, E-Mail: alex.hanke@dfo-mpo.gc.ca

Maguire, Jean-Jacques

1450 Godefroy, Québec G1T 2E4
 Tel: +1 418 688 3027, E-Mail: jeanjacquesmaguire@gmail.com

Melvin, Gary

Biological Station - Fisheries and Oceans Canada, Department of Fisheries and Oceans, 531 Brandy Cove Road, St. Andrews, New Brunswick E5B 2L9
 Tel: +1 506 529 5874, Fax: +1 506 529 5862, E-Mail: gary.melvin@dfo-mpo.gc.ca

EUROPEAN UNION/UNION EUROPÉENNE/UNIÓN EUROPEA

Addis, Pierantonio

Senior Researcher in Ecology, University of Cagliari, Department of Life and Environment Science, Via Fiorelli 1, 09126 Cagliari, Italy
 Tel: +39 070 675 8082, Fax: +39 070 675 8022, E-Mail: addisp@unica.it

Arrizabalaga, Haritz

AZTI - Tecnalia /Itsas Ikerketa Saila, Herrera Kaia Portualde z/g, 20110 Pasaia Gipuzkoa, España
 Tel: +34 94 657 40 00, Fax: +34 94 300 48 01, E-Mail: harri@azti.es

Carpi, Piera

CEFAS, Pakefield Road, Lowestoft - Suffolk, NR33 0HT, United Kingdom
 Tel: +44 150 252 4447, E-Mail: piera.carpi@cefasc.co.uk

Daniel, Patrick

Commission européenne - DG MARE, J-99 02/17, 1000 Bruxelles, Belgium
 Tel: +32 229 554 58, E-Mail: patrick.daniel@ec.europa.eu

De Oliveira, José

CEFAS, Pakefield Road, Lowestoft - Suffolk, NR330HT, United Kingdom
 Tel: +44 073 937 63048, E-Mail: jose.deoliveira@cefasc.co.uk

Farrugia Drakard, Veronica

MESDC - DFA, Aquaculture Directorate, Fort San Lucjan, Triq il-Qajjenza, Marsaxlokk, Malta
 Tel: +356 229 26918, E-Mail: veronica-heather.farrugia-drakard@gov.mt

Garibaldi, Fulvio

Laboratorio di Biologia Marina e Ecologia Animale Univ. Degli Studi di Genova, Dipartimento di Scienze della Terra, dell'Ambiente e della Vita (DISTAV), Corso Europa, 26, 16132 Genova, Italy
 Tel: +39 010 353 8576, Fax: +39 010 357 888, E-Mail: largepel@unige.it; garibaldi.f@libero.it

Gordoa, Ana

Centro de Estudios Avanzados (CEAB - CSIC), Acc. Cala St. Francesc, 14, 17300 Blanes Girona, España
Tel: +34 972 336101, E-Mail: gordoa@ceab.csic.es

Imzilen, Taha

UMR Marbec (IRD/IFREMER/UM2), CRH - Avenue Jean Monet - CS 30171, 34203 Sète Cèdex, France
Tel: +33 651 75 87 54, E-Mail: taha.imzilen@ird.fr; imzilen.taha@gmail.com

Levontin, Polina

Consultant, Renewable resources Assessment Group Imperial College of Science, Technology & Medicine, Center of Environmental Science and Technology, Prince Consort Road, London, United Kingdom
E-Mail: polina.levontin02@imperial.ac.uk

Lino, Pedro Gil

Instituto Português do Mar e da Atmosfera - I.P./IPMA, Avenida 5 Outubro s/n, 8700-305 Olhão, Portugal
Tel: +351 289 700504, E-Mail: plino@ipma.pt

Lombardo, Francesco

Università Politecnica delle Marche, Dipartimento Scienze della Vita e dell'Ambiente Via Brecce Bianche - Ancona, Italy
Tel: +39 333 5914492, E-Mail: francescolombardo80@gmail.com

Macías López, Ángel David

Ministerio de Economía y Competitividad, Instituto Español de Oceanografía, C.O. de Málaga, Puerto pesquero s/n, 29640 Fuengirola Málaga, España
Tel: +34 952 197 124, Fax: +34 952 463 808, E-Mail: david.macias@ma.ieo.es

Navarro Cid, Juan José

Grupo Balfegó, Polígono Industrial - Edificio Balfegó, 43860 L'Ametlla de Mar Tarragona, España
Tel: +34 977 047700, Fax: +34 977 457 812, E-Mail: jnavarro@grupbalfego.com

Rodríguez-Marín, Enrique

Ministerio de Economía, Industria y Competitividad, Instituto Español de Oceanografía, C.O. de Santander, Promontorio de San Martín s/n, 39004 Santander Cantabria, España
Tel: +34 942 291 716, Fax: +34 942 27 50 72, E-Mail: rodriguez.marin@st.ieo.es

Rouyer, Tristan

Ifremer - Dept Recherche Halieutique, B.P. 171 - Bd. Jean Monnet, 34200 Sète, France
Tel: +33 (0)4 42 57 32 37; +33 (0)7 82 99 52 37, E-Mail: tristan.rouyer@ifremer.fr

Sundelöf, Andreas

Swedish University of Agricultural Sciences, Institute of Marine Research Turistgatan, 5, SE-453 30 Lysekil, Sweden
Tel: +46 703 068 775, Fax: +46 5231 3977, E-Mail: andreas.sundelof@slu.se

JAPAN/JAPON/JAPÓN

Butterworth, Douglas S.

Emeritus Professor, Department of Mathematics and Applied Mathematics, University of Cape Town, Rondebosch, 7701 Cape Town, South Africa
Tel: +27 21 650 2343, E-Mail: doug.butterworth@uct.ac.za

Itoh, Tomoyuki

Chief of Temperate Tuna Group, Bluefin tuna Resources Division, National Research Institute of Far Seas Fisheries, Japan Fisheries Research and Education Agency, 5-7-1 Orido, Shizuoka Shimizu 424-8633
Tel: +81 54 336 6000, Fax: +81 54 335 9642, E-Mail: itou@fra.affrc.go.jp

Kimoto, Ai

Researcher, Bluefin Tuna Resources Division, National Research Institute of Far Seas Fisheries, Japan Fisheries Research and Education Agency, 5-7-1 Orido, Shizuoka Shimizu 424-8633
Tel: +81 54 336 6000, Fax: +81 54 335 9642, E-Mail: aikimoto@affrc.go.jp

Kitakado, Toshihide

Associate Professor, Faculty of Marine Science, Tokyo University of Marine Science and Technology, Department of Marine Biosciences, 4-5-7 Konan, Minato, Tokyo 108-8477
Tel: +81 3 5463 0568, Fax: +81 3 5463 0568, E-Mail: kitakado@kaiyodai.ac.jp; toshihide.kitakado@gmail.com

Nakatsuka, Shuya

Research Coordinator, National Research Institute of Far Seas Fisheries, Japan Fisheries Research and Education Agency, 5-7-1 Orido, Shizuoka Shimizu 424-8633
Tel: +81 54 336 6000, Fax: +81 54 335 9642, E-Mail: snakatsuka@affrc.go.jp

Uozumi, Yuji

Visiting Scientist, National Research Institute of Far Seas Fisheries, Japan Fisheries Research and Education Agency, 5-7-1 Orido, Shizuoka Shimizu 424-8633
Tel: +81 54 336 6000, E-Mail: uozumi@affrc.go.jp

MAURITANIA/MAURITANIE

Braham, Cheikh Baye

Halieute, Géo-Statisticien, modélisteur; Chef du Service Statistique, Institut Mauritanien de Recherches Océanographiques et des Pêches (IMROP), BP 22 Nouadhibou
Tel: +222 2242 1038, Fax: E-Mail: baye_braham@yahoo.fr; baye.braham@gmail.com

MOROCCO/MAROC/MARRUECOS

Abid, Nouredine

Responsable du programme de suivi et d'étude des ressources des grands pélagiques, Center Régional de L'INRH á Tanger/M'dig, B.P. 5268, 90000 Drabed Tanger
Tel: +212 53932 5134, Fax: +212 53932 5139, E-Mail: noureddine.abid65@gmail.com

Ben Mhamed, Abdelouahed

Ingénieur en Modélisation statistique à l'INRH, Laboratoire Approches et Méthodologies, INRH, Institut National de Recherche Halieutique, Boulevard Sidi Abderrahman Ain Diab, 20000 Casablanca
Tel: +212 614 592 144; +212 613 384 845, E-Mail: a.benmhamed@mail.com; a.benmhamed@gmail.com; ben.mhamed.abdelouahed@gmail.com

Grichat, Hicham

Chef du Service des Espèces Migratrices et Aires Protégées, Ministère de l'Agriculture et de la Pêche Maritime, Département de la Pêche Maritime, Direction des Pêches Maritimes, B.P 476 Nouveau Quartier Administratif, Haut Agdal Rabat
Tel: +212 537 68 81 15, Fax: +212 537 68 8089, E-Mail: grichat@mpm.gov.ma

Hassouni, Fatima Zohra

Chef de la Division de la Protection des Ressources Halieutiques, Division de la Protection des Ressources Halieutiques, Direction des Pêches maritimes et de l'aquaculture, Département de la Pêche maritime, Nouveau Quartier Administratif, Haut Agdal, Rabat
Tel: +212 537 688 122/21; +212 663 35 36 87, Fax: +212 537 688 089, E-Mail: hassouni@mpm.gov.ma

TUNISIA/TUNISIE/TÚNEZ

Sohlobji, Donia

Direction Générale de la Pêche et de l'Aquaculture, 32 Rue Alain Savary, 1002
Tel: +216 534 31307; +216 71 890 784, Fax: +216 71 799 401, E-Mail: sohlobji_donia@yahoo.fr; doniasohlobji@gmail.com

Zarrad, Rafik

Institut National des Sciences et Technologies de la Mer (INSTM), BP 138 Mahdia 5199
Tel: +216 73 688 604, Fax: +216 73688602, E-Mail: rafik.zarrad@instm.rnrt.tn; rafik.zarrad@gmail.com

TURKEY/TURQUIE/TURQUÍA

Erdem, Ercan

Ministry of Food, Agriculture and Livestock, General Directorate of Fisheries and Aquaculture, Eskisehir yolu 9.Km Lodumlu-Cankaya, Ankara
Tel: +903 12 258 3155, Fax: +903 12 258 3070, E-Mail: ercan.erdem@tarim.gov.tr

UNITED STATES/ÉTATS-UNIS/ESTADOS UNIDOS

Ailloud, Lisa

Virginia Institute of Marine Science, College of William & Mary, PO Box 1346 Gloucester Point, VA 23062
Tel: +1 240 253 3958, E-Mail: lailloud@vims.edu

Brown, Craig A.

Chief, Highly Migratory Species Branch, Sustainable Fisheries Division, NOAA Fisheries Southeast Fisheries Science Center, 75 Virginia Beach Drive, Miami Florida 33149
Tel: +1 305 586 6589, Fax: +1 305 361 4562, E-Mail: craig.brown@noaa.gov

Cadrin, Steven Xavier

Associate Professor, SMAST - University of Massachusetts, School for Marine Science & Technology, Department of Fisheries Oceanography, 200 Mill Road, Suite 325, Fairhaven, MA 02719
Tel: +1 774 238 6819, Fax: +1 508 910 6374, E-Mail: scadrin@umassd.edu

Díaz, Guillermo

NOAA-Fisheries, Southeast Fisheries Science Center, 75 Virginia Beach Drive, Miami Florida 33149
Tel: +1 305 898 4035, E-Mail: guillermo.diaz@noaa.gov

Hoening, John

Professor of Marine Science, Department of Fisheries Science, Virginia Institute of Marine Science, PO Box 1346 (1375 Greate Rd), Gloucester Pt. VA 23185
Tel: +1 804 684 7125, E-Mail: hoening@vims.edu

Kerr, Lisa

Gulf of Maine Research Institute, 350 Commercial Street, Portland ME 04101
Tel: +1 207 228 1639, E-Mail: lkerr@gmri.org

Lauretta, Matthew

NOAA Fisheries Southeast Fisheries Center, 75 Virginia Beach Drive, Miami Florida 33149
Tel: +1 305 361 4481, E-Mail: matthew.lauretta@noaa.gov

Morse, Molly

University of Massachusetts, School for Marine Science & Technology, 200 Mill Road, Suite 325, Fairhaven, MA 02719
Tel: +1 310 924 5554, E-Mail: mmorse1@umassd.edu

Porch, Clarence E.

Chief, Sustainable Fisheries Division, Southeast Fisheries Science Center, National Marine Fisheries Service, 75 Virginia Beach Drive, Miami Florida 33149
Tel: +1 305 361 4232, Fax: +1 305 361 4219, E-Mail: clay.porch@noaa.gov

Sharma, Rishi

SEFSC, 75 Virginia Beach Drive, Miami, Florida 33149
Tel: +1 203 501 0577, E-Mail: rishi.sharma@noaa.gov

Walter, John

NOAA Fisheries, Southeast Fisheries Center, Sustainable Fisheries Division, 75 Virginia Beach Drive, Miami Florida 33149
Tel: +305 365 4114, Fax: +1 305 361 4562, E-Mail: john.f.walter@noaa.gov

OBSERVERS FROM INTERGOVERNMENTAL ORGANIZATIONS/ OBSERVATEURS D'ORGANISMES INTERGOUVERNEMENTAUX/ OBSERVADORES DE ORGANIZACIONES INTERGUBERNAMENTALES

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION - FAO

Gutiérrez, Nicolás Luis

FAO, Viale delle Terme di Caracalla, 00153 Rome, Italy
Tel: +39 06 570 56563, E-Mail: nicolas.gutierrez@fao.org

OBSERVERS FROM NON-GOVERNMENTAL ORGANIZATIONS/OBSERVATEURS D'ORGANISATIONS NON GOUVERNEMENTALES/OBSERVADORES DE ORGANISMOS NO GUBERNAMENTALES

FEDERATION OF MALTESE AQUACULTURE PRODUCERS – FMAP

Deguara, Simeon

Research and Development Coordinator, Federation of Maltese Aquaculture Producers - FMAP, 61, St. Paul Street, VLT 1212 Valletta, Malta
Tel: +356 21223515 /21226268, Fax: +356 21241170, E-Mail: simeon.deguara@um.edu.mt; dsd@aquabt.com

THE OCEAN FOUNDATION

Boustany, Andre M.

Duke University, Nicholas School of the Environment Box 90328, Durham NC 27708, United States

Tel: +1 831 402 1364, Fax: +1 919 613 8026, E-Mail: andre.boustany@duke.edu

Miller, Shana

The Ocean Foundation, 1320 19th St., NW, 5th Floor, Washington, DC 20036, United States
Tel: +1 631 671 1530, E-Mail: smiller@oceanfdn.org

WORLD WILDLIFE FUND – WWF

Buzzi, Alessandro

WWF, Via Po, 25/c, 00184 Roma, Italy
Tel: +3906 84 4971, E-Mail: abuzzi@wwfmedpo.org

SCRS CHAIRMAN/PRESIDENT DU SCRS/PRESIDENTE DEL SCRS

Die, David

SCRS Chairman, Cooperative Institute of Marine and Atmospheric Studies, University of Miami, 4600 Rickenbacker Causeway, Miami Florida 33149, United States
Tel: +1 673 985 817, Fax: +1 305 421 4221, E-Mail: ddie@rsmas.miami.edu

ICCAT Secretariat/ Secrétariat de l'ICCAT/ Secretaría de ICCAT

C/ Corazón de María 8 – 6th floor, 28002 Madrid – Spain
Tel: +34 91 416 56 00; Fax: +34 91 415 26 12; E-mail: info@iccat.int

Neves dos Santos, Miguel

De Bruyn, Paul

Kell, Laurence

Ortiz, Mauricio

GBYP PROGRAM

Di Natale, Antonio

Tensek, Stasa

Pagá, Alfonso

LIST OF DOCUMENTS AND PRESENTATIONS

| Reference | Title | Authors |
|---------------|--|--|
| SCRS/2017/082 | Standardized joint CPUE index for bluefin tuna (<i>Thunnus thynnus</i>) caught by Moroccan and Portuguese traps for the period 1998-2016 | Lino P.G., Abid N., Mohamed M.I., and Coelho R. |
| SCRS/2017/083 | A brief review of Atlantic bluefin natural mortality assumptions | Lauretta M. |
| SCRS/2017/104 | An examination of bias in the East Atlantic and Mediterranean Bluefin stock assessment | Kell, L.T. |
| SCRS/2017/123 | An exploratory data analysis of the east atlantic bluefin stock assessment dataset | Kell L.T., Ben Mhamed A., Rouyer T., and Kimoto A. |
| SCRS/2017/124 | An evaluation of bias and prediction skill for the east Atlantic bluefin stock assessment | Kell L.T., Ben Mhamed A., Rouyer T., and Kimoto A. |
| SCRS/2017/131 | Migratory behaviour of Atlantic bluefin tuna entering the Mediterranean Sea | Carruthers T., Di Natale A., Lauretta M., Pagá-García A., and Tensek S. |
| SCRS/2017/146 | Eastern Bluefin Tuna stock assessment using SAM | Ben Mhamed A., Nielsen A., and Kell L.T. |
| SCRS/2017/149 | Preliminary report of ICCAT GBYP aerial survey for bluefin tuna spawning aggregations in 2017 | Di Natale A., Cañadas A., Vázquez-Bonales J.A., Tensek S., and Pagá-García A. |
| SCRS/2017/153 | An exploration of Bluefin tuna data in the West Atlantic with ASAP | Maguire J.J., Cadrin S.X., Hanke A., and Melvin G. |
| SCRS/2017/164 | Estimating the fraction of western Atlantic bluefin tuna that spawn by age from size frequency data collected on the Gulf of Mexico spawning grounds | Porch C., and Hanke A. |
| SCRS/2017/166 | Review and analysis of size frequency samples of Bluefin tuna (<i>Thunnus thynnus</i>) | Ortiz M., and Palma C. |
| SCRS/2017/168 | Preliminary 2017 stock assessment results for the eastern and Mediterranean Atlantic bluefin tuna stock | Rouyer T., Kimoto A., Kell L., Walter J.F., Lauretta M., Zarrad R., Ortiz M., Palma C., Arrizabalaga H., Sharma R., Kitakado T., and Abid N. |
| SCRS/2017/169 | Revision of Atlantic bluefin tuna task I nominal catches from Spain | Macias D., Palma C., and Rodriguez-Marin E. |
| SCRS/2017/170 | Direct ageing for constructing age-length keys and re-estimate the growth curve for east Atlantic and Mediterranean bluefin tuna | Rodriguez-Marin E., Quelle P., Ruiz M., Ceballos E., and Ailloud L.E. |
| SCRS/2017/171 | Review and update of the French and Spanish purse seine size at catch for the Mediterranean bluefin tuna fisheries 1970 – 2010 | Gordoa A., Rouyer T., and Ortiz M. |
| SCRS/2017/172 | Updated Bluefin CPUE time series from the Balfegó Purse Seine Vessels | Gordoa A. |
| SCRS/2017/173 | Western Atlantic bluefin tuna virtual population analysis (1974-2015) | Lauretta M., Kimoto A., Ortiz M., and Porch C.E. |
| SCRS/2017/174 | Exploratory stock assessment of eastern and western population-of-origin Atlantic bluefin tuna accounting for stock composition | Cadrin S., Morse M., Kerr L., Secor D., and Siskey M. |
| SCRS/2017/175 | Eastern Atlantic Ocean bluefin tuna stock assessment 1950-2015 using stock synthesis | Sharma R., Walter J., Kimoto A., Rouyer T., Lauretta M., Kell L.T., and Porch C. |
| SCRS/2017/176 | Western Atlantic bluefin tuna stock assessment 1950-2015 using stock synthesis | Walter J., Sharma R., and Ortiz M. |

| | | |
|---------------|---|---|
| SCRS/2017/177 | Application of an Atlantic bluefin tuna operating model to generate pseudodata for stock assessment testing | Kerr L.A., Morse M.R., Cadrin S.X., and Galuardi B. |
| SCRS/2017/178 | Simulating virtual population analysis of mixed Atlantic bluefin tuna stocks | Morse M.R, Kerr L.A., and Cadrin S.X. |
| SCRS/2017/179 | Catch-at-age estimates using the combined forward-inverse age-length key | Ailloud L.E., Lauretta M.V., Walter J.F., and Hoenig J.M. |
| SCRS/2017/180 | Update on CPUE bluefin tuna caught by Tunisian purse seines between 2009 and 2016 | Zarrad R., and Missaoui H. |
| SCRS/2017/181 | Bluefin tuna catch curve analyses, comparison of alternative ageing protocols | Ortiz M. |
| SCRS/2017/184 | CPUE des palangriers japonais ayant opères dans les eaux algériennes et des thoniers senneurs nationaux | Kouadri- Krim A., and Ferhani K. |

SCRS Document Abstracts as provided by the authors

SCRS/2017/082 – Relative abundance indices of bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) caught by the Moroccan and Portuguese traps in the area close to the Strait of Gibraltar were estimated for the period 1998- 2016. Data from four Moroccan and one Portuguese tuna traps were compiled and used in the analysis. The trend of the nominal CPUE series shows a relatively low and flat period between 1998 and 2009, followed by a steep increase in the more recent years. Standardized CPUEs were estimated with Generalized Linear Mixed Models (GLMMs) with Negative Binomial distribution, and using the factors year, month and trapID/location. Due to possible changes in the fishery operation patterns since the year when the quotas started to be reached, the time series and standardization models were split in 2 periods: 1998-2010 and 2011-2016. The standardized CPUEs followed in general the nominal CPUE trends, with a relatively low values and a flat period until 2009, followed by increased values for the more recent years.

SCRS/2017/083 – Survival estimates from Brownie tag return models provided an estimate of the upper limit of natural mortality, as they comprised tag removals from natural mortality, fishing mortality, and chronic tag loss (tag loss post year 1). It should be noted that tag return rate is a function of discrete tag loss, fishing mortality, reporting rate and handling mortality. Although the conventional tagging data contained considerable information on survival over time, no one hypothesis of natural mortality could be selected from the set of candidates based on the analysis. However, if the survival estimates for the period 1995 to 1999 are an accurate measure of total survival and representative of larger fish compared to other periods, then a natural mortality rate greater than 0.12 yr⁻¹ for this group is inconsistent with the results.

SCRS/2017/104 – Stock assessment models are vulnerable to abnormal observations, which may result in biased estimates of parameters, underestimation of uncertainty, and poor prediction skill. This is especially true when the number of observations are relatively small since there are fewer cases to counter abnormalities. It is therefore advisable to identify influential points, explore their impact, and to try and find reasons for their occurrence, e.g. are they due to miscodes, exclusion of important explanatory variables, incorrect model structure, fisher behaviour, management or non-stationarity in biological processes? In this paper we use regression diagnostics, the jackknife and crossvalidation to evaluate the influence of individual observations from the catch per unit effort series used to calibrate the East Atlantic and Mediterranean bluefin Virtual Population Analysis assessment.

SCRS/2017/123 – An exploratory data analysis is conducted of the Eastern Atlantic and Mediterranean bluefin dataset prepared for the Virtual Population Analysis. These data include the catch-at-age of the whole stock, catch per unit effort and their partial catches. The analysis explored correlations and conflicts between the CPUE series, the selection patterns of the main fleets and fishing mortality of the terminal ages the main parameter estimated by VPA. The consequences for developing scenarios for use in the assessment are discussed.

SCRS/2017/124 – Stock assessment models are vulnerable to abnormal observations, which may result in biased estimates of parameters, underestimation of uncertainty, and poor prediction skill. This is especially true when the number of observations are relatively small since there are fewer cases to counter abnormalities. It is therefore advisable to identify influential points, explore their impact, and to try and find reasons for their occurrence, e.g. are they due to miscodes, exclusion of important explanatory variables, incorrect model structure, fisher behaviour, management or non-stationarity in biological processes? In this paper we use regression diagnostics, the jackknife and crossvalidation to evaluate the influence of individual observations from the catch per unit effort series used to calibrate the East Atlantic and Mediterranean bluefin Virtual Population Analysis assessment.

SCRS/2017/131 - This paper shows the distribution of both conventional tags and electronic tags that were deployed in the Atlantic Ocean and in the Strait of Gibraltar when they have been recovered or popped-off in the Mediterranean Sea. For better understanding the geographical distribution of those migrant fish, it was decided to divide the Mediterranean in five different areas and then asses the presence. Most of the tags are reported from the Strait of Gibraltar (47%), while the percentage in other areas (Med Gate, Balearic and Central Med) is lower, between 13 and 20%. The lowest percentage is in the eastern Med, due to many factors, including the W-E “filter” which accounts for the accumulation of fishing activities and low tag

reporting rate. It is confirmed that migrant fish are able to reach every part of the Mediterranean Sea, possibly with different abundance and with interannual variability. Further analyses of the tag data will be necessary, as well as a better reporting of natural marks.

SCRS/2017/146 – The assessment of the Mediterranean and Atlantic bluefin tuna was always conducted using the VPA approaches. The uncertainties around the estimates of such approaches make difficult the provision of scientific advice. In this paper a state-space stock assessment model SAM is used as a new approaches to evaluate the impact of uncertainty. A comparison of the results of VPA and SAM was conducted based on the 2014 datasets and the preliminary 2017 datasets. To evaluate the robustness of SAM a range of diagnostics and scenarios was ran according the 2017 bluefin data preparatory meeting.

SCRS/2017/149 – The fifth ICCAT GBYP aerial survey was carried out in 2017, after the previous survey done in 2010, 2011, 2013 and 2015. The last survey included 4 areas, overlapping with the corresponding areas in previous surveys. It was carried out during the peak of the Bluefin tuna spawning period (mostly in June), by 3 companies which used 4 aircrafts. It was necessary to get a new survey design in 2017, always using the DISTANCE methodology, adopting an updated protocol. The survey reports were provided each week in real-time and the survey ended on the 3rd July and therefore the data analyses have been available for the first year in real time, according to what was set by the ToRs of the contract. The elaboration provides the estimates for each area (number of schools, number of tunas and quantities), with the usual details, comparing the results with those obtained in previous years in the same areas. The results, again, shows a high interannual variability of the quantities in total and by area, but anyway a high potential SSB, taking into account that the oceanographic situation in 2017 was again quite peculiar and different from 2015 and 2016. Possibly, we detected in real-time an important shifting in the abundance between areas. Furthermore, it is again evident that a reliable trend can be obtained only when considering various areas together.

SCRS/2017/153 – We use ASAP of the USA NOAA Toolbox to explore various combination of model configurations and length of the data series. Using the data from the 2014 assessment, ASAP provided SSB and recruitment trends similar to those in the accepted VPA in some runs but considerably higher SSB in 1970 for one of the runs. Compared with the VPA, run 4 has lower SSB in 1970 and higher SSB in 2013. Using the new catch at age for 1970 to 2013 calculated for the 2017 assessment but keeping the same stock size indices resulted in considerably higher SSB in 1970 and slightly higher SSB in 2013. Extending the catch at age to 2015 and using the updated stock size indices provides similar SSB for 1970 to 1990, but SSB increases more rapidly subsequently than when using the new catch at age to 2014. Extending the catch at age to 1960 provides even higher initial SSBs, but extending it further to 1950 suggests low SSBs in the 1950s and 1960s.

SCRS/2017/164 – The report of the 2017 ICCAT Bluefin Tuna Data Preparatory workshop recommended using two alternative vectors for the proportion of fish contributing to the spawning output of the population (spawning fraction) as a function of age. One vector essentially assumes that maturity alone determines contribution to the spawning stock and is similar to the vector currently used for the East Atlantic and Mediterranean (Corriero et al., 2005) where fish as young as three years old are considered to spawn effectively. The second vector was to be based on the approach of Diaz (2011), which infers spawning frequency from the age composition of fish caught on longlines in the Gulf of Mexico. It was pointed out, however, that the analysis of Diaz (2011) relied on cohort-slicing to infer age from size using a growth curve that has since been revised. Accordingly, the Data Preparatory workshop report recommended updating the Diaz (2011) oogive by using an age-length key rather than the cohort slicing approach.

SCRS/2017/166 – Size frequency data of Atlantic bluefin was reviewed and preliminary analysis performed for its use within the stock evaluation models. Size data is normally submitted to the Secretariat by CPCs under the Task II requirements; optionally CPCs can submit Catch at Size, size samples or both for the major fisheries catching tropical tunas. The size samples data was revised, standardized and aggregated to size frequencies samples by fishery, calendar year and quarter. Preliminary analyses indicated a minimum number of 75 fish measured per size frequency sample. For the Atlantic stocks, the size sampling proportion among the major fishing gears is not consistent with the proportion of the catch; in general purse seine is poorly sampled compared to other fisheries. The number of fish measured has increased substantially in the last decades for the Mediterranean fisheries; however some potential duplicate reporting was uncovered and appropriate corrections were done.

SCRS/2017/168 – Compared to 2014, the present assessment differs on several respects. During the 2017 data preparatory meetings, number of changes have been presented, among which the revision of the task I and task II statistics, the selection of the indices of abundance. In particular, this led to completely revisit the catch at age matrix. As a consequence, previous model specifications could not be used anymore. Whereas the 2014 assessment updated the catch and abundance index data up to 2013 and used the same model specifications as in the 2012 stock assessment, the present assessment present a complete revisitation of these. VPA2-Box was used to estimate the stock status, using a broad spectrum of settings. The resulting models were tested and compared on the basis of their diagnostics, so that the best models could be identified. In particular, different scenarios for F_{ratio} , variance scaling for indices, recruitment constraints and vulnerability were tested. This document will serve as a basis for the 2017 EBFT stock assessment.

SCRS/2017/169 – This document presents a revision of Spanish bluefin tuna nominal annual catches over the period 1950 to 2015. The revision has not affected the total catches. Changes are mainly related to gap completion, errors correction, time series improvement and reduction of unclassified gears.

SCRS/2017/170 – This paper analyzes the available direct ageing information for Atlantic bluefin tuna caught in the eastern management area. Historical fin spine readings were incorporated into the biological database, after having established that the age estimation was equivalent to that performed following the standardized methodology. This allows having a database of aged structures (otoliths and spines) from 1984 to 2013, which can be used for generating catch at age estimates. An integrated analysis of tag-recapture and age-length data was carried out in an attempt to update growth parameter estimates for the eastern stock. Neither the von Bertalanffy nor the Richards parameterization was able to adequately describe growth. The reason for the misfit was largely due to the lack of older individuals in the dataset as well as possible differences in selectivity pattern between young and old fish.

SCRS/2017/171 – Since the 1970's, Purse seiners is one of the main fisheries targeting Atlantic bluefin tuna, particularly in the Mediterranean Sea. At the beginning of the fishery, French and Spanish vessels operated near the coast and mainly targeted small young schooling bluefin tuna. At the end of the 80s the French and Spanish vessels started targeting spawner aggregations as they discovered the Balearic spawning ground. Since then, the fleet gradually adapted its capacity and technology to target bigger tuna on distant grounds. By the early 2000s, the purse seine fishery became the main provider of live fish to the developing farming operations in the Mediterranean Sea. Although this fishery represents on average more than 50% of the catch since the 1980s, basic fisheries information on size of the catch and/or its age distribution is very limited. Indeed, past assessments has identified this lack of information as one of the major sources of uncertainty in their evaluations. The present manuscript reviews and incorporates past and new information available on size distribution of the catch of PS in the Mediterranean.

SCRS/2017/172 – This study updated the unstandardized CPUE index of the Balfegó purse seiners jointly with a new CPUE index estimated from the Balfegó joint fishing fleet. Both CPUE index are contrasted with the Japanese longline standardized CPUE series to examine its reliability. The results showed that both Balfegó CPUE series highly correlates with Japanese indices. The CPUE of the joint fishing fleet remained stable over the last three years while Japanese index and Balfegó vessels were more variable and with opposite trends in 2017. Overall these results are indicative that Balfegó vessels and fleet might be consider a reliable abundance index of the ABFT eastern population and should be taken into account. Moreover, it will correct the deficient spatial representativeness of abundance indices used to date. On the other hand, the average weight estimated from 2017 fishing sets, according to skipper estimation, did not differ from those estimated last year from stereo cameras.

SCRS/2017/173 – This report documents the methods for updating the virtual population analysis of West Atlantic bluefin tuna for the period 1974 to 2015. The analysis was conducted by a joint-CPC assessment team in accordance with the specifications of the bluefin tuna work plan. The team implemented proposed changes to the model and model sensitivity analyses outlined in the 2017 ICCAT Bluefin Data Preparatory Meeting Report. The assessment files are available on the assessment meeting OwnCloud/Analysis/WBFT folder and in the attached appendices. An accompanying R script is also provided which precisely documents each modification to the continuity VPA, and the set of model sensitivities conducted by the team. These tools allow rapid integration of data modifications and replication of each model run conducted for evaluation by the Bluefin Tuna Species Workgroup at the upcoming assessment workshop.

SCRS/2017/174 – Input data from the most recent stock assessments of Atlantic bluefin tuna fisheries were revised to account for estimates of stock composition. Assessments of eastern and western fisheries were compared to assessments of eastern-origin and western-origin fish to evaluate the sensitivity of results to stock mixing, as well as to demonstrate a practical approach to operational assessments to account for stock mixing. Estimates of stock size and fishing mortality from the VPAs of both eastern- and western-origin Atlantic bluefin were generally similar to the 2014 ICCAT estimates based on eastern and western Atlantic mixed-stock fisheries, but the western VPA estimates were more sensitive to the assumption of no stock mixing than the eastern VPA.

SCRS/2017/175 – A stock assessment of the Eastern Atlantic Ocean Bluefin tuna (*Thunnus thynnus*, BFT) population from 1950 to 2016 using Stock Synthesis is presented here. We present initial scoping runs, base model runs, and structural uncertainty across various assumptions of steepness, growth, maturation, natural mortality, effective sample size weights on length composition data, fits to different indices of abundance, assumptions on changes in q for some LL fleets, and shape of selectivity function on the LL fisheries is tested. Diagnostics for the base model run are presented along with retrospective analysis and jack-knives. Overall model performance appears stable across a range of assumptions though derived reference parameters can differ substantially. The current models use all available indices (other than Spanish BB as it fails to converge when we add this index) and appear unable to estimate key parameters such as steepness. The results presented here should be considered preliminary, however the model set up, data and structure will likely remain similar for final model advice.

SCRS/2017/176 – This document describes a stock assessment model using Stock Synthesis for the Western Atlantic population of Bluefin tuna. This document describes initial model set up, fleet definitions, selectivity and parameterizations. The model runs from 1950 to 2015 and was fit to length composition data, conditional length at age (otolith age-length pairs input as an age-length key), 13 indices and 12 fishing fleets. Growth was internally estimated in the model and natural mortality was scaled with a Lorenzen function. Two models with high (100% at age 13) and low age at maturity (100% at 5) are presented. Model diagnostics indicate some conflict between length and index data but generally robust diagnostic performance. A Beverton-Holt stock recruitment relationship was estimated in the model with steepness, σ_R and R_0 freely estimated. Overall fits to length composition were fairly good and the two model runs showed very similar behavior with the stock decreasing during the 1970s remaining relatively low during the 1980-2000 period and showing a pattern of steady population growth since 2000. The results presented here should be considered preliminary as benchmarks and final model specifications are still under consideration, however the model set up, data and structure will likely remain similar to what was presented in this document.

SCRS/2017/177 – We developed a simulation model to represent the spatial dynamics of Atlantic bluefin tuna and to test the performance of alternative stock assessment models. A simulation framework previously developed to explore how stock mixing affects the resource and fisheries was conditioned on the available information for Atlantic bluefin tuna and used to generate pseudodata with the same properties as the information available for stock assessment. The analytical framework was a stochastic, age-structured, stock-overlap model that was seasonally and spatially explicit with movement of eastern- and western-origin tuna informed by fishery-independent telemetry information. The operating model was conditioned with 1970 abundance at age, 1970-2013 age-1 abundance, and fishing mortality at age from the 2014 ICCAT stock assessments, which were modified to reflect decisions from the 2017 data preparatory meeting. The operating model is well-suited to test the current virtual population analyses for eastern and western Atlantic bluefin tuna fisheries and can be used to test alternative estimation models as well as the performance of alternative management procedures.

SCRS/2017/178 – The purpose of this investigation was to simulation test the performance of calibrated virtual population analysis for assessing mixed Atlantic bluefin tuna stocks. Pseudodata with the typical patterns, quantity, and quality of data available for the most recent stock assessment of Atlantic bluefin tuna were generated using a previously developed operating model framework that incorporated movement and mixing between stocks conditioned on previous Atlantic bluefin tuna stock assessments. Separate eastern and western stocks were assessed using VPA-2BOX as the estimation model, and model performance was assessed by comparing results across simulations and to the stock and population views of the operating model. The estimation model was sensitive to process error (i.e., stock mixing) and measurement error, biasing estimates of spawning stock biomass, recruitment, and apical fishing mortality. The results suggest that separate virtual population analyses of eastern and western stocks accurately reflect general stock and

population trends, but absolute estimates are considerably biased and may provide misleading management advice if the simulations are realistic.

SCRS/2017/179 – Estimates of catch at age are presented for the western stock of bluefin tuna using the combined forward-inverse age-length key approach of Hoenig et al. (2002). Numerous sets of starting values were used to ensure the global maximum of the likelihood function was found. Convergence issues linked with years with little to no age data still need to be resolved. Until then, we recommend that cohort slicing catch at age estimates in the most recent years be replaced by catch at age estimates resulting from the forward-inverse age-length key analysis presented here.

SCRS/2017/180 – Bluefin catch rates of Tunisian purse seines from 2009 to 2016 were standardised. Data were analyzed following a General Linear Modelling (GLM) approach under log-normal error assumption. The GLM showed the significant effect of the factor year on the catch per unit of effort CPUE. We note some similarity in the evolution of the CPUE and the mean weight of fish. The minimum standardized CPUE was recorded in 2011 (1436 kg/day). Maximum CPUE was reached in 2014 (6554 kg/day). Higher values were recorded in the last two years 2015 (4558 kg/day) and 2016 (4778 kg/day).

SCRS/2017/181 – The current assessment of Atlantic Bluefin tuna stocks is based on age structure models (VPA), for which the CAA is estimated using a slicing ageing protocol. An alternative ageing protocol has been used for generating the CAA for the upcoming assessment, based on a statistical age at size parametric growth model. This document compares the estimated CAA using a simple catch-curve analysis by stock and main gear type. A range of estimated total mortality (Z) are presented; results show similar values of Z for the W-BFT in general for both ageing protocols, while for the E-BFT the slicing protocol indicated a larger Z compared to the parametric growth model.

SCRS/2017/184 – Les CPUE du thon rouge (*Thunnus thynnus*) réalisées par les thoniers palangriers japonais ayant opérés dans les eaux sous juridiction nationale pendant la période allant de 2000 à 2006 ont été calculées ainsi que celles réalisées par les senneurs de 2012 à 2016. Cependant il est important de préciser que même si la comparaison a été faite dans le cadre de ce travail, le mode opératoire est différent pour les deux types de pêche, en effet, la pêche à la palangre effectue plusieurs opérations de pêche moyennant des palangres dont le nombre d'hameçon peut varier ainsi que la longueur, à l'inverse de la senne qui cible le thon vivant peut effectuer un seul coup de senne et faire tout son quota.

Control file for Western Bluefin tuna SS run 10 (high age at maturity)

For low age at maturity uncomment out line 33 and comment line 34 to change the assumed age at maturity. This **Appendix** is available as an electronic [document](#).

Control file for Western Bluefin tuna for VPA-2BOX

This **Appendix** is available as an electronic [document](#).