

INFORME DE LA REUNIÓN DE EVALUACIÓN DE MARRAJO DIENTUSO DE ICCAT DE 2017

(Madrid, España, 12-16 de junio 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 12 al 16 de junio de 2017. El Dr. Enric Cortés (Estados Unidos), relator del Grupo de especies ("el Grupo") y presidente de la reunión, inauguró la reunión y dio la bienvenida a los participantes. El Dr. Miguel Neves dos Santos (Secretario ejecutivo adjunto) se dirigió al Grupo en nombre del Secretario Ejecutivo de ICCAT, dio la bienvenida a los participantes y le deseó lo mejor para esta importante evaluación. 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 resúmenes de todos los documentos SCRS presentados a la reunión se adjuntan en el **Apéndice 4**. Los siguientes participantes actuaron como relatores:

<i>Sección</i>	<i>Relatores</i>
Puntos 1, 7 y 8	P. de Bruyn
Punto 2	J. Fernández Costa, E. Cortés, R. Coelho, D. Macias, M. Byrne, P. De Bruyn
Punto 3	D. Courtney, B. Babcock, H. Winker, H. O'Farrell, D. Die, D. Parker
Punto 4	D. Courtney, B. Babcock, H. Winker, H. O'Farrell, D. Parker, E. Cortés, M. Kai, P. de Bruyn
Punto 5	B. Babcock, H. O'Farrell.
Punto 6	E. Cortés, G. Diaz, A. Domingo

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

2.1 Identidad del stock

No se presentó nueva información sobre la estructura del stock.

2.2 Capturas

La Secretaría declaró que se había recibido muy poca información de Tarea I o Tarea II desde la reunión de preparación de datos de marzo. El principal cambio fue la recepción de las capturas de Tarea I de Sudáfrica para el stock del sur. La presentación cubrió una importante laguna en las series de captura para el stock del sur.

En el documento SCRS/2017/110 se facilitaban actualizaciones de hipótesis alternativas para la reconstrucción de las series temporales de capturas para los stocks de marrajo dientuso del Atlántico norte y sur. Se observó que la reconstrucción de series temporales de captura de tiburones es importante para las evaluaciones de stock, dado que los datos de captura nominal de tiburones son generalmente muy limitados. El método de estimación se basó en ratios de capturas de tiburones y capturas de las especies objetivo principales, obtenidas de programas de observadores, revisiones bibliográficas y/o comunicaciones personales.

El Grupo constató que estas capturas estimadas fueron significativamente más elevadas que las capturas oficiales de Tarea I (**Figura 1**), especialmente para la serie temporal histórica. Se reconoció que, para los datos de Tarea I, particularmente para la primera parte de la serie temporal, existe una gran incertidumbre debido a la falta de comunicación de capturas de tiburones durante ese período. La estimación presentada en el documento proporciona una representación potencialmente más realista de las capturas de los primeros años de explotación. Por lo tanto, se recomienda utilizar estas estimaciones en un ensayo de modelo alternativo para cada uno de los modelos.

También se preguntó si se han utilizado los datos comerciales para estimar las capturas totales de marrajo dientuso. Se indicó que en el pasado se utilizaron los datos de comercio de aletas para la tintorera (Anón.

2016), pero que estas estimaciones eran sólo válidas hasta 2012 (debido a los datos comerciales recopilados) y dependían también de los datos Effdis de ICCAT utilizados en su estimación que actualmente están siendo revisados.

2.3 Índices de abundancia

En el documento SCRS/2017/108 se proporcionaron CPUE estandarizadas para el marrajo dientuso de la flota española de palangre de superficie que se dirigió al pez espada en el océano Atlántico norte y sur durante el período 1990-2015. La estandarización se basó en análisis GLM de datos de mareas. Se realizaron dos análisis de sensibilidad (procedimiento GLM y MIXED) y un caso base. El área fue identificada como el factor más relevante para explicar la variabilidad de la CPUE en todos los modelos. El caso base explicó entre el 40 y el 46% de la variabilidad de la CPUE. Todos los escenarios probados mostraban tendencias estables y muy similares en la CPUE general en el tiempo en los stocks del Atlántico norte y sur durante los 26 años analizados.

El Grupo debatió el uso en el modelo de la variable «tipo de marea» (ratio) definida como el porcentaje de pez espada con respecto a las capturas totales de pez espada más tintorera. El Grupo sugirió el uso de conglomerados en el análisis en lugar de la ratio para evitar la redundancia en el modelo. Investigadores de UE-Portugal, cuya flota es similar a la flota de UE-España, llevaron a cabo un análisis de conglomerados en su flota y obtuvieron los mismos resultados al utilizar conglomerados que al utilizar ratios. Además, los conglomerados mostraron la misma redundancia en el modelo. Teniendo en cuenta las consideraciones anteriores y la historia de la pesquería de UE-España, los autores consideran que la ratio es un buen indicador para el criterio de si el patrón se dirige al pez espada y/o a la tintorera durante una marea de pesca.

Se planteó una pregunta sobre el número de capturas cero, y los autores indicaron que hubo una baja proporción de mareas con capturas cero (valores medios de 2,8% y 4,3% para los stocks del Atlántico norte y sur, respectivamente). Además, las mareas con capturas cero mostraron una tendencia estable en el tiempo. El Grupo acogió con satisfacción esta actualización de las series de CPUE LL norte y sur UE-España, y recomendó que se considerase para los modelos de evaluación.

El documento SCRS/P/2017/017 presentaba una nueva serie temporal de datos de CPUE estandarizada para el marrajo dientuso capturado por la flota palangrera de grandes tiburones pelágicos de Sudáfrica para su revisión por parte del Grupo. La mayoría de estas capturas se producen en una zona que se superpone con el límite ICCAT/IOTC de 20º, que es una zona conocida de concentración de juveniles. Dada la incertidumbre en cuanto a la asignación regional de este stock limítrofe, el Grupo sugirió que los índices de CPUE estandarizada no se incluyesen en la evaluación del marrajo dientuso del Atlántico sur.

2.4 Biología

En el documento SCRS/2017/111 se presentaban los resultados del Proyecto edad y crecimiento para el Atlántico norte en el marco del Programa de recopilación de datos e investigación sobre tiburones (ICCAT SRDCP). Se presentaron determinaciones de la edad a partir de vértebras y modelos de crecimiento para el Atlántico norte. Un modelo de crecimiento de von Bertalanffy de 2 parámetros proporcionó las estimaciones biológicas más razonables, sobre todo para las hembras. Se observó la diferencia en los parámetros de crecimiento entre machos y hembras. La tasa de crecimiento de los machos es casi el doble que la de las hembras.

Además, se mostraron diagramas preliminares del análisis integrado de crecimiento que utiliza datos de colocación y recuperación de marcas y lecturas de edad (trabajo realizado en colaboración entre científicos de ICCAT y de la IATTC). Para este análisis se utilizan los datos de marcado convencional de ICCAT. Se observó que para este modelo no es posible contar con parámetros específicos del sexo, debido a la estructura actual de la base de datos de marcado de ICCAT (los datos sobre sexo no están disponibles actualmente). El Grupo reconoció el trabajo realizado hasta la fecha y alentó la continuidad de este análisis de crecimiento integrado.

En el documento SCRS/2017/126 se presentaban estimaciones de la tasa máxima de crecimiento e inclinación para el marrajo dientuso del Atlántico norte y sur. Se aplicó un enfoque dual de matriz Leslie/tabla de vida para obtener estimaciones de productividad ($r_{\text{máx}}$), tasa reproductiva neta (R_0), tiempo

de generación (μ_1) e inclinación derivados analíticamente. La mortalidad natural por edad se calculó a partir del valor mínimo de cinco estimaciones obtenidas a través de métodos invariables del ciclo vital para estimar la tasa máxima de crecimiento de la población.

Se observó que las estimaciones de productividad del Atlántico norte son diferentes de las del sur. Para el sur las estimaciones de r_{max} arrojan valores más elevados. En cuanto a la mortalidad, las tasas de mortalidad estimadas de machos y hembras son muy diferentes en las edades más jóvenes. Se debatió si la mortalidad sería la misma para machos y hembras hasta la edad de madurez de los machos, ya que la talla por edad hasta la edad 8 aproximadamente es similar para machos y hembras, y es probable que las zonas de alimentación sean también similares. Se debatió también la cuestión de que, dado que el objetivo es obtener una aproximación de las condiciones ideales y de una respuesta dependiente de la densidad máxima para obtener r_{max} , el uso de Lorenzen o de algún método similar invariable de ciclo vital específico de la talla para predecir la mortalidad da lugar a valores extremadamente bajos e incluso negativos de r_{max} . Por lo tanto, se consideró que la utilización de las tasas de mortalidad de los machos iguales a las de las hembras, tal y como se describen en el documento, constituían el mejor enfoque para producir estimaciones creíbles de r_{max} .

Se obtuvieron SBRMS/SB0 y la inclinación de forma analítica a partir del enfoque matriz Leslie/tabla de vida. El punto de inflexión se tradujo en el parámetro de forma para la función de producción excedente generalizada de Pella Tomlinson del siguiente modo (SCRS/2017/P/020 y SCRS/2017/135):

$$\frac{SB_{MSY}}{SB_0} = m \left(\frac{1}{m-1} \right)$$

2.5 Composiciones de tallas

Los resultados facilitados en la reunión de preparación de datos (Coelho *et al.* en imprenta) se utilizaron para las evaluaciones de stock. UE-España facilitó datos adicionales de composición por tallas (2009-2015) que también se utilizaron.

En la presentación SCRS/2017/P/017 se constató que la mayoría de los datos de frecuencias de tallas de Sudáfrica procedían del océano Índico y no del Atlántico.

La descripción completa de la utilización de los datos de talla puede consultarse en la sección 4 de este informe.

2.6 Otros datos pertinentes

La presentación SCRS/P/2017/022 proporcionó resultados actualizados de un estudio presentado a la reunión de preparación de datos que cuantificaba la mortalidad por pesca de marrajos dientusos marcados con marcas satélite en el Atlántico noroccidental. La actualización incluye 11 ejemplares adicionales y un año adicional de datos de seguimiento. Los resultados actualizados fueron similares a los comunicados previamente, con aprox. el 28% de los tiburones marcados capturados y $F = 0,32$ (0,19 – 0,53). Se observó que los resultados no pueden ser representativos de todo el stock porque el estudio se limitó a tiburones inmaduros objeto de seguimiento solo en el Atlántico noroccidental. Se sugirió comparar las tasas de mortalidad por pesca de stock synthesis para las edades de los tiburones marcados. La presentación incluía también datos de movimiento y de comportamiento para los tiburones marcados con marcas satélite que mostraron un escaso solapamiento espacial de los tiburones marcados en aguas frente a la costa noreste de Estados Unidos y a la península de Yucatán en México. Los análisis del comportamiento de estos tiburones indican dos áreas principales distintas de uso intensivo; correspondientes a la cuenca marina del Atlántico medio y al extremo occidental del canal de Yucatán.

En el documento SCRS/2017/129 se informaba sobre desembarques anómalamente elevados de marrajos con respecto a los desembarques de tintorera comunicados por 21 buques de pesca de palangre de la UE en 2008. Los autores sugirieron que los elevados desembarques de marrajo podrían haber sido consecuencia de una declaración de datos inexactos, en que los se comunicó pez espada como marrajo.

El Grupo planteó una serie de preocupaciones con respecto a esta hipótesis. En primer lugar, se observó que en 2008 no se consumieron las cuotas de pez espada y, por lo tanto, es poco probable que los pescadores quisieran hacer pasar los desembarques de pez espada por marrajo. En segundo lugar, los datos ICCAT sobre desembarques disponibles no indican un aumento notable en los desembarques de marrajo durante este período de tiempo. Por lo tanto, el Grupo sugirió que estas anomalías percibidas son probablemente el resultado de la comunicación de datos o de la conducta de la flota. Entre las razones de esto cabría señalar que los desembarques fueron comunicados en peso (kg), lo que puede no ser una aproximación razonable para el número de ejemplares desembarcados (es decir, varios marrajos grandes pesarían más que muchas tintoreras pequeñas). El Grupo recomienda precaución al interpretar los datos de desembarque, ya que los buques con gran autonomía podrían emplear estrategias que no permiten establecer una relación directa entre los desembarques y las mareas.

En el documento SCRS/2017/130 se comunicaban desembarques de marrajo espacialmente explícitos de dos buques de palangre durante un período de 16 años (1997-2012). En la presentación se describía una CPUE que cambiaba en el tiempo para los dos buques, así como el lugar en el que los buques pescaron con respecto a las densidades de tiburones descritas por los datos de marcado vía satélite.

Se discutió la posibilidad de utilizar los resultados de selección de hábitat derivados de datos de seguimiento vía satélite en el Atlántico norte para predecir distribuciones de tiburones en el Atlántico sur donde hay escasez de datos. Con respecto a esto, el Grupo observó que ICCAT está realizando actualmente varios estudios de marcado vía satélite. El Grupo sugirió que la interpretación de cualquier cambio en la CPUE debería considerarse teniendo en cuenta los cambios en el arte y en la metodología de pesca.

3 Métodos y otros datos pertinentes para la evaluación

3.1 Modelos de producción

Modelo de producción excedente bayesiano (BSP)

Babcock y Cortés (en imprenta) (que actualizaba el mismo documento presentado a la reunión de preparación de datos) se presentaba una comparación de las aplicaciones informáticas del modelo producción excedente bayesiano (BSP). En el documento, se aplicaron el programa BSP1 (sin error de proceso) y BSP2 (con error de proceso), así como dos paquetes informáticos MCMC independientes, JAGS y Stan, a los datos de la evaluación de marrajo dientuso del Atlántico norte de 2012 con el fin de determinar si los resultados son coherentes. Los autores utilizaron también algoritmos SIR y MCMC de R de LearnBayes para ajustar la misma función con ambos algoritmos. Aunque todos los enfoques de modelación proporcionaron distribuciones a posteriori bastante coherentes para r , las distribuciones a posteriori de K diferían en cierto modo. Esto podría deberse a que hay un largo periodo de capturas sin datos de CPUE o a que los datos de captura y CPUE no son coherentes unos con otros. La falta de información en los datos puede hacer que el modelo sea sensible a pequeñas diferencias en el modo en que se configura el modelo.

La evaluación de 2012 de marrajo dientuso utiliza el software de BSP Visual Basic que no incluye el error de proceso (BSP1, Babcock y Cortés (en imprenta)). Como ensayo de continuidad, se utilizó el mismo software con similar configuración, aplicado a los datos actualizados para el Atlántico norte y sur (**Apéndice 5**). Dado que los modelos no captan adecuadamente las tendencias en los índices de CPUE, se aplicó también la versión del software Visual Basic que incluye error de proceso (BSP2). Por último, se codificó un modelo con distribuciones a priori y suposiciones similares a las de los modelos BSP en JAGS; este modelo se denominará JAGS2 BSP.

Para los ensayos BSP1, BSP2 y BSP2 JAGS, se utilizaron las capturas de la reunión de preparación de datos (C1), que comienzan en 1950 para el norte y en 1971 para el sur, o como alternativa, la serie de captura estimada (C2) basada en ratios (SCRC/2017/110), que comienza en 1971. La distribución a priori para la ratio de biomasa inicial B_0/K era lognormal con una media de 1 y log-sd de 0,2 para los ensayos del sur y para los ensayos del norte que comienzan en 1950. Para los ensayos del norte que empiezan en 1971, la media fue de 0,85, y log-sd tenía el mismo valor. Las series de CPUE en el norte fueron de US-Log, JPLL-N, POR-LL-N, ESP-LL-N y CH-TA-LLN. En el sur las series de CPUE fueron UR-LL-Log, JPLL-S, BR-LL, UR-LL-Obs, ESP-LL-S y CH-TA-LLS. La desviación estándar del error de observación se estimó como un único parámetro para los ensayos BSP1 (ponderación igual). Se estimó por separado para cada serie en los

ensayos BSP2 y BSP2- JAGS. En todos los casos, la distribución a priori para K era uniforme en $\log(K)$ entre 0,001 y 5 millones. La distribución a priori de r se calculó mediante la conversión de rangos actualizados para r (SCRS/2017/126) en distribuciones lognormales siguiendo el enfoque descrito en el documento SCRS/2017/135, que dio lugar a una media de 0,0254 y log-sd de 0,434 en el Atlántico norte y a una media de 0,052 y log-sd de 0,275 en el Atlántico sur. Para el Atlántico norte, se utilizó el modelo de Schaefer, o el modelo de producción generalizado, tal como se implementó en el BSP1, con un parámetro de forma 5 ($B_{RMS}/K = 0,67$) (McAllister *et al.*, 2000). Para el Atlántico sur, se utilizó sólo el modelo de Schaefer.

Para evaluar el impacto relativo de las distribuciones a priori, de los datos de capturas y de los datos de CPUE en las salidas del modelo, se desarrolló un ensayo pre datos post modelo BSP2-JAGS (modelo con distribuciones a priori y datos de captura, pero sin CPUE) y también se ajustó el modelo a cada índice por separado.

Las proyecciones se implementaron en el marco del modelo BSP2 JAGS con TAC fijos de 0 a 4.000 t con incrementos de 500 t, con un horizonte temporal de 50 años (aproximadamente 2 generaciones (SCRS/2017/126)). Las proyecciones establecieron la captura de 2016 y 2017 en el mismo nivel que las capturas de 2015, y las capturas de 2018 en adelante se situaron en un nivel igual al TAC. La biomasa con respecto a K se proyectó hacia adelante mediante un cálculo aleatorio de la ecuación de error de proceso en el marco del algoritmo MCMC JAGS.

Solo otro modelo de evaluación bayesiano de biomasa (JABBA)

Además de los ensayos BSP1 y BSP2 y BSP2 JAGS, el recientemente desarrollado modelo bayesiano de producción excedente de estado espacio en la interfaz de R a JAGS, JABBA, se aplicó a las series de datos de captura y CPUE de marrajo dientuso del Atlántico norte (NA) y del Atlántico sur (SA) (SCRS/2017/135). JABBA representa un desarrollo ulterior del marco de modelado aplicado en la evaluación ICCAT de tintorera del Atlántico sur de 2016 (Carvalho y Winker 2015), la evaluación de tintorera del Pacífico norte de 2017 (Kai *et al.* 2017) y la evaluación de atún blanco del Mediterráneo de 2017. Las opciones incorporadas incluyen: (1) ajuste automático de la series temporales múltiples de CPUE y errores estándar asociados; (2) estimación o fijación de la varianza del proceso, (3) estimación opcional de la varianza de la observación adicional para series temporales de CPUE individuales o agrupadas y (4) especificación de una función de producción Fox, Schaefer o Pella-Tomlinson mediante el establecimiento de un punto de inflexión B_{RMS}/K y la conversión de esta ratio a un parámetro de forma, m .

Para los ensayos de JABBA, se utilizaron las mismas distribuciones a priori de r lognormal y de merma de la biomasa inicial ($\varphi = B1/K$) que para las demás versiones del modelo BSP utilizadas. Todos los parámetros de capturabilidad fueron formulados como distribuciones a priori uniformes no informativas, mientras que la varianza del proceso y la varianza de la observación fueron implementadas asumiendo distribuciones a priori gamma inversa (SCRS/2017/135). Para incorporar los errores estándar disponibles del efecto-año estimado a partir de los modelos de estandarización, se adoptó un enfoque de varianza adicional para la varianza del error de observación.

El seguimiento de la trayectoria y la aplicación de los diagnósticos de Gelman y Rubin (1992) y Heidelberger y Welch (1983) sugerían que la convergencia de las muestras MCMC a la distribución a posteriori se consiguió tras solo 100.000 iteraciones muestreadas con una tasa de simplificación de 10 con un periodo de estabilización de 20.000 para cada una de las dos cadenas.

Como diagnósticos adicionales de desempeño del modelo, se aplicó un procedimiento jackknife y una predicción-validación, lo que incluye una inspección visual de los patrones retrospectivos para los ensayos de la serie de captura $C1$ para el Atlántico norte y sur. Para el jackknife, el Grupo se centró en la influencia relativa de cada serie de CPUE individual, eliminando una cada vez y prediciendo las trayectorias de la CPUE y del estado del stock (B/B_{RMS} y H/H_{RMS}), donde $H = C/B$, tal como se define en el documento SCRS/2017/135. En este caso, se utiliza indistintamente con F para los modelos de producción excedente. Para la predicción-validación, los diez últimos años de observaciones de CPUE fueron excluidos de forma iterativa, el modelo fue reajustado y proyectado hacia adelante hasta el último año 2015. Durante cada iteración hacia atrás, se eliminaron simultáneamente todas las observaciones de CPUE para el año respectivo. Las retrospectivas fueron visualizadas mostrando solo las proyecciones para el año siguiente en vez mostrando la proyección completa hasta el año final 2015.

3.2 Otros métodos

Método Monte Carlo solo con capturas (CMSY)

Los modelos de producción típicos utilizan series temporales de captura y el ajuste de índices de abundancia para estimar la productividad. Por el contrario, el método CMSY utiliza la productividad y la captura para estimar la biomasa, la tasa de explotación, el RMS y los puntos de referencia relacionados de la pesquería, así como la resiliencia de las especies a partir de los datos de captura. Al hacerlo, CMSY proporciona una herramienta de evaluación alternativa para situaciones en las que no se dispone de índices de CPUE o en las que éstos no son potencialmente fiables. Asumiendo la dinámica de población subyacente del modelo Schaefer, los rangos probables de los parámetros r y K se filtran con un algoritmo Monte Carlo para detectar pares «viables» de r - K . Por tanto, CMSY se basa en los conceptos del método de Captura-MSY de Martell y Froese (2013), pero el mejor logro de CMSY en comparación con el método Captura-MSY reside en solucionar los problemas creados mediante una distribución triangular en vez de con una distribución elipsoide de los pares r - K viables como consecuencia del procedimiento de filtrado Monte Carlo. Otras mejoras incluyen añadir la estimación de la biomasa y las tasas de explotación como un resultado estándar del CMSY y la implementación de un modelo de producción excedente bayesiano Schaefer de estado-espacio (CMSY.BSM) como herramienta de rutina dentro del software CMSY (Froese *et al.* 2016).

A efectos de esta evaluación, se desarrolló una versión “adaptada a ICCAT” (CMSY_ICCATv2.R) para el código R original del CMSY de Froese *et al.* (2016) con el fin de facilitar la comparación de los resultados del CMSY con los resultados de los modelos de producción excedente bayesianos tradicionalmente utilizados. Entre los nuevos rasgos implementados cabe señalar: 1) un diagrama que compara las tendencias normalizadas de la proyección de biomasa del CMSY con la CPUE observada y predicha obtenida con el CMSY_BSM, 2) diagramas que comparan las distribuciones del CMSY de K , r , B_{act}/B_{RMS} y F_{act}/F_{RMS} con las distribuciones a posteriori correspondientes del CMSY.BSM, así como las distribuciones a priori para K y r y 3) un diagrama de Kobe que permite comparar las trayectorias del CMSY y de CMSY_BSM de las ratios de F/F_{RMS} (eje y) respecto a B/B_{RMS} (eje x).

A efectos de poder realizar comparaciones, se utilizaron las mismas gamas de r que se utilizaron para los modelos BSP. El marco CMSY permite establecer distribuciones a priori de merma (B/K) para el periodo inicial, periodo medio y final de las series temporales, que se requieren sobre todo para CMSY. Se asumió la misma gama de distribuciones a priori uniformes B/K informativas para el primer año como $B_{start} / K = 0,85-0,99$ y gamas de distribuciones a priori de vaga a moderadamente informativas para el año intermedio, $B_{int} / K = 0,3 - 0,9$, y para el año final 2015 $B_{end} / K = 0,1 - 0,8$. La única diferencia entre el Atlántico norte y sur fue el establecimiento del año intermedio, que se establecieron en 1990 y 1995, respectivamente. Para las series temporales de captura C2 los autores ajustaron únicamente $B_{start} / K = 0,6-0,99$ para permitir una mayor flexibilidad.

3.3 Modelos estructurados por edad basados en la talla: Stock Synthesis

Se implementó un modelo estadístico estructurado por edad y basado en la talla con Stock Synthesis (Methot y Wetzel, 2013), versión 3.24U (SS3; e.g., Methot 2015) para el stock de marrajo dientuso del Atlántico norte. Se implementó un modelo específico del sexo para tener en cuenta las diferencias específicas del sexo observadas en lo que concierne a talla y madurez por edad. Se implementó un enfoque de ponderación de los datos en dos fases (Francis, 2001) para adaptar iterativamente (re-ponderar) los factores de ajuste de la varianza para los diferentes conjuntos de datos específicos de las flotas (índices de abundancia relativa y distribuciones de frecuencias de talla de la captura) utilizados en el modelo. Este enfoque había sido previamente investigado para la tintorera del Atlántico norte (Courtney *et al.* 2017). Las series temporales disponibles para 1950-2015 de datos de captura, de abundancia relativa, de coeficientes de variación de abundancia relativa y de datos de composición por tallas considerados para su utilización en los ensayos del modelo SS3 fueron asignadas a doce flotas modeladas de captura y a seis prospecciones modeladas de la abundancia relativa. Las series de captura utilizadas corresponden a C1. Durante la reunión C2 fue utilizada como sensibilidad. Estaban disponibles los datos de composición por tallas por sexo en intervalos de 10 cm para cuatro flotas modeladas (Japón LL, Taipei Chino LL, Estados Unidos LL y Venezuela LL) y se usó una composición por tallas para sexos combinados para una flota modelada (UE-España + UE-Portugal LL). La captura para las cinco flotas restantes y la abundancia relativa para todas las prospecciones

se asignaron a una de las composiciones por tallas disponibles identificadas antes. Los valores de entrada del ciclo vital se obtuvieron de los datos que se recopilaban por primera vez en la reunión intersesiones del grupo de especies de tiburones de 2014 (Anón. 2015), y que se revisaron durante la reunión intersesiones del grupo de especies de tiburones de 2016 (Anón. 2017) y la reunión de preparación de datos de marrajo dientuso (Anón, (en imprenta)). El modelo consideraba grupos de edad cero a 30+. Se asumió que la distribución de la talla media en cada edad seguía una distribución normal y que el CV de la talla por edad media era una función lineal de la talla. Se asumió que la madurez cambia con la edad, y la producción de crías resultante presentaba variaciones dependiendo de los grupos de edad y era también una función de la duración de los ciclos de apareamiento y gestación. La convergencia del modelo se basó en si Hessian se invertía o no, aunque también se evaluaron otros diagnósticos de convergencia. La incertidumbre en los parámetros estimados y derivados se obtuvo de errores estándar asintóticos calculados a partir de las estimaciones de máxima verosimilitud de las varianzas de los parámetros en la solución de convergencia. En el documento SCRS/2017/125 pueden consultarse más detalles de la implementación de SS3 para el marrajo dientuso del Atlántico norte.

Mortalidad natural y relación stock-reclutamiento

El Grupo discutió la probabilidad de que los machos tengan una mortalidad natural (M) dos veces mayor que las hembras en las edades menores. Se asumieron los calendarios de M , en parte, porque la estimación de la tasa de finalización del crecimiento, k , de los machos era casi el doble que la de las hembras. Sin embargo, los diferentes calendarios de M en edades menores eran improbables porque la talla en edades menores de los machos y las hembras era muy similar, especialmente hasta que ambos sexos alcanzan la madurez. Por lo tanto, el Grupo asumió que los machos y las hembras tienen los mismos calendarios de M hasta la edad de madurez. La talla por edad de los machos y las hembras difiere después de alcanzar la madurez. Sin embargo, es probable que los calendarios de M de los machos y las hembras solo sean ligeramente diferentes después de alcanzar la madurez a causa de la gran talla que alcanzan los marrajos dientusos maduros. Además, los calendarios originales de M de las hembras derivados de métodos invariables del ciclo vital son casi constantes con la edad y los parámetros biológicos de las hembras son más cruciales que los de los machos en la modelación de la población. Por lo tanto, el Grupo asumió que tanto los machos como las hembras tienen aproximadamente la misma M (0,08) para todas las edades.

El Grupo discutió la aplicabilidad y parametrización de la función del reclutamiento de reproductores con baja fecundidad (LFSR) desarrollada por Taylor *et al.* (2013) a las relaciones stock-reclutamiento (SR) del marrajo dientuso en el Atlántico norte. La LFSR es una función SR basada en la supervivencia y la ecuación puede producir una variedad de relaciones SR y de supervivencia pre-recluta frente a la biomasa de crías o reproductora. La forma de las relaciones SR está gobernada por dos parámetros, $Sfrac$ y $Beta$. El primero representa la reducción en la mortalidad como una fracción de $-\log$ (reclutamiento sin pescar respecto a la biomasa reproductora sin pescar) y el segundo controla la forma de la relación dependiente de la densidad entre la merma de los reproductores y la supervivencia pre-recluta. La LFSR puede producir las mismas relaciones SR que las del modelo Beverton-Holt (BH) y pueden compararse los dos parámetros de la LFSR del valor de la inclinación (Taylor *et al.* 2013). En el documento SCRS/2017/132 concluyeron que la LFSR es más adecuada para el marrajo dientuso que el modelo BH porque la LFSR puede producir una supervivencia pre-recluta frente a la biomasa de crías o reproductora, produciéndose un aumento en la supervivencia más rápido cerca del equilibrio sin pescar (supervivencia descendente convexa). En contraste, la supervivencia pre-recluta del modelo BH aumenta más rápido con un resultado reproductor bajo (supervivencia descendente cóncava). Tras las discusiones, el Grupo decidió, aunque no unánimemente, que la supervivencia descendente cóncava es menos probable para el marrajo dientuso (con la supervivencia descendiendo más rápido con un menor tamaño del stock) y que podría ser más razonable para el marrajo dientuso esperar que la supervivencia de la descendencia disminuya más rápido debido a la competición cuando la población se aproxima al nivel de la biomasa sin pescar ($Beta > 1$). El Grupo seleccionó a continuación los parámetros de LFSR ($Sfrac = 0,171$, $Beta = 3$) a partir de las dos curvas de supervivencia descendente convexas ($Beta = 2$ y 3) propuestas en el documento SCRS/2017/132. Basándose en la comparación de la verosimilitud calculada por el modelo SS, el ajuste del modelo ($Beta = 3$) a los datos era ligeramente mejor.

4 Resultados del estado del stock

4.1 Modelos de producción

Atlántico norte

BSP

Para el Atlántico norte, todos los modelos del análisis de continuidad en BSP1 convergían adecuadamente, con una ponderación máxima porcentual inferior al 0,5% y valores similares de $\log(\text{ponderaciones})$ y $\log(\text{verosimilitud} * \text{distribuciones a priori})$. Todos los resultados del BSP1 tenían valores elevados de K y eran bastante optimistas acerca del estado actual (**Apéndice 5**). Sin embargo, el modelo no se ajustó a las tendencias en la abundancia y , por tanto, no se consideraba fiable para formular el asesoramiento de ordenación.

Cuando se añadía el error de proceso a los modelos para el Atlántico norte usando el modelo BSP2, la moda de la distribución a posteriori podía seguir los cambios en los índices de CPUE a lo largo de toda la serie temporal (**Apéndice 5**). Estos modelos no pudieron convergir en la distribución a posteriori completa, ya que la ponderación máxima porcentual era superior al 0,5% incluso después de 36 millones de muestreos SIR. Por lo tanto, este modelo tampoco se consideró fiable para formular el asesoramiento de ordenación.

Los ensayos del modelo BSP2-JAGS del Atlántico norte convergieron todos adecuadamente, con el diagnóstico de Gelman-Rubin cerca de 1 y un número de parámetros efectivo superior a 100 (**Tabla 1**). Los cuatro modelos eran muy coherentes en hallar que la media de la biomasa actual está por debajo de B_{RMS} y que la H media está por encima de H_{RMS} (**Tabla 1, Figura 2**). Estos modelos seguían muy estrechamente la tendencia en la serie de CPUE. Aunque los CV son amplios, en su mayoría se predice que el stock está sobrepescado y experimentando sobrepesca (**Figura 3**).

En los ensayos de diagnóstico (**Tabla 2, Figura 4**), el ensayo post-modelo pre-datos hacía que la población cayera, lo que implica que las distribuciones a priori eran algo pesimistas teniendo en cuenta la cantidad de la captura que se ha realizado. Cuando los índices se ajustaban por separado, eran bastante coherentes a la hora de hallar un descenso de biomasa en los 90, seguido de un aumento, pero variaban en su estimación del estado actual del stock.

En el **Apéndice 5** se incluyen análisis de sensibilidad adicionales realizados con BSP2-JAGS.

JABBA

En la **Tabla 3** se proporcionan estimaciones de la merma del stock (B/K) y de su estado (B/B_{RMS} y H/H_{RMS}) junto con las estimaciones de parámetros del modelo. Todos los escenarios predicen invariablemente la merma de la biomasa en aproximadamente el 50% por debajo de B_{RMS} para el año final de la evaluación, 2015, con el rango de intervalos de credibilidad del 95% asociados totalmente por debajo de B_{RMS} . Los resultados son, por tanto, similares a los resultados del BSP2-JAGS para el Atlántico norte. Las trayectorias estimadas de H/H_{RMS} implicarían que las tasas de captura sostenibles se habrían superado ya antes de los 90 y que en 2015 son aproximadamente de tres a cuatro veces superiores a los niveles sostenibles.

El procedimiento de jackknife demostró que el ensayo de captura C1 de Schaefer para el Atlántico norte (SCRS/2017/135) era bastante insensible a eliminar cualquiera de las series de CPUE cada vez, ya que esto tenía como resultado efectos difícilmente discernibles en la CPUE predicha y en las trayectorias del estado del stock de B/B_{RMS} y H/H_{RMS} (**Figura 5**). El patrón retrospectivo para el modelo del Atlántico norte parecía robusto e indicaba que el JABBA habría podido determinar con precisión el estado actual del stock basándose en la CPUE de 2010 (**Figura 6**).

La validación de la predicción para el escenario de captura C1 del Atlántico norte sugiere que la capacidad de predicción de JABBA es lo suficientemente robusta para predecir adecuadamente el estado del stock a lo largo de periodos de hasta 8 años, con la precisión más alta posible en un periodo de tres años (**Figura 7**).

Atlántico sur

BSP

Los ensayos de continuidad de BSP1 en el Atlántico sur estimaban una trayectoria en la que B_{RMS} aumentaba con una CPUE creciente (**Apéndice 5**). Estos resultados son similares a los hallados en la reunión de evaluación del stock de marrajo dientuso de 2012 y de evaluación del riesgo ecológico (Anón. 2013). Los ensayos BSP2 no pudieron convergir. Dado que el modelo BSP1 no ajustó las tendencias de abundancia, y que el modelo BSP2 no convergió, ninguno de estos modelos fue considerado fiable para proporcionar asesoramiento en materia de ordenación.

Los ensayos BSP2-JAGS estimaron una tendencia ligeramente descendente de la biomasa en los 70, antes de aumentar para seguir la tendencia creciente en los índices (**Tabla 4, Figura 8**). La distribución a priori informativa sobre B_0/K está probablemente impidiendo que el modelo estime un valor inferior de B_0/K . Sin embargo, los intervalos de credibilidad son muy amplios, lo que implica que la tendencia es muy incierta. De media, la población está por encima de B_{RMS} , pero los dos modelos no están de acuerdo en si la tasa media de captura relativa a H_{RMS} es superior a 1 (**Tabla 4**).

JABBA

Los datos de la CPUE del Atlántico sur eran muy variables y el modelo no pudo ajustarse con precisión a los índices japonés y brasileño para el stock de marrajo dientuso del Atlántico sur, lo que se tradujo en un considerable ruido para el ajuste de la serie de captura C1 (**Figura 9**). En general, las trayectorias estimadas de H/H_{RMS} para los ensayos de JABBA para el Atlántico sur muestran una tendencia constantemente creciente pero fluctuante, que empezó a volverse insostenible en los 90, alcanzó un máximo aproximadamente en 2005 y posteriormente, en el año final 2015, mostró un ligero descenso, pero permaneciendo insostenible (**Figura 10**).

Las trayectorias de B/B_{RMS} y H/H_{RMS} para el modelo JABBA se ilustran por medio de diagramas de Kobe para el escenario C1 del Atlántico sur (**Figura 10**). Contrariamente a la teoría de la población, la trayectoria del stock del Atlántico sur revela un patrón moviéndose según las agujas del reloj (**Figura 11**) pasando de un estado de subexplotación a una recuperación como consecuencia del descenso de la biomasa bajo una pesca sostenible, seguido de un breve periodo de sobrepesca antes de una fase de recuperación de la biomasa durante el periodo reciente de tasa de captura insostenible por encima de H_{RMS} . La distribución a posteriori del estado del stock resultante para 2015 es, por tanto, improbable, con un 8% de apoyo para un estado de sobrepescado (rojo), un 3,7% para un stock sostenible (verde) y un 88,3% (amarillo) de los pares posteriores recayendo dentro de la zona de captura insostenible ($H / H_{RMS} > 1$ y $B / B_{RMS} > 1$), a pesar de un amplio y reciente periodo de aumento de la biomasa. Este patrón señala hacia una grave contradicción entre el proceso de estado en la forma de información sobre captura y resiliencia (r) y el proceso de observación en la forma de los datos de CPUE.

El procedimiento de validación jackknife aplicado al ensayo C1 para el Atlántico sur indicaba que eliminar los datos de observadores de palangre de Uruguay tenía el efecto más fuerte sobre la estimación de B/B_{RMS} , siendo los resultados más pesimistas. H/H_{RMS} era bastante insensible a dejar fuera cualquiera de las series temporales de CPUE disponibles (**Figura 12**). Los diagnósticos revelaron un fuerte patrón retrospectivo que afectaba a B/B_{RMS} , pero de nuevo, en menor medida, a H/H_{RMS} (**Figura 13**). Dichos patrones no son deseables, y los diagnósticos del Atlántico sur destacan el pobre rendimiento respecto a la robustez de las estimaciones y las proyecciones hacia delante de las estimaciones de B/B_{RMS} y H/H_{RMS} en el modelo JABBA.

4.2 Otros métodos**Atlántico sur**

CMSY

El Grupo exploró en primer lugar el rendimiento de CMSY para el Atlántico norte como una prueba de concepto a aplicar al Atlántico sur. Las comparaciones entre CMSY y CMSY.BSM ajustado a la CPUE del palangre de los cuadernos de pesca de Estados Unidos y a los datos de captura del Atlántico norte (1950-2015) mostraban un acuerdo general para las estimaciones de 2015 de H/H_{RMS} y B/B_{RMS} (**Figura 14**). Las

trayectorias estimadas mostraban también tendencias similares, aunque con algunas divergencias intermitentes en la trayectoria de B/B_{RMS} . La similitud entre CMSY, CMSY.BSM y JABBA para la serie de captura C1 corrobora aún más que los índices de CPUE del Atlántico norte pueden ser coherentemente descritos por estos tres marcos de modelación.

Aunque las estimaciones de CMSY y CMSY.BSM de r y K son más similares para el Atlántico sur (**Figura 10**) que para el Atlántico norte, las estimaciones de 2015 de H/H_{RMS} y B/B_{RMS} no concordaban mucho. Los resultados del CMSY sugieren que el estado del stock del Atlántico sur es tan pesimista como el del Atlántico norte. La fuerte discrepancia entre los modelos ajustados y el CMSY, que es independiente de la CPUE, destaca aun más que las estimaciones del estado del stock derivadas de la CPUE para el Atlántico sur deberían tratarse con cautela. Existía acuerdo entre las estimaciones del stock del modelo con error de proceso para el Atlántico norte y el método de solo captura CMSY, pero fuertes discrepancias entre el CMSY y los modelos ajustados para el Atlántico sur. Por lo tanto, es probable que el pobre ajuste en el Atlántico sur pueda atribuirse a la clara contradicción entre el proceso de observación (es decir, CPUE) y la ecuación de proceso, que es alimentada por la captura y la resiliencia (r).

Las trayectorias de B/B_{RMS} y H/H_{RMS} del modelo CMSY, se han ilustrado por medio de diagramas de Kobe para el Atlántico sur. En las **Figuras 15 y 16**, así como en la **Tabla 5**, se ilustran los escenarios C1 y C2. Los resultados para el escenario 1 del CMSY son más pesimistas que los del escenario 2, indicando el escenario 1 que el stock de marrajo dientuso del Atlántico sur está sobrepescado, mientras que el escenario 2 indica que se encuentra un poco por encima de RMS. Ambos escenarios indican que el stock está actualmente experimentando sobrepesca y el escenario 1 indica una fuerte sobrepesca mientras que el escenario 2 indica que H está justo por encima de H_{RMS} .

4.3 Stock Synthesis

Atlántico norte

Se evaluaron tres ensayos del modelo stock synthesis. Las comparaciones de las trayectorias del indicador del estado del stock entre los tres ensayos del modelo se facilitan en la **Figura 17**. El ensayo 1 del modelo Stock Synthesis representaba el modelo original presentado al Grupo y descrito en el documento SCRS/2017/125. En la **Figura 18** se muestra el diagrama de Kobe para este modelo. Se actualizó el modelo Stock Synthesis (ensayo 2 del modelo Stock Synthesis) para establecer la mortalidad natural para los machos igual a la de las hembras (**Figura 19**). El Grupo recomendó evaluar cuatro ensayos del modelo Stock Synthesis utilizando la relación LFSR. Se desarrollaron tres ensayos del modelo Stock Synthesis utilizando la relación LFSR fijando el parámetro Beta en valores de 1, 2 y 3 y posteriormente encontrando una solución analítica para los valores del parámetro Sfrac de LFSR (0,212, 0,176, y 0,171, respectivamente) que corresponden al valor original de la inclinación (0,345) de la relación stock-reclutamiento BH utilizada en Stock Synthesis. Se desarrolló un ensayo adicional del modelo encontrando simultáneamente una solución para los valores de los parámetros Beta (0,642) y sfrac (0,263) de LFSR con una rutina de optimización que corresponde al valor original de la inclinación (0,345) de la relación stock-reclutamiento BH utilizada en Stock Synthesis. Basándose en la recomendación del Grupo, el modelo Stock Synthesis se actualizó (ensayo 3 del modelo Stock Synthesis) para sustituir la relación stock-reclutamiento BH por la relación LFSR utilizando Beta = 3 y sfrac = 0,171 (**Figura 20**). Más abajo se presentan los resultados del modelo para el ensayo 3 del modelo que el Grupo consideró que era el ensayo base para Stock Synthesis (**Tablas 6-8**).

Se evaluaron también cinco sensibilidades del modelo y se resumen a continuación. La sensibilidad 1 del modelo evaluaba la sensibilidad del modelo a la incertidumbre en los datos de captura. El ensayo 1 del modelo se modificó sustituyendo la serie de datos de captura (C1:1950-2015) en el modelo por una serie alternativa de datos de captura (C2: 1971-2015). La mortalidad por pesca inicial se estimó en 1971 asumiendo que la captura anterior a 1971 era igual a la captura alternativa total media para los años 1971-1980, y estimando un parámetro adicional en el modelo para la mortalidad por pesca inicial necesaria para eliminar anualmente la captura histórica. Se indicó que el mismo modelo Stock Synthesis (ensayo 1 del modelo) no pudo estimar la mortalidad por pesca inicial con la serie de captura original (C1) cuando se truncó desde 1971 a 2015. Se indicó que la capacidad para estimar la mortalidad por pesca inicial con los datos de captura alternativa (C2) indica que unos datos de captura alternativa más elevados al principio de la serie temporal podrían ser coherentes con los demás datos del modelo. En otras palabras, el análisis de sensibilidad del modelo apoyaba una captura histórica más elevada. Sin embargo, el Grupo discutió si los

datos de captura alternativa podrían no ser adecuados en este momento para usarlos en el modelo a causa de la escasez de tiempo para evaluar los ajustes de SS3 a esta serie de captura alternativa.

El ensayo de sensibilidad 2 del modelo evaluaba la sensibilidad del modelo a la incertidumbre en la *selectividad basada en la talla*. El ensayo 2 del modelo se modificó sustituyendo las curvas de selectividad dobles normales basadas en la talla y estimadas en el modelo por una selectividad logística coherente con la evaluación anterior del marrajo dientuso del Atlántico norte (Anón. 2013). La evaluación previa utilizaba una selectividad por edad logística derivada empíricamente para aproximadamente las mismas flotas utilizando datos disponibles de la composición por tallas.

Se indicó que los resultados del ensayo de sensibilidad 2 mostraban un patrón diferente en la respuesta modelada de la población a la presión pesquera respecto a los resultados obtenidos con los ensayos 1, 2 y 3 del modelo. En particular, en el marco del análisis de sensibilidad, el tamaño anual del stock reproductor parecía fluctuar ligeramente en el tiempo en respuesta a cambios en el tamaño del stock, producidos por los cambios observados en la presión pesquera y el reclutamiento estimado. En contraste, en el marco de los ensayos 1, 2 y 3 del modelo (**Figura 17**), el tamaño anual del stock reproductor parecía descender monótonamente en el tiempo como si estuviera en equilibrio y no fluctuaba en respuesta a cambios observados en la presión pesquera y el reclutamiento estimado. Se indicó que a causa de la combinación de una mortalidad natural baja y una selectividad con forma de cúpula en el ensayo 2 del modelo, existía una gran proporción de la población modelada en edades mayores (tanto machos maduros como hembras maduras), en particular en el intervalo de edad 30+. Esto era coherente con la observación de que el peso del cuerpo de los tiburones maduros es mucho más elevado que el de la mayoría de los tiburones disponibles para la pesquería. Los tiburones maduros no se capturan debido a los supuestos de las curvas de selectividad y a los datos de talla. Por consiguiente, la biomasa madura en edades mayores y los tiburones de edad 30+ descendían gradualmente en el tiempo solo en respuesta a la mortalidad natural y la mayoría de los peces maduros, incluida la biomasa de reproductores, permanecía, contribuyendo al reclutamiento.

Se observó que los ensayos del modelo 1, 2 y 3, con la selectividad en forma de cúpula parecían dar como resultado una hiperestabilidad del tamaño del stock reproductor (por ejemplo, **Figuras 18-20**), es decir, en el marco de una mortalidad por pesca con una selectividad en forma de cúpula sobre animales inmaduros, pocos reclutas alcanzan la edad reproductiva y está produciéndose sobrepesca de crecimiento. El stock reproductor solo parece ser estable porque no se seleccionan los tiburones maduros. El Grupo indicó que esto es problemático para la implementación de la ordenación, porque en este escenario no se esperaba que el tamaño del stock reproductor respondiera a una reducción de la mortalidad por pesca de los animales con talla de inmaduros hasta que dichos animales inmaduros maduren y contribuyan a la reproducción, lo que podría tardar varios años.

Por el contrario, el ensayo de sensibilidad 2, que asumía una selectividad asintótica, no parecía tener un tamaño del stock reproductor muy estable, lo que es más coherente con lo que se esperaba de un stock que responde directamente a la presión pesquera. Sin embargo, se observó que los ajustes del escenario de selectividad asintótica tanto a la abundancia relativa como a la composición por tallas eran muy pobres. Por consiguiente, será necesario mucho trabajo para identificar causas probables del pobre ajuste a cada conjunto de datos y para recomendar formas de solucionarlas bien en el modelo, añadiendo más estructura al modelo, o bien externamente al modelo, por ejemplo, reformulando los datos como se propuso para la evaluación de tintorera (Anón. 2016). Se señaló que, en un esfuerzo por ajustar los datos disponibles de manera conveniente para la actual evaluación, se permitió una selectividad en forma de cúpula basándose en la estimación de los parámetros de selectividad, que permitieron estimar la forma de la curva de selectividad con tallas mayores que el pico de selectividad basándose en ajustes a los datos de composición por tallas.

El ensayo de sensibilidad 3 continuaba la evaluación de la sensibilidad del modelo a la incertidumbre en la *selectividad basada en la talla*. El ensayo de sensibilidad 3 modificaba la selectividad para la flota 4 (Estados Unidos LL) para permitir estimar la forma de la curva de selectividad con tallas mayores que el pico en la selectividad basándose en ajustes a los datos de composición por tallas. La frecuencia de tallas de los tiburones capturados por la flota de Estados Unidos LL está centrada en tallas menores que la de otras flotas, y este escenario tuvo como resultado una selectividad con forma de cúpula para la flota 4 (y todas las flotas con la misma selectividad de la flota 4) e impuso una selectividad asintótica para todas las demás flotas. Sin embargo, los resultados de este escenario eran similares a los ajustes pobres a la abundancia relativa y a la composición por tallas como los obtenidos en el ensayo de sensibilidad 2 y, por tanto, no se continuó.

El ensayo de sensibilidad 4 evaluaba la sensibilidad del modelo al *CV en la distribución de la talla por edad*. El ensayo 2 del modelo se modificó para estimar el CV para L_{Amin} (hembras y machos). El Grupo planteó la inquietud de que los CV actuales se basaban únicamente en la incertidumbre en los datos de talla por edad y no tenían en cuenta otras fuentes de incertidumbre, especialmente para las edades más jóvenes. El Grupo sugirió que el CV para L_{Amin} (hembras y machos) debería ser probablemente más grande con el fin de tener en cuenta esta incertidumbre en el modelo. Sin embargo, los valores estimados para el CV de L_{Amin} (0,034 para las hembras jóvenes y 0,095 para los machos jóvenes) eran más pequeños que los obtenidos a partir de los datos (0,093 para las hembras y 0,097 para los machos). Esto no parecía probable y no se continuó.

El ensayo de sensibilidad 5 evaluaba la sensibilidad del modelo a la *estimación de la etapa 2 del tamaño de la muestra efectivo (effN) para los datos de composición por tallas*. El ensayo 2 del modelo se modificó sustituyendo la *effN* para la composición por tallas obtenida con el método de Francis por la *effN* para la composición por tallas obtenida con el método de Mcallister e Ianelli. Ambos métodos se definen en las referencias citadas incluidas en el SCRS/2017/125 y fueron presentados y discutidos en detalle en el Informe de la reunión intersesiones del Grupo de especies de tiburones de 2016 (Anón. 2017) y, en base al material presentado a dicha reunión, ambos métodos parecen razonables. Sin embargo, dado que los dos enfoques usan métodos diferentes para llegar a la *effN*, los valores resultantes para *effN* difieren. En este caso, los valores de *effN* obtenidos del método de Mcallister e Ianelli (utilizando la media armónica) eran superiores a los obtenidos utilizando el método de Francis (dando más peso a los datos de talla en la verosimilitud del modelo). Una evaluación de la verosimilitud del modelo indicó que esto dio lugar también a un ajuste relativamente peor a los índices de abundancia. Este resultado sugiere que existe un conflicto entre los datos cuando se utilizan en la evaluación (es decir, aumentar el peso dado a un conjunto de datos en la verosimilitud del modelo daba lugar a un ajuste peor a otro conjunto de datos). El Grupo sugirió que cuando exista un conflicto entre los datos en el modelo de evaluación, es importante no dejar que el ajuste a la composición por tallas reduzca el ajuste a los índices. Por consiguiente, el Grupo recomendó utilizar la *effN* relativamente menor obtenida con el método de Francis.

Comentarios generales sobre el modelo Stock Synthesis

Aunque en las actuales especificaciones del modelo podrían incluirse varias especificaciones erróneas e incertidumbres, el actual caso base de SS3 convergía razonablemente bien y producía resultados razonables para los datos pesqueros y biológicos disponibles. En consideración de las características biológicas y pesqueras (es decir, al crecimiento específico de la edad y del sexo, a la talla de madurez específica del sexo, a la fecundidad proporcional a la talla del cuerpo, a la relación stock de baja fecundidad reclutamiento, a la baja mortalidad natural en todas las clases de edad y a que todas las flotas están seleccionando solo tiburones inmaduros y la disponibilidad y vulnerabilidad es diferentes por sexos) de los marrajos dientosos, los resultados del modelo estructurado específicamente por sexo y edad (SS) podrían, en el futuro, ser más adecuados para proporcionar asesoramiento en materia de ordenación que los modelos tipo producción (BSPM) una vez que el modelo ha sido totalmente explorado.

Cabe señalar que los elevados valores de $F (>0,20)$ se obtuvieron con SS3 empezando en 1993. Estos valores son coherentes con los estimados a partir de datos de mercado por satélite para marrajos dientosos de similar edad y talla. Específicamente, el valor de F derivado del mercado (SCRS/P/2017/022) para el periodo 2013-2016 fue de 0,33 (0,19-0,56 CI 95%) y los valores de F estimados en SS3 para 2013-2015 oscilaron entre 0,21 y 0,25.

4.4 Síntesis de los resultados de la evaluación

Desde la última evaluación, se han hecho progresos considerables en la integración de nuevas fuentes de datos (en particular de datos de talla e información específica del sexo) y en los enfoques de modelación (en particular la estructura del modelo). Se exploró la incertidumbre en las entradas de datos y en la configuración del modelo mediante análisis de sensibilidad. Los modelos de producción en el sur tenían dificultades a la hora de ajustar las tendencias ascendentes en las series de CPUE combinadas con capturas crecientes. Los resultados obtenidos a partir de estos modelos para esta región eran improbables, ya que existe un conflicto entre los datos y los supuestos del modelo. Por ello, el asesoramiento en materia de ordenación para el sur se basó en el modelo CMSY. Los resultados obtenidos se resumen más abajo.

Atlántico norte

Para el stock del Atlántico norte, los escenarios del BSP2 JAGS estimaban que el stock estaba sobrepescado ($B_{2015}/B_{RMS} = 0,63$ a $0,85$) y que se estaba produciendo sobrepesca ($H_{2015}/H_{RMS} = 1,93$ a $3,58$). La probabilidad de que el stock esté sobrepescado y experimentando sobrepesca es del 82,1 al 97,8% (zona roja de Kobe, **Figura 21**). El modelo JABBA indicaba que el stock estaba sobrepescado ($B_{2015}/B_{RMS} = 0,57$ a $0,76$) y que se estaba produciendo sobrepesca ($H_{2015}/H_{RMS} = 3,75$ a $4,37$), lo que se traduce en un 92,6-99,9% de probabilidades de estar sobrepescado y seguir experimentando sobrepesca (**Figura 21**). Las estimaciones obtenidas con el ensayo final de SS3 indicaban que el stock estaba probablemente sobrepescado ($SSF_{2015}/SSF_{RMS} = 0,95$, donde SSF es la fecundidad del stock reproductor) y que se estaba produciendo sobrepesca ($F_{2015}/F_{RMS} = 4,38$, $CV = 0,11$) con una probabilidad del 56,1% de estar sobrepescado y experimentando sobrepesca (**Figura 21**). Los diagramas de fase de Kobe para los ensayos individuales del modelo en el Atlántico norte se presentan en la **Figura 22**, mientras que los diagramas de fase de Kobe combinados se presentan en la **Figura 23**. La probabilidad combinada de todos los modelos de estar sobrepescado mientras sigue experimentando sobrepesca era del 90% (**Figura 24**). El CMSY solo se utilizó como una prueba de concepto en el norte (y los resultados eran similares a los modelos de producción) y por ello los resultados no se presentan aquí.

Los modelos concordaban en que el stock septentrional estaba sobrepescado y experimentando sobrepesca. Los resultados obtenidos en esta evaluación no son comparables con los obtenidos en la última evaluación de 2012, porque los datos de entrada y las estructuras de los modelos han cambiado de manera significativa. Las series temporales de captura son diferentes (ahora empiezan en 1950 y en la evaluación de 2012 empezaban en 1971) y se derivaron utilizando supuestos diferentes, las series de CPUE han estado descendiendo desde 2010 (último año de los modelos de evaluación de 2012), algunos de los datos de entrada biológicos han cambiado y ahora son específicos del sexo y se dispone de datos de composición por tallas adicionales. Además, en 2012 solo se utilizaron el modelo de producción BSP1 y un modelo de producción estructurado por edad sin captura. Esta evaluación actualizada representa una importante mejora en nuestra comprensión del estado actual del stock de marrajo dientuso del Atlántico norte.

Atlántico sur

Para el stock del Atlántico sur, los escenarios del BSP2 JAGS estimaban que el stock no está sobrepescado ($B_{2015}/B_{RMS} = 1,69$ a $1,75$) y que podría estarse produciendo sobrepesca ($F_{2015}/F_{RMS} = 0,86$ a $1,07$). Para el modelo BSP-JAGS, las estimaciones de los 2 ensayos indicaban un 0,3-1,4% de probabilidades de estar sobrepescado y experimentando sobrepesca (cuadrante rojo en el diagrama de Kobe), un 29-47,4 % de probabilidades de no estar sobrepescado pero experimentando sobrepesca, o por el contrario, el stock está sobrepescado pero no está experimentando sobrepesca (cuadrantes amarillos del diagrama de Kobe) y un 52,3-69,6% de probabilidades de que el stock no esté sobrepescado ni experimentando sobrepesca (cuadrante verde del diagrama de Kobe) (**Figura 25**). En el diagrama de Kobe del modelo JABBA, la trayectoria del stock del Atlántico sur revela un patrón que sigue las agujas del reloj, pasando de una situación de subexplotación a una de recuperación como resultado de una biomasa descendente en el marco de una pesca sostenible, a lo que sigue un breve periodo de sobrepesca, lo que es improbable. Por lo tanto, los resultados del modelo no se tuvieron en cuenta para el asesoramiento en materia de ordenación. Las estimaciones obtenidas con el modelo CMSY indican que el stock podría estar sobrepescado ($B_{2015}/B_{RMS} = 0,65$ a $1,12$) y que probablemente se esté produciendo sobrepesca ($F_{2015}/F_{RMS} = 1,02$ a $3,67$). Considerando los escenarios de captura C1 y C2, las estimaciones del modelo CMSY indicaban un 23-89% de probabilidades de que el stock esté sobrepescado y experimentando sobrepesca (cuadrante rojo del diagrama de Kobe), un 11-48% de probabilidades de que el stock no esté sobrepescado pero se esté produciendo sobrepesca o, al contrario, que el stock esté sobrepescado pero no se esté produciendo sobrepesca (cuadrantes amarillos en el diagrama de Kobe) y solo un 0-29% de probabilidades de que el stock no esté sobrepescado y no se esté produciendo sobrepesca (cuadrante verde en el diagrama de Kobe) (**Figura 25**). Los resultados de los modelos combinados indican un 19% de probabilidades de que el stock esté tanto sobrepescado como experimentando sobrepesca (**Figura 26**). El Grupo considera que los resultados sobre el estado del stock del Atlántico sur son muy inciertos. A pesar de esta incertidumbre, no hay que descartar que, en años recientes, el stock podría haber estado en B_{RMS} , o incluso por debajo, y que la mortalidad por pesca estaba ya superando F_{RMS} . Los diagramas de fase de los ensayos individuales del modelo en el Atlántico sur se presentan en la **Figura 27**, mientras que los diagramas de fase de Kobe combinados se presentan en la **Figura 28**.

5 Proyecciones

Solo se realizaron proyecciones para los modelos BSP2-JAGS en el Atlántico norte. Para el Atlántico sur no se realizaron proyecciones debido a la incertidumbre sobre el estado del stock explicada anteriormente.

Las proyecciones del modelo BSP2-JAGS indicaban que los actuales niveles de captura ($C1 = 3.600$ t, y $C2 = 4.750$ t, media de los últimos 5 años) en el Atlántico norte provocarían un descenso continuo de la población. De acuerdo con las proyecciones más optimistas con las series de captura $C1$ y $C2$ del modelo Schaefer, las capturas deberían ser de 1.000 t o inferiores para impedir un mayor descenso de la población (**Figura 29a y b**). Para los modelos de producción generalizada correspondientes, las capturas deberían también reducirse a menos de 1.000 t para impedir mayores descensos en la población (**Figura 29c y d**). En general, esto implica reducciones en las capturas del orden del 72-79%. Las matrices de Kobe II que muestran las probabilidades de que $F < F_{RMS}$, $B > B_{RMS}$ y $B > B_{RMS} + F < F_{RMS}$ (cuadrante verde del diagrama de Kobe) con diferentes niveles de captura constante se muestran en la **Tabla 9**.

Aunque en términos de SSF el tamaño actual del stock para SS3 parece más optimista que para los modelos de dinámica de biomasa agregada, las perspectivas futuras son probablemente más pesimistas. Esto se debe a que los juveniles se están capturando al iniciar la edad de primera captura y, por tanto, no están alcanzando la madurez. Puede anticiparse que el tamaño del stock reproductor descenderá varios años después de que la presión pesquera se haya reducido, hasta que los reclutas alcancen la madurez.

6 Recomendaciones

6.1 Investigación y estadísticas

- El Grupo señaló la importancia de contar con información sobre el sexo en la base de datos de marcado convencional. Dichos datos se comunican generalmente para los tiburones, pero actualmente no están disponibles en la base de datos de ICCAT. Por lo tanto, el Grupo recomienda que la Secretaría revise la base de datos de marcado convencional para incluir este campo y que dicha información esté disponible en los casos en que se comunica.
- El Grupo recomienda centrar los esfuerzos de investigación en identificar las zonas de nacimiento para aumentar nuestros conocimientos sobre el comportamiento reproductivo del marrajo dientuso, lo que podría dar lugar a un mejor asesoramiento científico.
- El Grupo recomienda más investigaciones sobre las implicaciones de las distribuciones a priori y la estructura de error en los modelos de producción excedente bayesianos.
- El Grupo reitera las recomendaciones formuladas en la Reunión de preparación de datos http://iccat.int/Documents/Meetings/Docs/2017_SMA_DATA_PREP_SPA.pdf.
- El Grupo destaca que la identificación de un TAC robusto en el futuro requerirá elaborar proyecciones en SS3 además de las realizadas utilizando modelos de producción.

6.2 Ordenación

- Para el stock del Atlántico norte, las proyecciones se basaron solo en el enfoque del modelo de producción (BSP2-JAGS), que indicaba que las capturas deberían reducirse a 1.000 t o menos para impedir que la población descienda más. Sin embargo, teniendo en cuenta el calendario para la recuperación del stock basándose en este enfoque, cabe señalar que, para un TAC de 1.000 t, la probabilidad de encontrarse en la zona verde del diagrama de Kobe $F < F_{RMS}$ y $B > B_{RMS}$ (**Tabla 9**) se estima en solo el 25% desde ahora hasta 2040.
- El Grupo indicó que liberar a los animales que son izados vivos al buque podría ser una medida potencialmente eficaz para reducir la mortalidad por pesca ya que los estudios indican que la supervivencia posterior a la liberación es probablemente de cerca del 70%. Seguir las mejores prácticas para manejar correctamente los ejemplares y liberarlos vivos podría, por tanto, aumentar aún más la supervivencia posterior a la liberación. No obstante, en este momento el Grupo no cuenta con información suficiente para evaluar si la adopción únicamente de la medida de liberar los ejemplares vivos será suficiente para reducir los desembarques hasta 1.000 t o menos y detener el descenso del stock.
- Para el stock del Atlántico sur, teniendo en cuenta la incertidumbre acerca del estado del stock y considerando las grandes fluctuaciones en la captura, el Grupo recomienda que, hasta que dicha

incertidumbre se haya reducido, los niveles de captura no deberían superar la captura media de los últimos cinco años (2.854 t con el escenario C1 o 2.933 t con el escenario C2) o aproximadamente 2.900 t.

- Teniendo en cuenta el limitado tiempo disponible para debatir las recomendaciones de ordenación, el Grupo decidió continuar discutiéndolas en la reunión del Grupo de especies de tiburones de septiembre.

7 Otros asuntos

No se debatieron otros asuntos.

8 Adopción del informe y clausura

El informe fue parcialmente adoptado por el Grupo y la reunión clausurada. Las secciones 4.1, 4.4 y 6.2 del Informe se adoptaron posteriormente por correspondencia.

Referencias

Anonymous. 2013. Report of the 2012 Shortfin Mako Stock Assessment and Ecological Risk Assessment Meeting (*Olhão, Portugal - June 11-18, 2012*). ICCAT. Col. Vol. Sci. Papers. 69 (4): 1427-1570.

Anonymous. 2015. 2014 Intersessional Meeting of the Sharks Species Group (*Piriapolis, Uruguay, 10-1 March 2014*) Col. Vol. Sci. Pap. 71(6): 2458-2550.

Anonymous. 2016. Report of the 2015 Bluefin Shark Stock Assessment (*Oceanário de Lisboa, Lisbon, Portugal – 27-31 July 2015*). Col. Vol. Sci. Pap. 72(4): 866-1019.

Anonymous. 2017. Report of the 2016 Intersessional Meeting of the Shark Species Group (*Madeira, Portugal – April 25 to 29, 2016*). ICCAT. Col. Vol. Sci. Pap. 73(8): 2759-2809.

Anonymous. (in press). Report of the 2017 Shortfin Mako Shark Data Preparatory Meeting (*Madrid, Spain – March 28 to 31, 2017*). Document SCRS/2017/002: p 52.

Babcock, E. and Cortes, E. (in press). Bayesian surplus production models for shortfin mako sharks: are the results consistent when using different software packages? SCRS/2017/055: 9 p.

Coelho R., Domingo A., Courtney D., Cortés E., Arocha F., Liu K-M., Yokawa K., Yasuko S., Hazin F., Rosa D. and Lino P.G. (in press). A revision of the shortfin mako shark size distribution in the Atlantic using observer data from the main pelagic longline fleets. Document SCRS/2017/048: 17 p.

Courtney, D., Cortés, E., Zhang, X. and Carvalho, F. 2017. Stock synthesis model sensitivity to data weighting: an example from preliminary model runs previously conducted for north Atlantic blue shark. ICCAT. Col. Vol. Sci. Papers. 73(8): 2860-2890.

Francis, R.I.C.C. 2011. Data weighting in statistical fisheries stock assessment models. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 68:1124-138.

Froese, R., Demirel, N., Coro, G., Kleisner, K.M. and Winker, H. 2016. Estimating fisheries reference points from catch and resilience. Fish 83: 506–526, doi:10.1111/faf.12190.

Gelman, A. and Rubin, D.B. 1992. Inference from Iterative Simulation Using Multiple Sequences. Statistical Science 7: 457-472.

Heidelberger, P. and Welch, P.D. 1983. Simulation Run Length Control in the Presence of an Initial Transient.

- Kai, M., Carvalho, F., Yokoi, H., Kanaiwa, M., Takahashi, N., Brodziak, J., Sippel, T., Kohin, S., 2017. Stock assessment for the north Pacific blue shark (*Prionace glauca*) using Bayesian State-space Surplus Production Model (No. ISC/17/SHARKWG-1/4).
- Martell, S., and Froese, R. 2013. A simple method for estimating MSY from catch and resilience. 505: 504–514. doi:10.1111/j.1467-2979.2012.00485.x.
- McAllister, M.K., Babcock, E.A., Pikitch, E.K. and Prager, M.H. 2000. Application of a non-equilibrium generalized production model to South and North Atlantic swordfish: combining Bayesian and demographic methods for parameter estimation. ICCAT. Col. Vol. Sci. Papers. 51(5): 1523-1550.
- Methot, R.D. 2015. User manual for Stock Synthesis model version 3.24s, Updated February 11, 2015. NOAA Fisheries, Seattle, WA.
- Methot, R.D. and Wetzel, C.R. 2013. Stock synthesis: A biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management. Fish. Res. 142:86–99.
- Taylor, I.G., Gertseva, V., Methot, R.D., Maunder, M.N. 2013. A stock- recruitment relationship based on pre-recruit survival, illustrated with application to spiny dogfish shark. Fish. Res. 142, 15–21.

TABLAS

Tabla 1. Ensayos del modelo BSP2-JAGS para el Atlántico norte. Rhat es el diagnóstico de Gelman-Rubin, n_{eff} es el número efectivo de parámetros (los valores son medias y los CV están entre paréntesis).

Tabla 2. Ensayos de diagnóstico del modelo BSP2-JAGS para el Atlántico norte (los valores son medias y los CV están entre paréntesis).

Tabla 3. Estimaciones de la merma y del estado del stock junto con parámetros del modelo, para el modelo JABBA aplicado a los escenarios de captura C1 y C2 del marrajo dientuso del Atlántico norte.

Tabla 4. Ensayos del modelo BSP2-JAGS para el Atlántico sur (los valores son medias y los CV están entre paréntesis).

Tabla 5. Estimaciones de la merma y del estado del stock junto con parámetros del modelo, para el modelo C_{RMS} aplicado a los escenarios de captura C1 y C2 del marrajo dientuso del Atlántico sur.

Tabla 6. Estimaciones del ensayo 3 del modelo Stock Synthesis del estado del stock el año final (2015) en relación con el rendimiento máximo sostenible (RMS), incluidas la fecundidad del stock reproductor (SSF_{2015}), la mortalidad por pesca (F_{2015} , calculada como la suma de F continua obtenida para cada flota) y los reclutas (R_{2015}), junto con la SSF en equilibrio (SSF_0) y la R en equilibrio (R_0), el rendimiento máximo sostenible (RMS) y la SSF en RMS (SSF_{RMS}), la F en RMS (F_{RMS}) y las ratios de SSF_{2015}/SSF_{RMS} y F_{2015}/F_{RMS} . Se muestran los errores estándar asintóticos (SE) calculados a partir de las estimaciones de verosimilitud máxima de las varianzas de los parámetros en la solución que converge y también se facilita el CV basado en el SE (cuando está disponible) para las estimaciones de parámetros.

Tabla 7. Estimaciones anuales del ensayo 3 del modelo Stock Synthesis de biomasa total (B), fecundidad del stock reproductor (SSF), reclutas (R), mortalidad por pesca total (F calculada como la suma de la F continua obtenida para cada flota).

Tabla 8. Estimaciones anuales del ensayo 3 del modelo Stock Synthesis de la mortalidad por pesca total (F calculada como la suma de la F continua obtenida para cada flota) en relación con la mortalidad por pesca en RMS (F/F_{RMS}) y la fecundidad del stock reproductor (SSF 1.000s) en relación con la fecundidad del stock reproductor en RMS (SSF/SSF_{RMS}).

Tabla 9. Matriz de riesgo de Kobe II con la probabilidad de que la mortalidad por pesca sea inferior a la tasa de mortalidad por pesca en RMS (arriba), la probabilidad de que la biomasa supere el nivel que produciría el RMS (medio) y las dos combinadas (abajo) basada en los resultados de BSP2-JAGS para el marrajo dientuso del Atlántico norte.

FIGURAS

Figura 1. Serie temporal de las capturas declaradas (Tarea I) y estimadas de marrajo dientuso (SMA) entre 1971 y 2015 para los stocks del Atlántico norte y sur.

Figura 2. Historial de la biomasa (azul) y la tasa de captura (rojo) del BSP2-JAGS para el Atlántico norte para (a) C1 Schaefer, (b) C2 Schaefer, (c) C1 modelo de producción generalizado y (d) C2 modelo de producción generalizado.

Figura 3. Diagramas de Kobe para el BSP2-JAGS para el Atlántico norte para (a) C1 Schaefer, (b) C2 Schaefer, (c) C1 modelo de producción generalizado y (d) C2 modelo de producción generalizado. Cada punto representa un muestreo MCMC. El punto negro indica el estado actual (2015) del stock.

Figura 4. Ensayos de diagnóstico del modelo BSP2-JAGS para el Atlántico norte, incluido el ensayo post modelo pre datos (PMPD), y cada índice de abundancia ajustada por separado.

Figura 5. Diagnósticos jackknife con respecto a la serie de CPUE, F/F_{RMS} y B/B_{RMS} a lo largo del tiempo para el escenario C1 del Atlántico norte, los círculos vacíos son la CPUE del palangre de Estados Unidos.

Figura 6. Diagnósticos retrospectivos con respecto a la serie de CPUE, F/F_{RMS} y B/B_{RMS} a lo largo del tiempo para el escenario C1 del Atlántico norte, los círculos vacíos son la CPUE del palangre de Estados Unidos.

Figura 7. Diagnósticos de predicción y verificación cruzada con respecto a la serie de CPUE, F/F_{RMS} y B/B_{RMS} a lo largo del tiempo para el escenario C1 del Atlántico norte, los círculos vacíos son la CPUE del palangre de Estados Unidos.

Figura 8. Historial de la biomasa (azul) y la tasa de captura (rojo) del BSP2-JAGS para el Atlántico sur para (a) C1 Schaefer con captura y (b) C2 Schaefer con captura.

Figura 9. Serie temporal de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) observada (círculo) y predicha (línea continua) del marrajo dientuso en el escenario C1 del Atlántico sur usando JABBA. La zona sombreada en gris indica un C.I del 95%.

Figura 10. Comparación de CMSY (azul) y CMSY_BSM (rojo) para el escenario C1 del marrajo dientuso del Atlántico sur que muestra las trayectorias de (A) B / B_{RMS} predicha (B) F / F_{RMS} predicha, (C) capturas superpuestas a la región RMS (IC 95%) y (D) diagramas de Kobe con la incertidumbre para el año final ilustrada mediante densidades kernel. Cabe señalar que F se usa de manera intercambiable con la tasa de captura $H = C/B$.

Figura 11. Diagrama de Kobe que muestra las trayectorias estimadas (1971-2015) de B/B_{RMS} y H/H_{RMS} para el escenario C1 para la evaluación del stock de marrajo dientuso del Atlántico sur con el modelo JABBA. El stock del Atlántico sur revela un patrón que sigue las agujas del reloj, moviéndose desde una situación de subexplotación hasta una de recuperación como resultado de una biomasa descendente en el marco de una pesca sostenible, a lo que sigue un breve periodo de sobrepesca, algo que es biológicamente improbable y ambiguo. Esta tendencia errónea puede atribuirse a la aparente contradicción entre el proceso de observación (a saber, CPUE) y la ecuación del proceso, ya que ambas tendencias, la de la CPUE y la de la biomasa, aumentan.

Figura 12. Diagnósticos jackknife del modelo JABBA con respecto a la serie de CPUE, F/F_{RMS} y B/B_{RMS} a lo largo del tiempo para el escenario C1 del Atlántico sur, los círculos vacíos son la CPUE del palangre de Brasil.

Figura 13. Diagnósticos retrospectivos del modelo JABBA con respecto a la serie de CPUE, F/F_{RMS} y B/B_{RMS} a lo largo del tiempo para el escenario C1 del Atlántico sur, los círculos vacíos son la CPUE del palangre de Brasil.

Figura 14. Comparación de CMSY (azul) y CMSY_BSM (rojo) para el escenario C1 del marrajo dientuso del Atlántico norte que muestra las trayectorias de (A) B / B_{RMS} predicha (B) F / F_{RMS} predicha, (C) capturas superpuestas a la región RMS (IC 95%) y (D) diagramas de Kobe con la incertidumbre para el año final ilustrada mediante densidades kernel. Cabe señalar que F se usa de manera intercambiable con la tasa de captura $H = C/B$.

Figura 15. Diagrama de Kobe para los resultados de la evaluación de CMSY para el escenario C1 del marrajo dientuso del Atlántico sur con la incertidumbre para el año final ilustrada mediante densidades kernel.

Figura 16. Diagrama de Kobe para los resultados de la evaluación de CMSY para el escenario C2 del marrajo dientuso del Atlántico sur con la incertidumbre para el año final ilustrada mediante densidades kernel.

Figura 17. SSF/SSF_{RMS} y F/F_{RMS} para el ensayo 1 del modelo Stock Synthesis (negro), el ensayo 2 (azul) y el ensayo 3 (rojo) respecto a los valores de RMS (línea discontinua).

Figura 18. Diagrama de Kobe (SSF/SSF_{RMS} y F/F_{RMS}) para el ensayo 1 del modelo Stock Synthesis respecto a los valores en RMS (línea discontinua).

Figura 19. Diagrama de Kobe (SSF/SSF_{RMS} y F/F_{RMS}) para el ensayo 2 del modelo Stock Synthesis respecto a los valores en RMS (línea discontinua).

Figura 20. Diagrama de Kobe (SSF/SSF_{RMS} y F/F_{RMS}) para el ensayo 3 del modelo Stock Synthesis respecto a los valores en RMS (línea discontinua).

Figura 21. Diagrama de tarta de Kobe para los ensayos individuales en el Atlántico norte: De izquierda a derecha los modelos son: SS=Stock Synthesis; BSP1=BSP2JAGS, Captura 1, Schaefer; BSP2= BSP2JAGS, Captura 1, Schaefer; BSP3= BSP2JAGS, Captura 2, Generalizado; BSP4=BSP2JAGS, Captura 2, Generalizado; JABBA Pella, con Captura 1; JABBA Pella con Captura 2; JABBA Schaefer con Captura 1; JABBA Schaefer con Captura 2.

Figura 22. Diagrama de fase de Kobe para los ensayos individuales en el Atlántico norte. Véase la leyenda de la Figura 21 para una descripción de los modelos.

Figura 23. Diagrama de fase de Kobe para el marrajo dientuso del Atlántico norte mostrando el estado actual (2015) en base a todos los modelos de evaluación utilizados. Los puntos grandes muestran las

medias para cada escenario de la evaluación, los puntos pequeños muestran las simulaciones individuales. Se muestran también las distribuciones marginales.

Figura 24. Diagrama de tarta de Kobe para los ensayos individuales en el Atlántico norte.

Figura 25. Diagrama de tarta de Kobe para los ensayos combinados en el Atlántico sur. De izquierda a derecha los modelos son: BSP1=BSP2JAGS, Captura 1, Schaefer; BSP2= BSP2JAGS, Captura 2, Schaefer; JABBA Schaefer con captura 1; JABBA Schaefer con captura 2; CMSY con captura 1; CMSY con captura 2.

Figura 26. Diagrama de tarta de Kobe para los ensayos combinados en el Atlántico sur.

Figura 27. Diagrama de fase de Kobe para los ensayos individuales en el Atlántico sur. Véase la leyenda de la Figura 25 para una descripción de los modelos.

Figura 28. Diagrama de fase de Kobe para el Atlántico sur, los puntos grandes muestran las medias para cada escenario de la evaluación, los puntos pequeños muestran las simulaciones individuales y también se muestran las distribuciones marginales.

Figura 29. Mediana de las proyecciones del TAC (0-4000 t) a partir del BSP2-JAGS para el Atlántico norte para los ajustes JAGS a (a) C1 Schaefer, (b) C2 Schaefer, (c) C1 modelo de producción generalizado y (d) C2 modelo de producción generalizado.

APÉNDICES

Apéndice 1. Orden del día.

Apéndice 2. Lista de participantes.

Apéndice 3. Lista de documentos y presentaciones.

Apéndice 4. Resúmenes de documentos SCRS

Apéndice 5. Resultados adicionales utilizando el software de producción excedente bayesiano Visual BASIC (BSP1 y BSP2) y el equivalente en JAGS (BSP2_JAGS).

Table 1. North Atlantic BSP2-JAGS model runs. Rhat is the Gelman-Rubin diagnostic, n.eff is the effective number of parameters (Values are means and CVs are in parentheses).

Parameter	1N C1	2N C2	3N C1 generalized	4N C2 generalized
Rhat	1.02	1.01	1.01	1.01
n.eff	160	230	320	160
K(1000)	154.29(0.29)	246.95(0.32)	125.11(0.37)	214.03(0.35)
r	0.04(0.54)	0.03(0.47)	0.04(0.58)	0.03(0.48)
Bo/BMSY	1.82(0.13)	1.68(0.16)	1.36(0.13)	1.28(0.15)
B2015/BMSY	0.85(0.2)	0.75(0.21)	0.78(0.23)	0.63(0.24)
H2015/HMSY	2.97(0.47)	3.58(0.45)	1.93(0.48)	2.41(0.44)

Table 2. North Atlantic BSP2-JAGS diagnostic runs (Values are means and CVs are in parentheses).

Parameter	5N pmpd	6N index 1	7N index 2	8N index 3	9N index 4	10N index 5
Rhat	3.17	1.03	1.01	1.01	1.02	1.01
n.eff	3	74	1200	460	810	330
K(1000)	221.65(2.91)	231.3(0.58)	694.27(1.06)	394.83(1.32)	873.6(0.93)	363.71(1.43)
r	0.03(0.46)	0.03(0.5)	0.03(0.46)	0.03(0.46)	0.03(0.45)	0.03(0.47)
Bo/Bmsy	1.82(0.13)	1.85(0.12)	1.79(0.14)	1.8(0.13)	1.78(0.14)	1.82(0.13)
Bcur/Bmsy	0.29(2.21)	0.95(0.26)	1.58(0.27)	1.13(0.43)	1.92(0.27)	0.98(0.61)
Hcur/Hmsy	14977(0.9)	2.75(0.53)	0.99(0.91)	2.9(1.06)	0.58(0.87)	6.83(2.05)

Table 3. Stock depletion and status estimates, together with model parameters, for the JABBA model applied to the North Atlantic shortfin mako for catch scenarios C1 and C2.

(A) Base-case catch time series (C1)						
Estimates	NA.Schaefer.C1			NA.Pella.C1		
	Median	2.50%	97.50%	Median	2.50%	97.50%
<i>K</i>	137365.3	79046.5	247732.8	123223.9	70840.1	260386.8
<i>r</i>	0.032	0.013	0.098	0.074	0.029	0.204
σ	0.09	0.063	0.134	0.089	0.063	0.134
<i>H</i> _{MSY}	0.016	0.006	0.049	0.015	0.006	0.041
<i>B</i> _{MSY}	68682.6	39523.2	123866.4	82558.3	47461.9	174455.6
<i>MSY</i>	1146.8	445.8	2523.1	1287.3	526.3	2863.5
<i>B</i> ₁₉₅₀ / <i>K</i>	0.746	0.554	0.994	0.781	0.575	0.989
<i>B</i> ₂₀₁₅ / <i>K</i>	0.381	0.257	0.545	0.414	0.276	0.586
<i>B</i> ₂₀₁₅ / <i>B</i> _{MSY}	0.763	0.514	1.090	0.618	0.412	0.874
<i>H</i> ₂₀₁₅ / <i>H</i> _{MSY}	3.749	1.465	10.582	4.128	1.606	11.414

(B) Alternative catch time series (C2)						
Estimates	NA.Schaefer.C2			NA.Pella.C2		
	Median	2.50%	97.50%	Median	2.50%	97.50%
<i>K</i>	187530.6	113905.0	351652.0	172713.1	100950.1	348444.0
<i>r</i>	0.030	0.012	0.073	0.076	0.030	0.203
σ	0.10	0.063	0.145	0.095	0.063	0.141
<i>H</i> _{MSY}	0.015	0.006	0.036	0.015	0.006	0.04
<i>B</i> _{MSY}	93765.3	56952.5	175826.0	115715.4	67635.2	233452.7
<i>MSY</i>	1440.3	559.0	3337.5	1831.6	727.9	4193.5
<i>B</i> ₁₉₅₀ / <i>K</i>	0.834	0.605	1.024	0.844	0.573	1.04
<i>B</i> ₂₀₁₅ / <i>K</i>	0.344	0.215	0.518	0.384	0.236	0.569
<i>B</i> ₂₀₁₅ / <i>B</i> _{MSY}	0.689	0.430	1.036	0.573	0.352	0.849
<i>H</i> ₂₀₁₅ / <i>H</i> _{MSY}	4.379	1.608	12.374	4.167	1.571	11.414

Table 4. South Atlantic BSP2-JAGS model runs (Values are means and CVs are in parentheses).

Parameter	11S C1	12S C2	13S pmpd
Rhat	1.01	1.01	1
n.eff	160	200	1000
K(1000)	121.94(0.39)	139.76(0.38)	137.7(0.36)
r	0.06(0.27)	0.06(0.27)	0.06(0.27)
Bo/Bmsy	1.48(0.18)	1.48(0.18)	1.47(0.18)
Bcur/Bmsy	1.75(0.19)	1.69(0.19)	1.69(0.19)
Hcur/Hmsy	1.07(0.46)	0.86(0.44)	0.86(0.43)

Table 5. Stock depletion and status estimates, together with model parameters, for the C_{MSY} model applied to the South Atlantic shortfin mako for catch scenarios C1 and C2.

Estimates	CMSY.SA.C1			CMSY.SA.C2		
	Median	2.50%	97.50%	Median	2.50%	97.50%
K	66067.715	42003.174	103919.360	129096.863	64563.960	258131.624
r	0.069	0.053	0.089	0.069	0.053	0.089
H_{MSY}	0.034	0.026	0.045	0.034	0.026	0.045
B_{MSY}	33033.857	21001.587	51959.680	64548.431	32281.980	129065.812
MSY	1.132	0.778	1.649	2.213	0.950	5.157
B_{2015}/K	0.324	0.109	0.527	0.562	0.141	0.784
B_{2015}/B_{MSY}	0.647	0.218	1.053	1.125	0.282	1.569
H_{2015}/H_{MSY}	3.666	2.252	10.867	1.024	0.734	4.088

Table 6. Stock Synthesis model run 3 estimates of ending year (2015) stock status relative to maximum sustainable yield (MSY), including spawning stock fecundity (SSF_{2015}), fishing mortality (F_{2015} , calculated as the sum of continuous F obtained for each fleet), and recruits (R_{2015}), along with equilibrium SSF (SSF_0) and R (R_0), maximum sustainable yield (MSY), SSF at MSY (SSF_{MSY}), F at MSY (F_{MSY}) and the ratios SSF_{2015}/SSF_{MSY} and F_{2015}/F_{MSY} . Asymptotic standard errors (SE) calculated from the maximum likelihood estimates of parameter variances at the converged solution and CV based on the SE (where available) are also provided for the parameter estimates.

Ending year (2015) stock status relative to MSY reference points	Estimate	SE	CV
SSF_{2015} (1,000s)	558	50	9%
F_{2015}	0.247	---	---
R_{2015} (1,000s)	140	12	8%
SSF_0	1,126	52	5%
R_0	220	10	5%
MSY (t)	1,004	33.29	3%
SSF_{MSY}	586	27	5%
F_{MSY}	0.056	0.002	4%
SSF_{2015}/SSF_{MSY}	0.952	---	---
F_{2015}/F_{MSY}	4.379	0.49	11%

Table 7. Stock Synthesis model run 3 annual estimates of total biomass (B), spawning stock fecundity (SSF), recruits (R), total fishing mortality (F, calculated as the sum of continuous F obtained for each fleet).

Year	B (t)	SSF ((1,000s)	R (1,000s)	F	
Virg		1,126		220	
Init		1,126		220	
1950	277,435	1,126		220	0.004
1951	277,310	1,126		220	0.002
1952	277,212	1,126		220	0.002
1953	277,107	1,126		220	0.003
1954	276,976	1,126		220	0.001
1955	276,915	1,126		220	0.002
1956	276,831	1,126		220	0.001
1957	276,769	1,126		220	0.002
1958	276,656	1,125		220	0.002
1959	276,557	1,125		220	0.003
1960	276,434	1,125		220	0.002
1961	276,343	1,125		220	0.004
1962	276,166	1,125		220	0.006
1963	275,925	1,125		220	0.003
1964	275,790	1,124		220	0.005
1965	275,580	1,124		220	0.004
1966	275,401	1,123		220	0.008
1967	275,090	1,123		220	0.007
1968	274,794	1,122		220	0.009
1969	274,415	1,122		220	0.009
1970	274,025	1,121		220	0.008
1971	273,658	1,120		220	0.012
1972	273,136	1,120		220	0.011
1973	272,622	1,119		220	0.011
1974	272,116	1,118		220	0.015
1975	271,408	1,117		220	0.018
1976	270,577	1,116		220	0.009
1977	270,118	1,115		220	0.014
1978	269,469	1,114		220	0.013
1979	268,894	1,112		220	0.013
1980	268,392	1,111		220	0.019
1981	267,625	1,109		220	0.030
1982	266,213	1,107		220	0.034
1983	264,546	1,104		220	0.038
1984	262,899	1,102		219	0.040
1985	260,775	1,099		182	0.087
1986	255,945	1,095		169	0.120
1987	250,774	1,091		167	0.124
1988	245,659	1,086		170	0.112
1989	240,574	1,081		186	0.083

Table 7. Continued.

Year	B (t)	SSF (1,000s)	R (1,000s)	F
1990	236,134	1,077	179	0.102
1991	231,458	1,071	176	0.106
1992	226,733	1,065	167	0.151
1993	220,930	1,058	166	0.201
1994	213,765	1,050	160	0.200
1995	206,865	1,040	144	0.276
1996	197,888	1,028	143	0.352
1997	188,682	1,014	177	0.273
1998	181,327	1,000	229	0.289
1999	174,051	983	223	0.235
2000	168,455	966	266	0.199
2001	163,695	946	264	0.206
2002	159,188	925	191	0.234
2003	154,592	902	283	0.260
2004	150,071	877	311	0.239
2005	146,061	850	312	0.220
2006	142,810	822	233	0.203
2007	139,983	792	177	0.224
2008	136,671	762	190	0.197
2009	133,790	731	210	0.241
2010	129,881	700	162	0.268
2011	125,502	669	145	0.224
2012	121,963	639	141	0.285
2013	117,478	610	151	0.251
2014	113,706	583	145	0.212
2015	110,638	558	140	0.247

Table 8. Stock Synthesis model run 3 annual estimates of total fishing mortality (F, calculated as the sum of continuous F obtained for each fleet) relative to fishing mortality at MSY (F/F_{MSY}) and spawning stock fecundity (SSF 1,000s) relative to spawning stock fecundity at MSY (SSF/SSF_{MSY}).

Year	F/F_{MSY}	SSF/SSF_{MSY}
1950	0.064	1.921
1951	0.043	1.921
1952	0.043	1.921
1953	0.053	1.921
1954	0.013	1.921
1955	0.027	1.921
1956	0.017	1.921
1957	0.044	1.921
1958	0.037	1.921
1959	0.049	1.921
1960	0.032	1.921
1961	0.078	1.920
1962	0.107	1.920
1963	0.047	1.919
1964	0.087	1.919
1965	0.069	1.918
1966	0.138	1.917
1967	0.124	1.916
1968	0.164	1.915
1969	0.163	1.914
1970	0.148	1.913
1971	0.205	1.912
1972	0.197	1.911
1973	0.202	1.910
1974	0.259	1.908
1975	0.315	1.907
1976	0.167	1.905
1977	0.249	1.903
1978	0.231	1.901
1979	0.222	1.898
1980	0.330	1.896
1981	0.532	1.893
1982	0.598	1.889
1983	0.666	1.885
1984	0.702	1.880
1985	1.549	1.875
1986	2.128	1.868
1987	2.199	1.861
1988	1.979	1.854
1989	1.466	1.846

Table 8. Continued.

Year	F/F_{MSY}	SSF/SSF_{MSY}
1990	1.813	1.838
1991	1.869	1.828
1992	2.670	1.818
1993	3.556	1.806
1994	3.542	1.791
1995	4.887	1.775
1996	6.227	1.755
1997	4.828	1.731
1998	5.126	1.707
1999	4.170	1.679
2000	3.525	1.648
2001	3.653	1.615
2002	4.143	1.579
2003	4.599	1.540
2004	4.228	1.497
2005	3.892	1.451
2006	3.589	1.403
2007	3.964	1.353
2008	3.493	1.301
2009	4.268	1.248
2010	4.748	1.195
2011	3.971	1.142
2012	5.054	1.091
2013	4.444	1.042
2014	3.763	0.995
2015	4.379	0.952

REUNIÓN EVALUACIÓN SMA - MADRID 2017

Table 9. Kobe II risk matrix giving the probability that the fishing mortality will be below the fishing mortality rate at MSY (top), the probability that the biomass will exceed the level that will produce MSY (middle), and the two combined (bottom) based on BSP2-JAGS results for North Atlantic shortfin mako.

Probability that $F < F_{MSY}$

TAC (t)	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033	2034	2035	2036	2037	2038	2039	2040
0	0	0	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
500	0	0	75	75	74	75	75	74	75	75	74	76	75	75	75	75	76	76	76	74	75	74	75	75	75
1000	0	0	30	31	32	32	32	31	32	33	34	35	35	35	36	35	35	36	38	37	38	38	38	38	38
1500	0	0	11	11	10	11	11	13	13	13	14	14	14	14	14	15	14	15	15	16	16	16	16	16	16
2000	0	0	2	2	3	4	4	4	4	4	4	5	5	4	4	5	5	5	6	5	6	6	6	6	6
2500	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
3000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
3500	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Probability that $B > B_{MSY}$

TAC (t)	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033	2034	2035	2036	2037	2038	2039	2040
0	7	7	6	8	10	13	16	19	21	24	27	29	31	33	36	38	41	42	43	45	46	47	50	52	54
500	5.8	5	4	6	9	10	12	14	15	16	19	20	21	23	24	25	27	28	29	31	30	32	33	35	35
1000	6	5	6	7	9	9	10	13	13	14	16	17	18	20	21	21	22	24	23	25	25	25	25	26	27
1500	6	6	6	7	8	8	10	10	11	11	12	12	12	13	13	14	15	15	16	16	17	17	16	16	16
2000	6	5	5	6	7	7	7	8	8	8	9	9	9	8	8	9	9	9	8	9	9	9	9	9	9
2500	6	6	6	6	7	7	7	6	6	6	6	7	6	6	7	6	7	6	6	6	6	6	6	6	6
3000	6	6	5	7	6	5	5	6	5	5	5	5	5	4	4	4	4	3	3	3	3	3	3	3	3
3500	6	5	6	6	6	5	5	5	5	5	5	3	3	3	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
4000	6	5	6	5	4	4	3	3	2	2	2	2	2	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0

Probability of being in the green zone ($F < F_{MSY}$ and $B > B_{MSY}$)

TAC (t)	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031	2032	2033	2034	2035	2036	2037	2038	2039	2040
0	0	0	6	8	11	13	16	19	21	24	27	29	31	33	36	38	41	42	43	45	46	47	50	52	54
500	0	0	4	6	9	10	12	14	15	16	19	20	21	23	24	25	27	27	29	31	30	32	33	35	35
1000	0	0	5	6	8	8	9	10	11	12	15	15	15	17	19	19	20	22	21	23	23	23	23	24	25
1500	0	0	3	3	4	5	5	6	7	7	7	8	8	9	9	10	10	10	11	11	12	12	12	12	12
2000	0	0	0	1	2	2	2	3	3	2	3	3	3	3	3	4	4	4	4	5	4	5	5	5	5
2500	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
3000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
3500	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

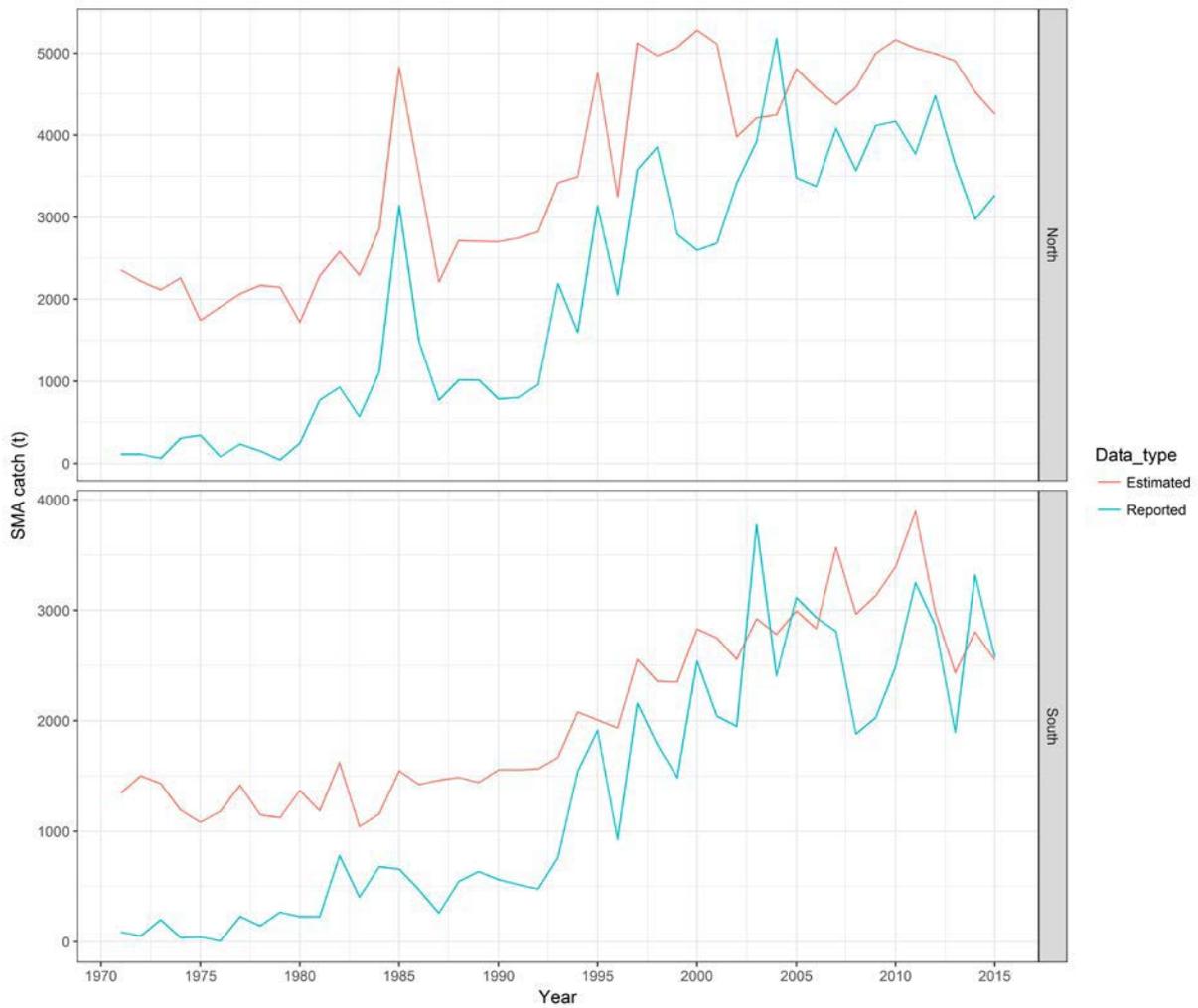


Figure 1. Time series of reported (Task I) and estimated shortfin mako shark (SMA) catches, between 1971 and 2015, for the North and South Atlantic stocks.

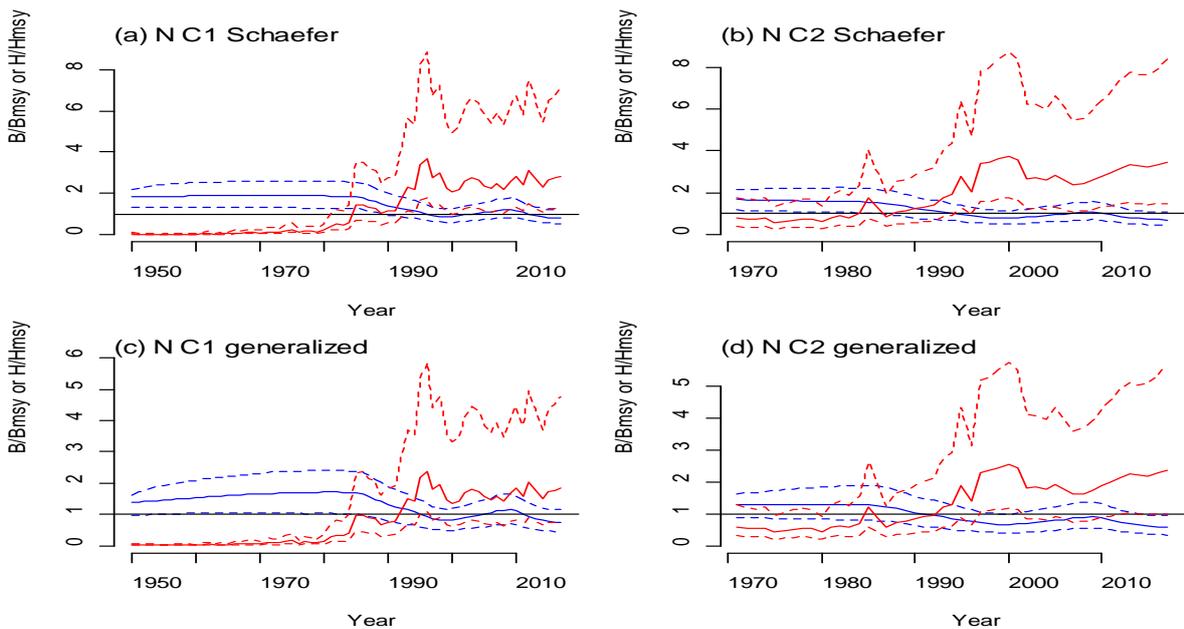


Figure 2. North Atlantic BSP2-JAGS biomass (blue) and harvest rate (red) histories for (a) C1 Schaefer, (b) C2 Schaefer, (c) C1 generalized production model, and (d) C2 generalized production model.

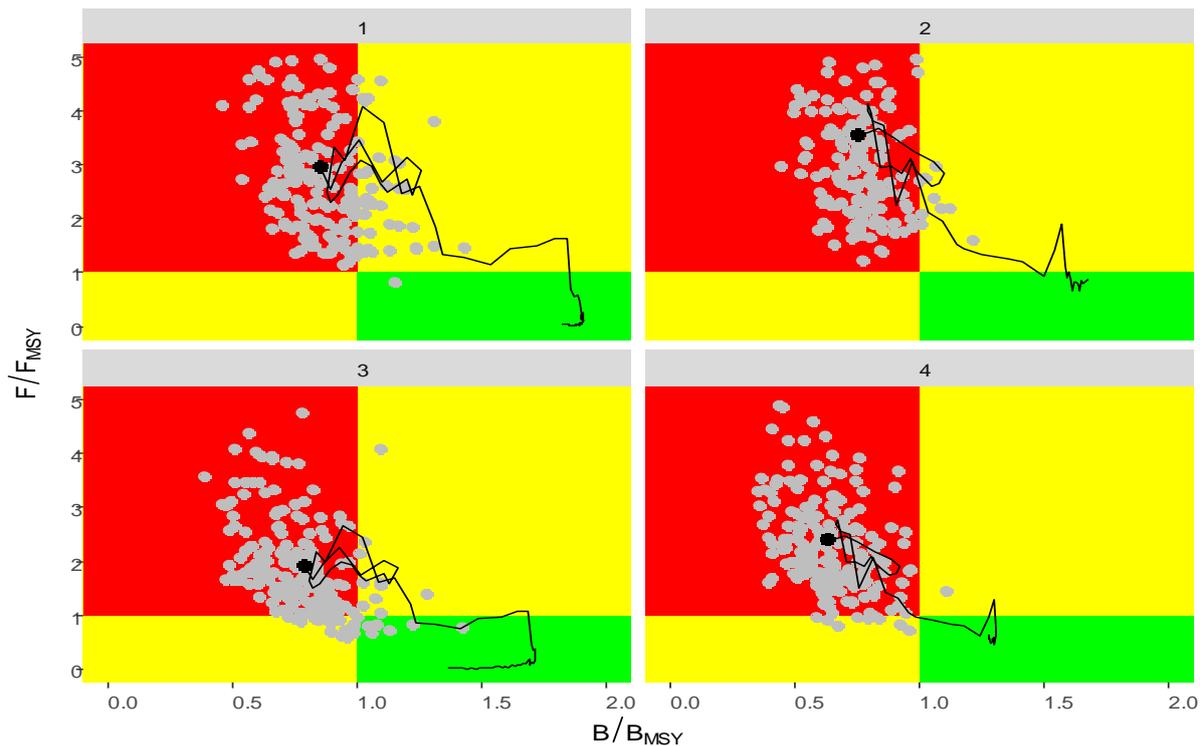


Figure 3. Kobe plots for BSP2-JAGS in the North Atlantic, for (a) C1 Schaefer, (b) C2 Schaefer, (c) C1 generalized production model, and (d) C2 generalized production model. Each point represents an MCMC draw. The solid black dot denotes current (2015) stock status.

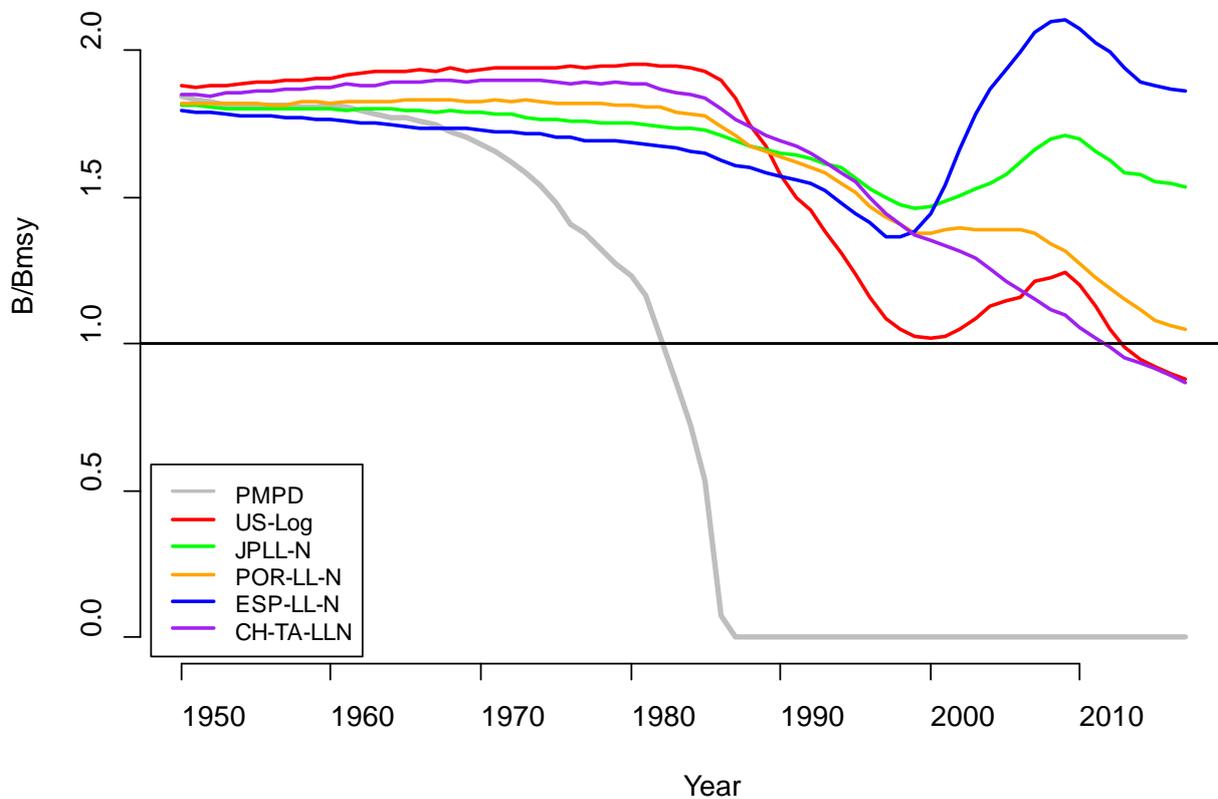


Figure 4. North Atlantic BSP2-JAGS diagnostic model runs, including post-model pre-data (PMPD), and each index of abundance fitted separately.

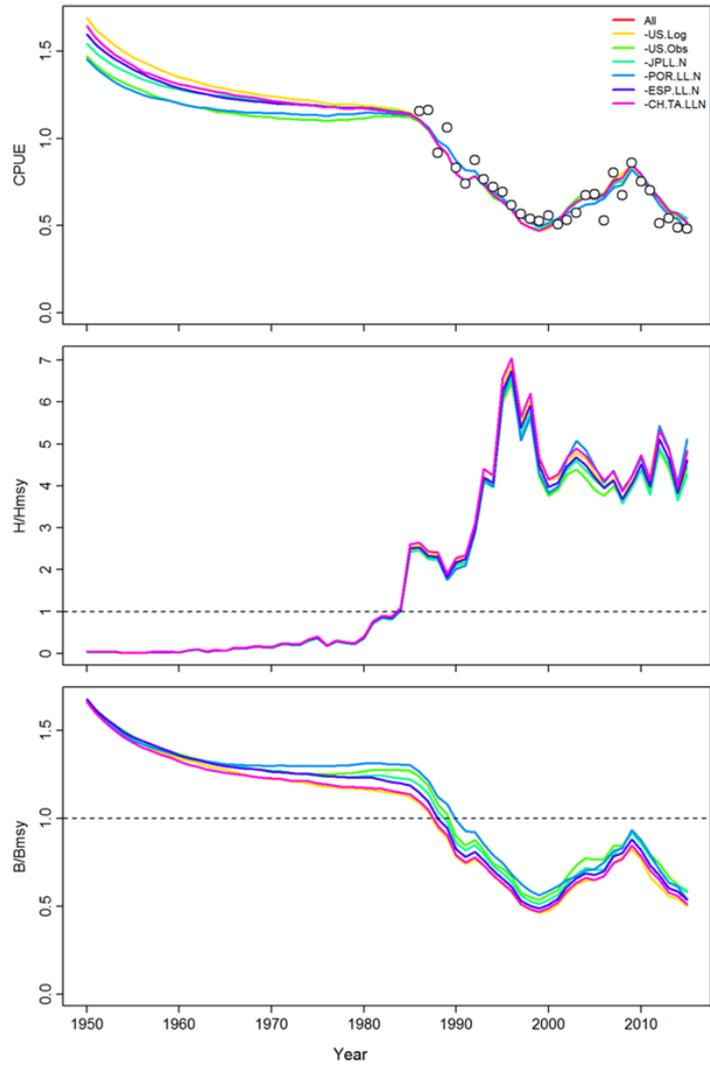


Figure 5. Jackknife diagnostics with respect to the CPUE series, F/F_{MSY} and B/B_{MSY} over time for the North Atlantic C1 scenario, with open circles illustrating the US LL CPUE.

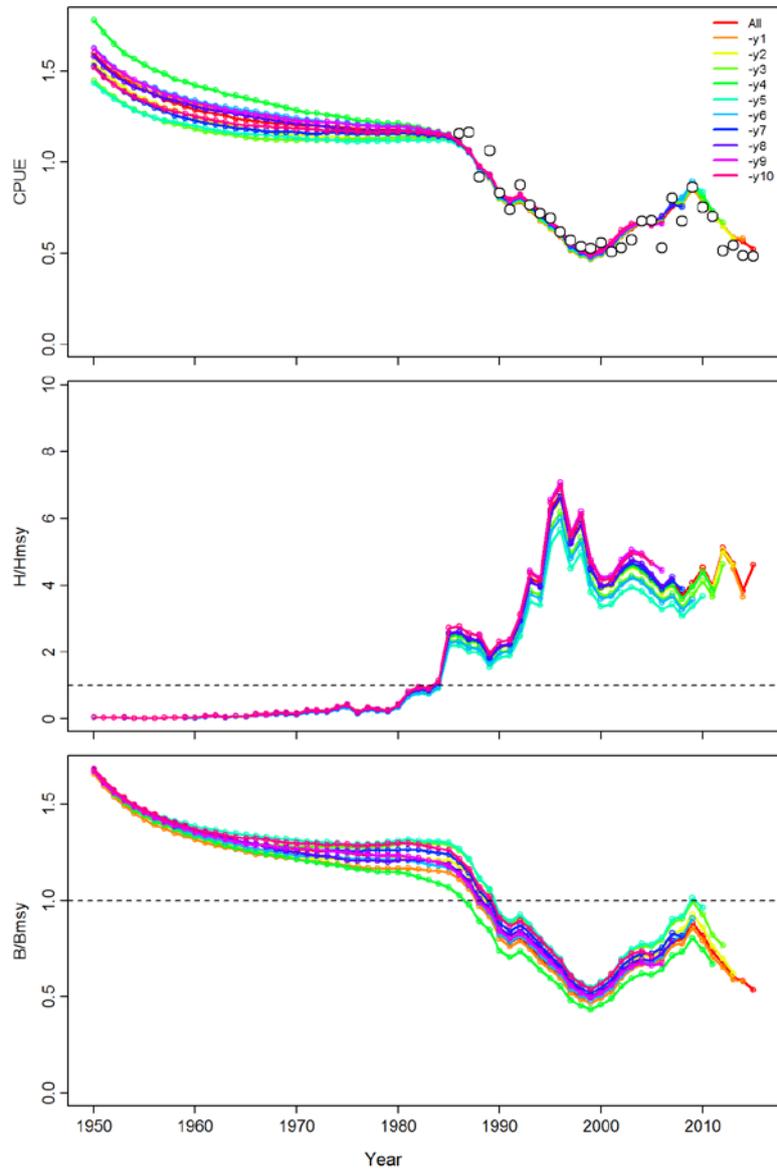


Figure 6. Retrospective diagnostics with respect to the CPUE series, F/F_{MSY} and B/B_{MSY} over time for the North Atlantic C1 scenario, with open circles illustrating the US LL CPUE.

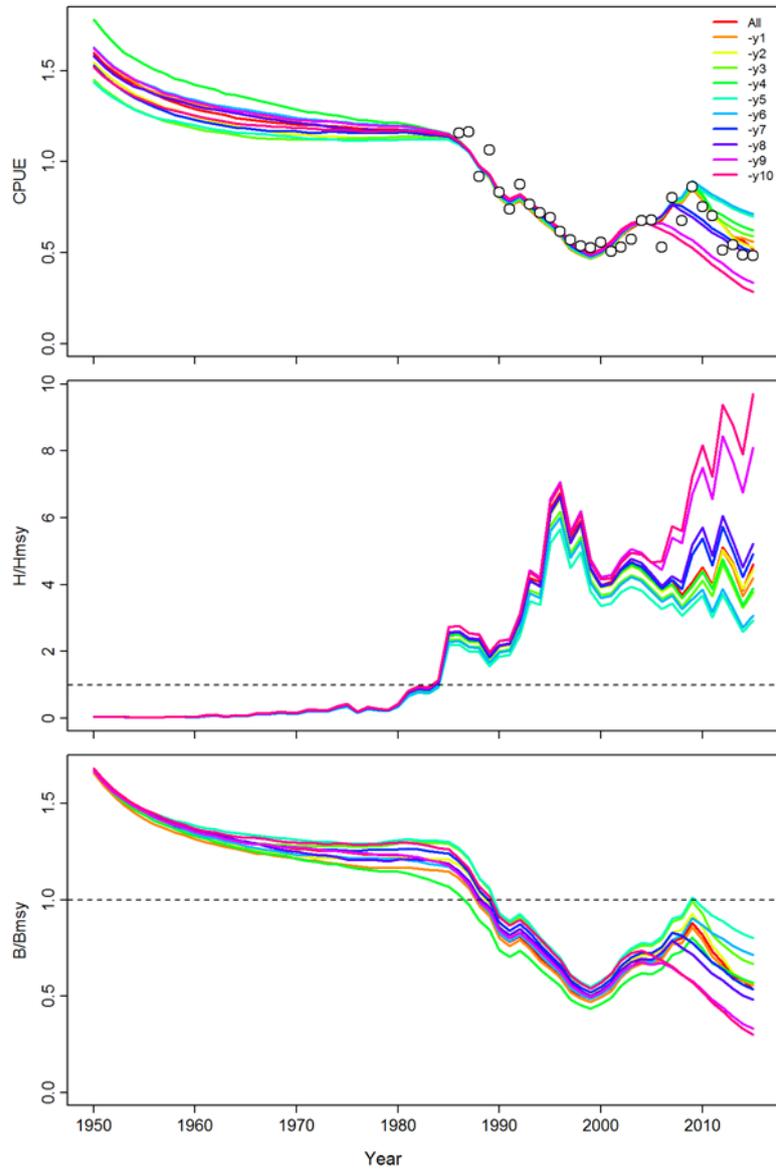


Figure 7. Cross-validation prediction diagnostics with respect to the CPUE series, F/F_{MSY} and B/B_{MSY} over time for the North Atlantic C1 scenario, with open circles illustrating the US LL CPUE.

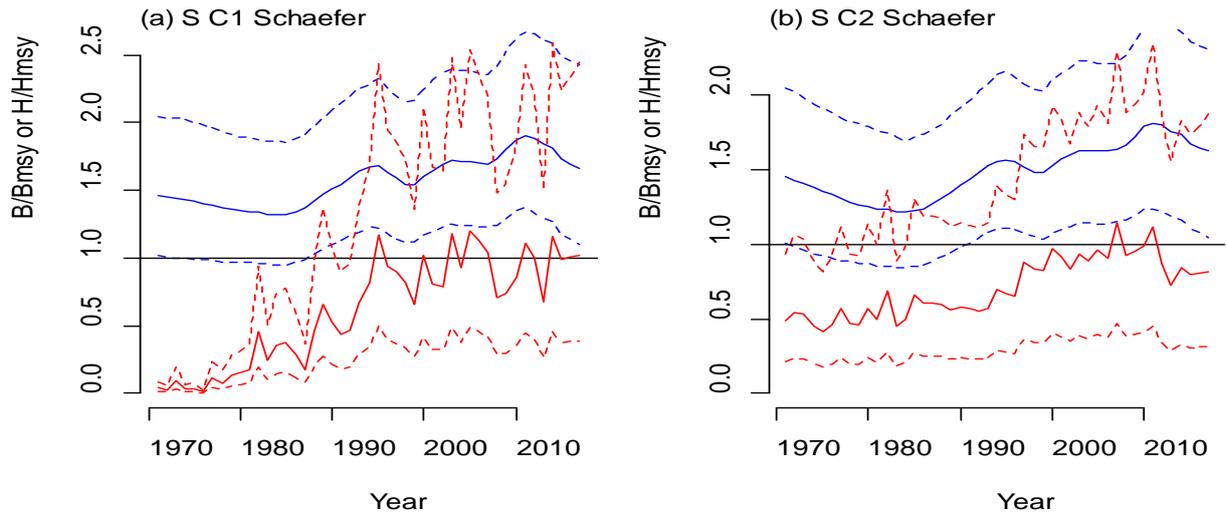


Figure 8. South Atlantic BSP2-JAGS biomass (blue) and harvest rate (red) histories for (a) C1 catch Schaefer, and (b) C2 catch Schaefer.

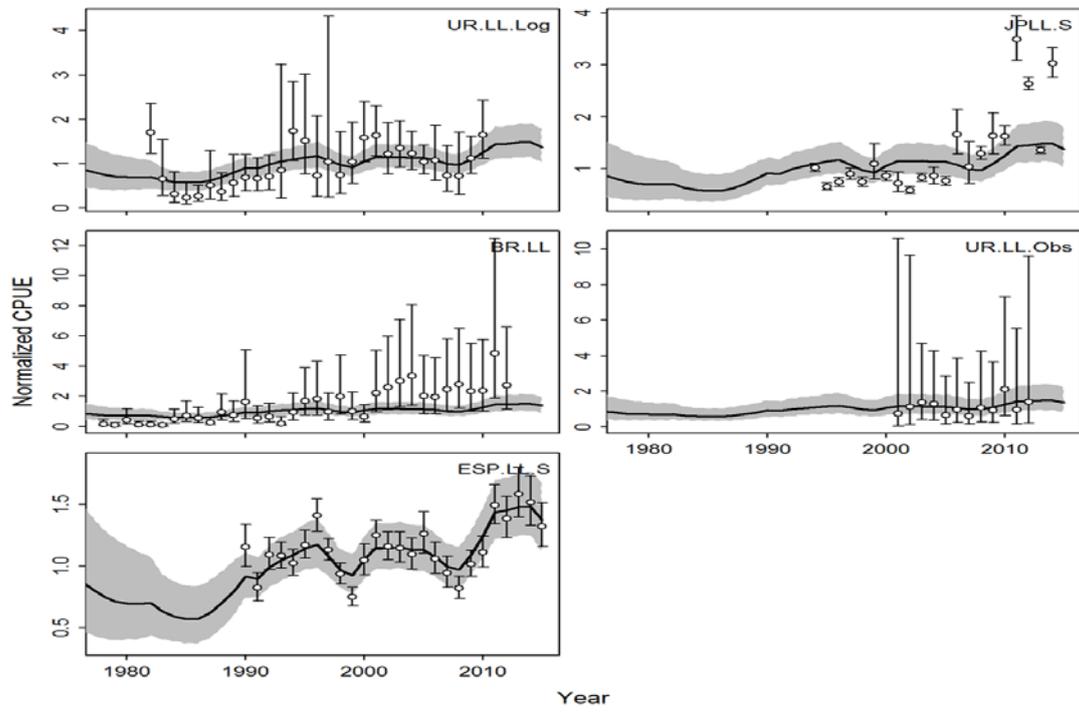


Figure 9. Time-series of observed (circle) and predicted (solid line) catch per unit effort (CPUE) for the shortfin mako shark in the South Atlantic C1 scenario using JABBA. Shaded grey area indicates 95% C.I.

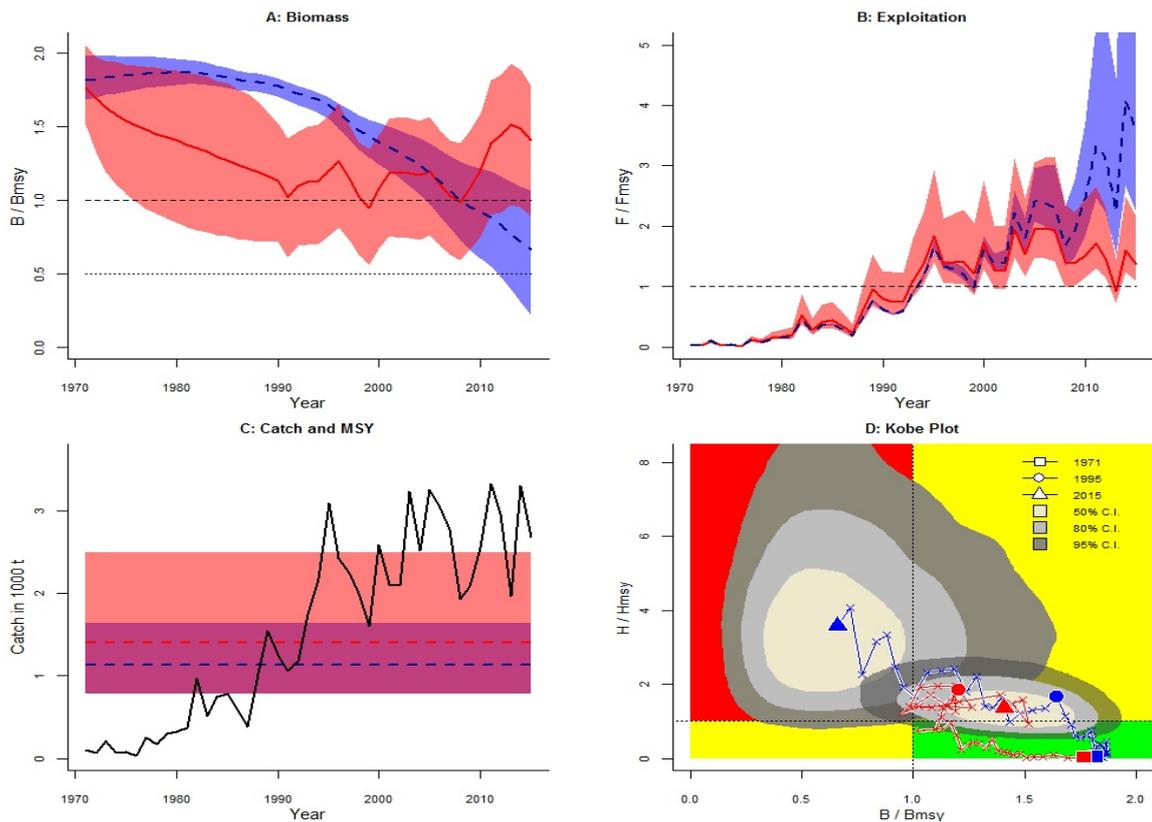


Figure 10. Comparison of CMSY (blue) and CMSY_BSM (red) for South Atlantic SMA scenario C1 showing the trajectories of (A) predicted B / B_{MSY} , (B) predicted F / F_{MSY} , (C) catches superimposing the MSY region (95% CIs), and (D) Kobe plot with uncertainty for the final year illustrated by kernel densities. Note that F is used here interchangeably with harvest rate $H = C/B$.

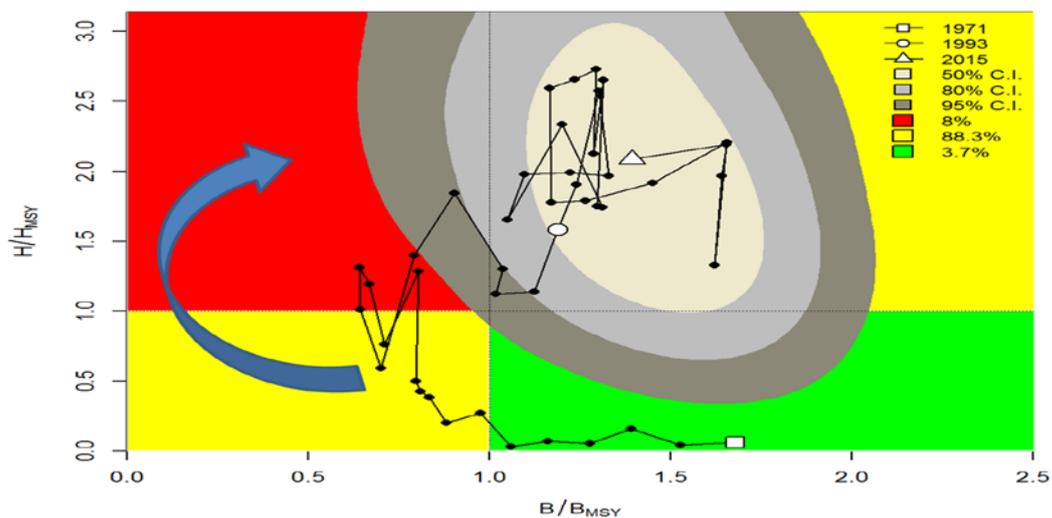


Figure 11. Kobe diagram showing the estimated trajectories (1971-2015) of B/B_{MSY} and H/H_{MSY} for the C1 scenario for the South Atlantic shortfin mako shark stock assessment with the JABBA model. The South Atlantic stock reveals a clockwise pattern moving from an underexploited state to a recovery as result of decreasing biomass under sustainable fishing, which is followed by a short period of overfishing, which is somewhat biologically implausible and ambiguous. This erroneous trend can be attributed to the apparent contradiction between the observation process (i.e. CPUE) and process equation, as both CPUE and biomass trends increase.

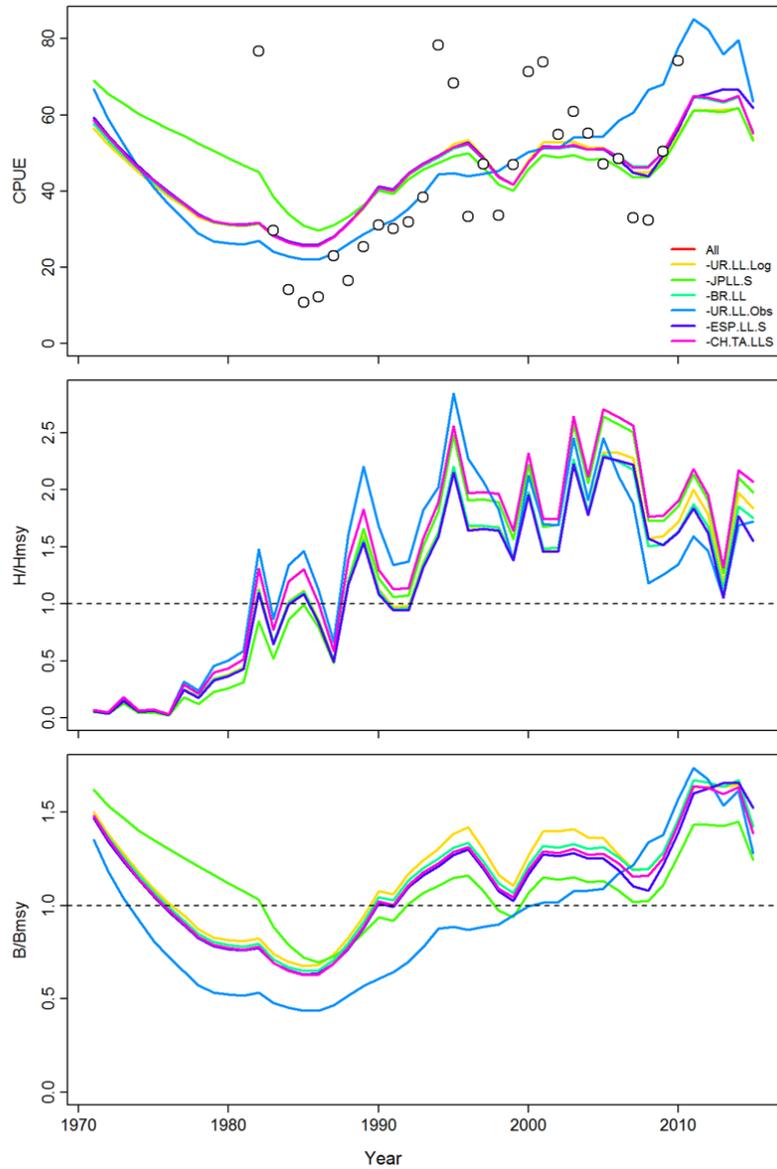


Figure 12. Jackknife diagnostics of the JABBA model with respect to the CPUE series, F/F_{MSY} and B/B_{MSY} over time for the South Atlantic C1 scenario, with open circles illustrating the Brazilian LL CPUE.

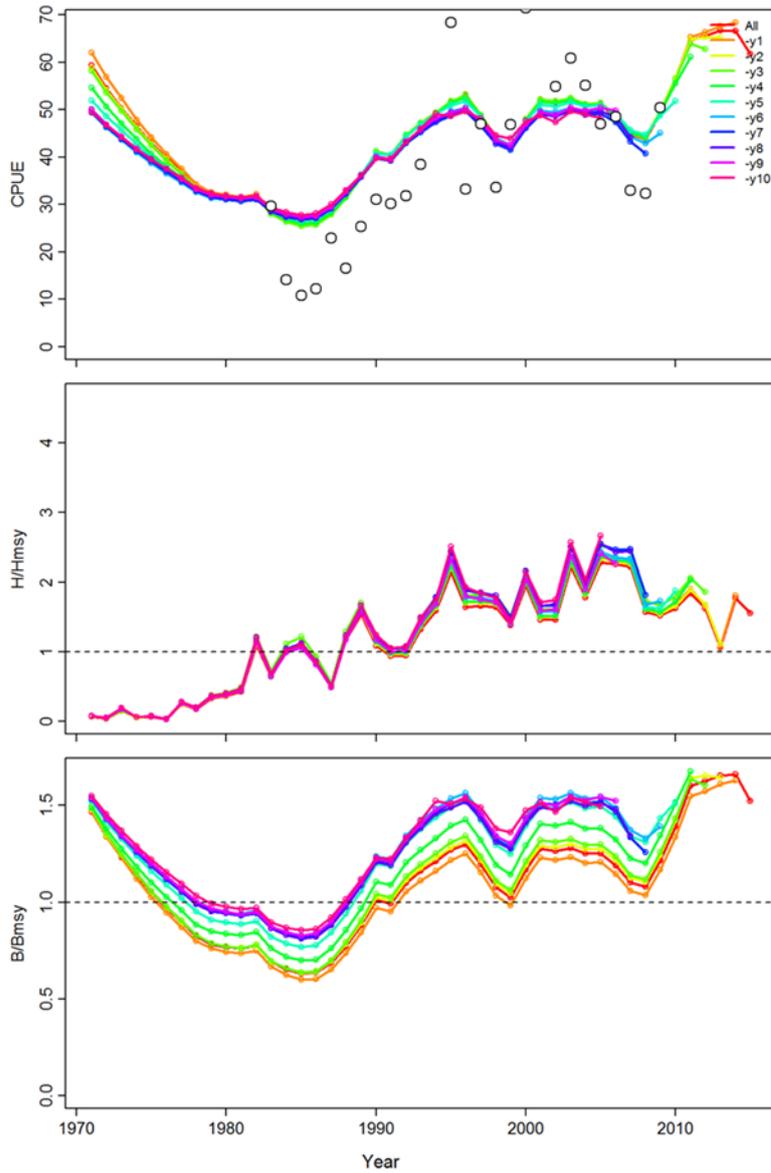


Figure 13. Retrospective diagnostics of the JABBA model with respect to the CPUE series, F/F_{MSY} and B/B_{MSY} over time for the South Atlantic C1 scenario, with open circles illustrating the Brazilian LL CPUE.

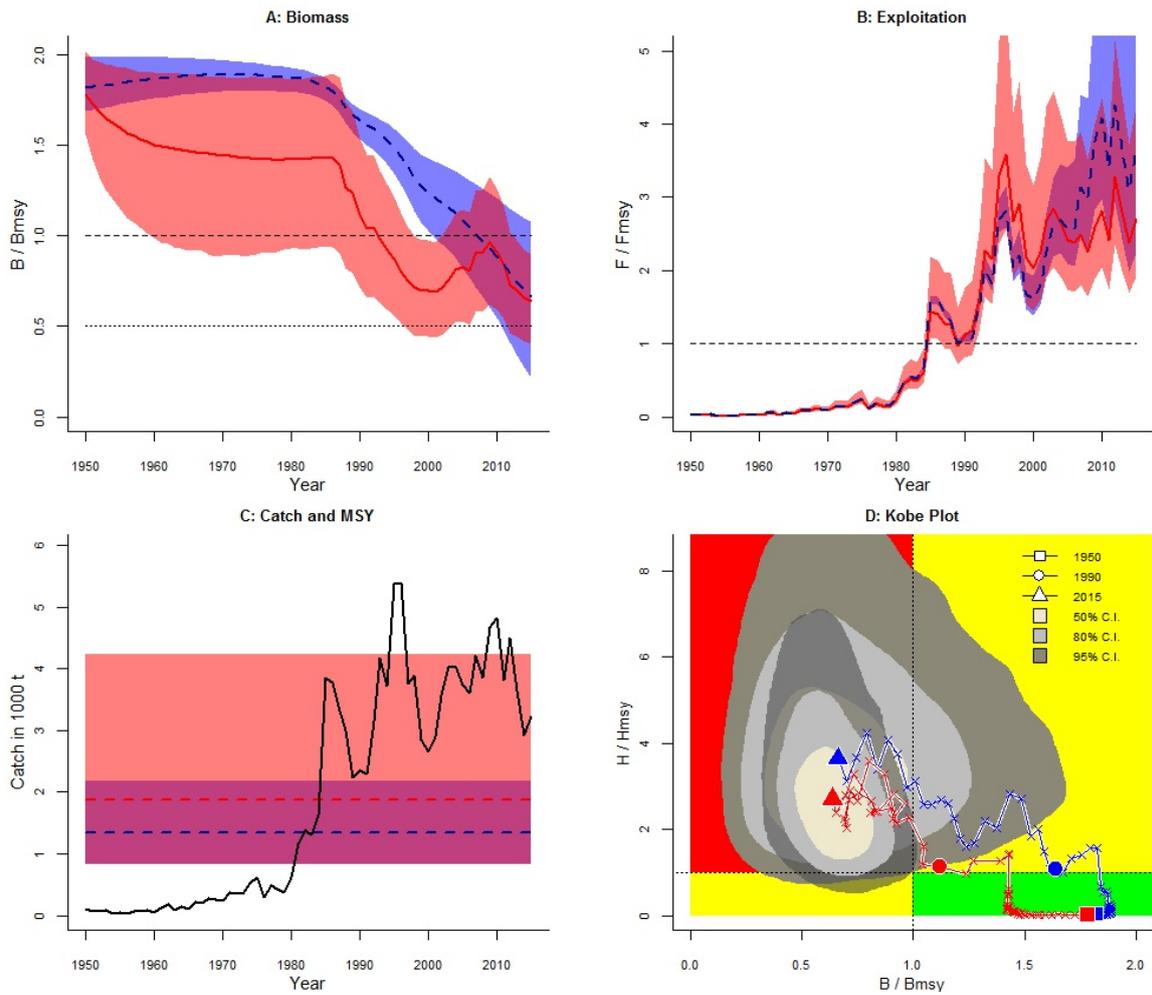


Figure 14. Comparison of CMSY (blue) and CMSY_BSM (red) for North Atlantic SMA scenario C1 showing the trajectories of (A) predicted B / B_{MSY} , (B) predicted F / F_{MSY} , (C) catches superimposing the MSY region (95% CIs), and (D) Kobe plot with uncertainty for the final year illustrated by kernel densities. Note that F is used here interchangeably with harvest rate $H = C/B$.

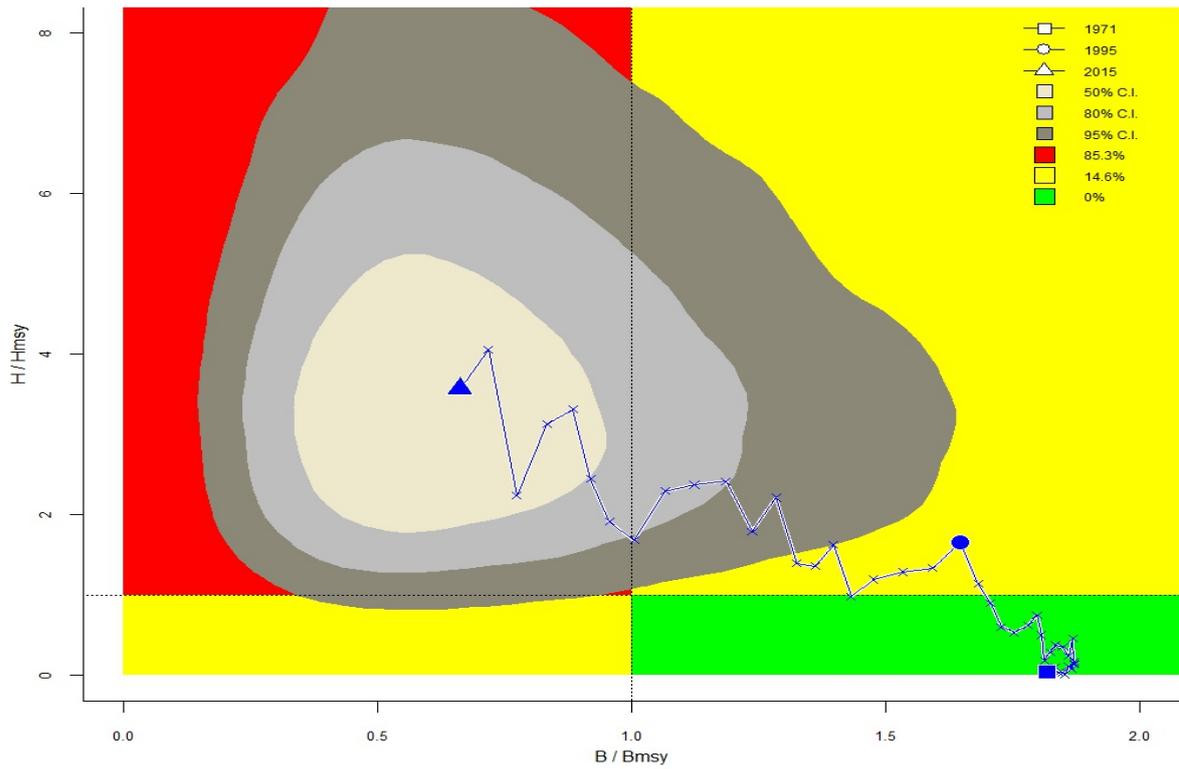


Figure 15. Kobe plot for C_{MSY} assessment results for South Atlantic SMA scenario C1 with uncertainty for the final year illustrated by kernel densities.

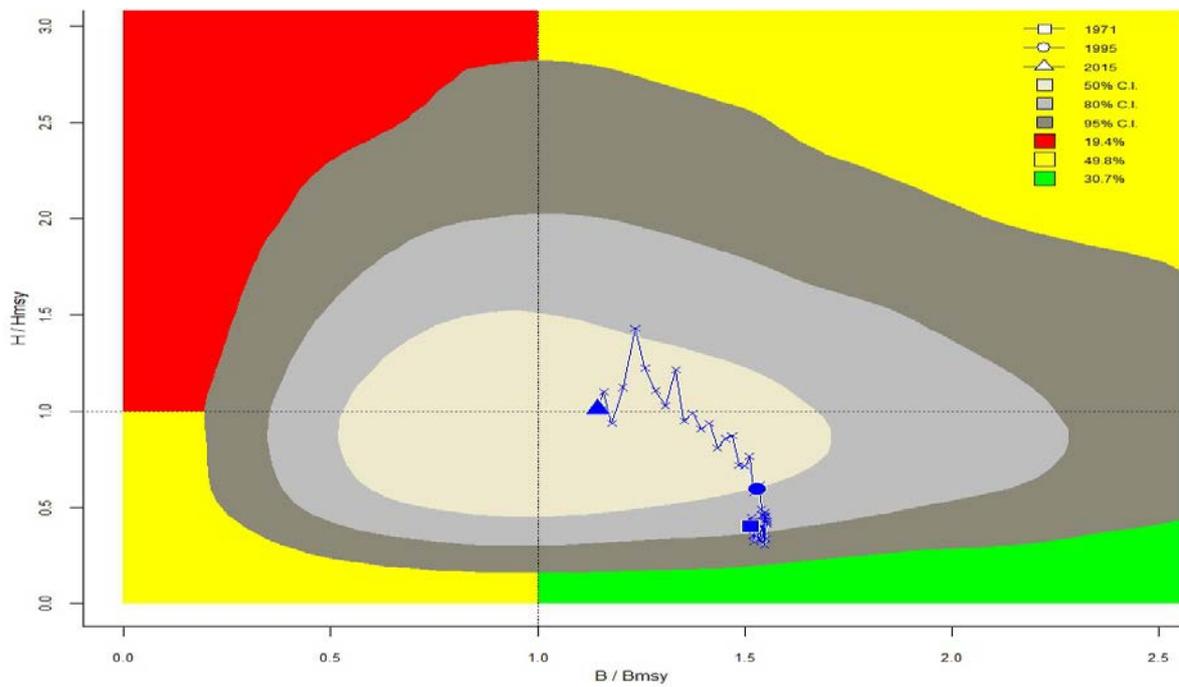


Figure 16. Kobe plot for C_{MSY} assessment results for South Atlantic SMA scenario C2 with uncertainty for the final year illustrated by kernel densities.

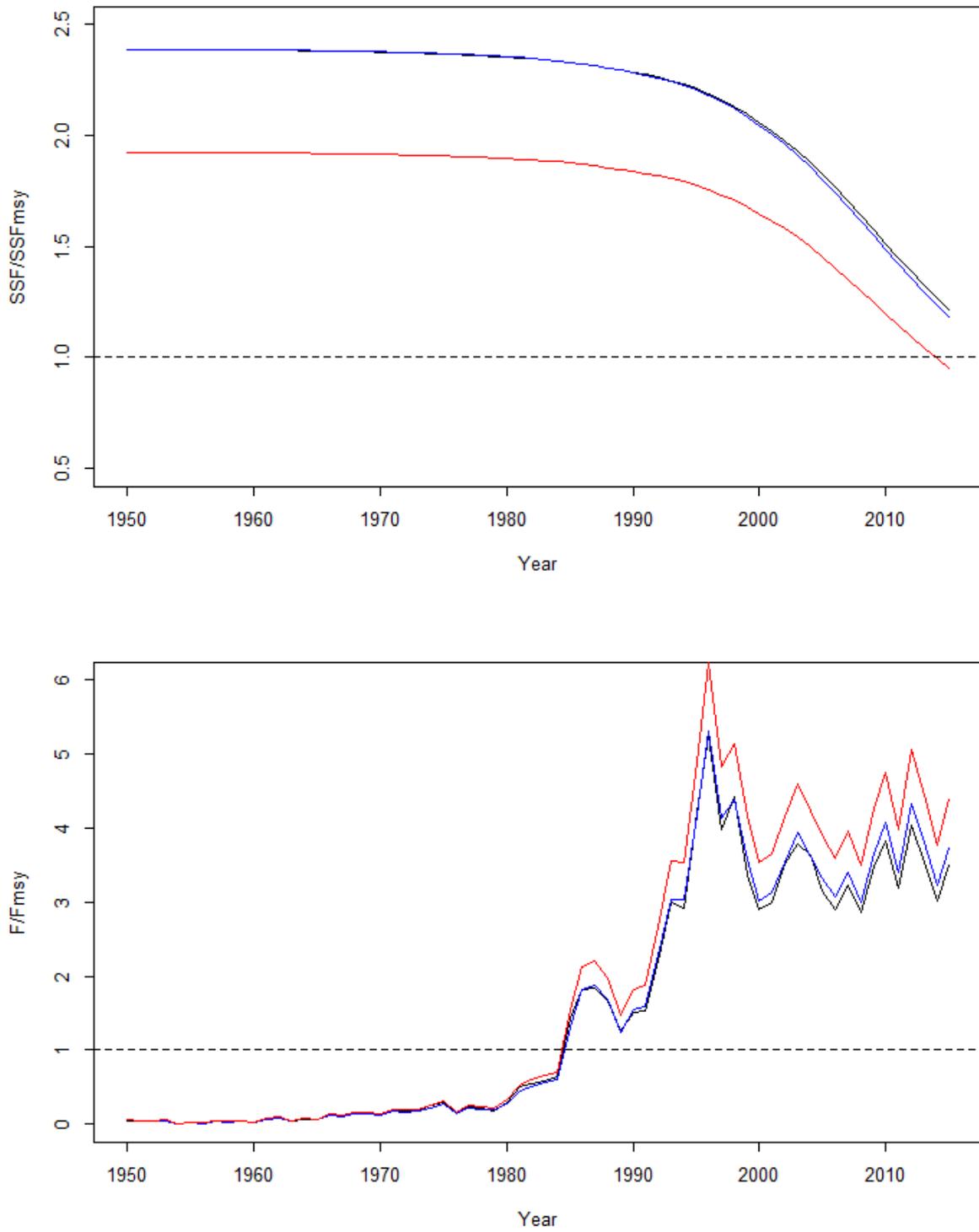


Figure 17. SSF/SSF_{MSY} and F/F_{MSY} for Stock Synthesis model run 1 (black), model run 2 (blue), and model run 3 (red) relative to the values at MSY (stippled line).

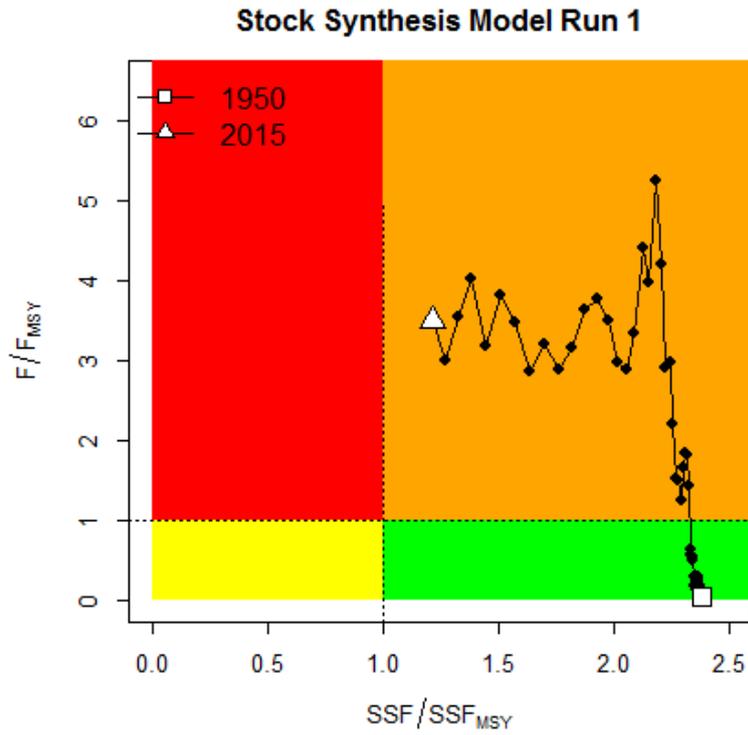


Figure 18. Kobe plot (SSF/SSF_{MSY} and F/F_{MSY}) for Stock Synthesis model run 1 relative to the values at MSY (stippled lines).

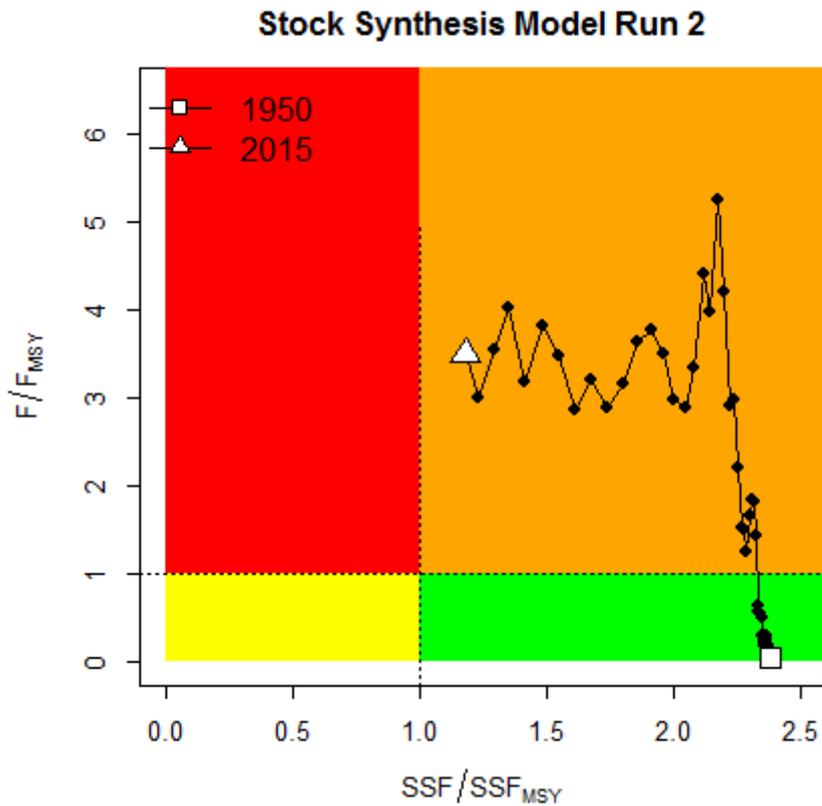


Figure 19. Kobe plot (SSF/SSF_{MSY} and F/F_{MSY}) for Stock Synthesis model run 2 relative to the values at MSY (stippled lines).

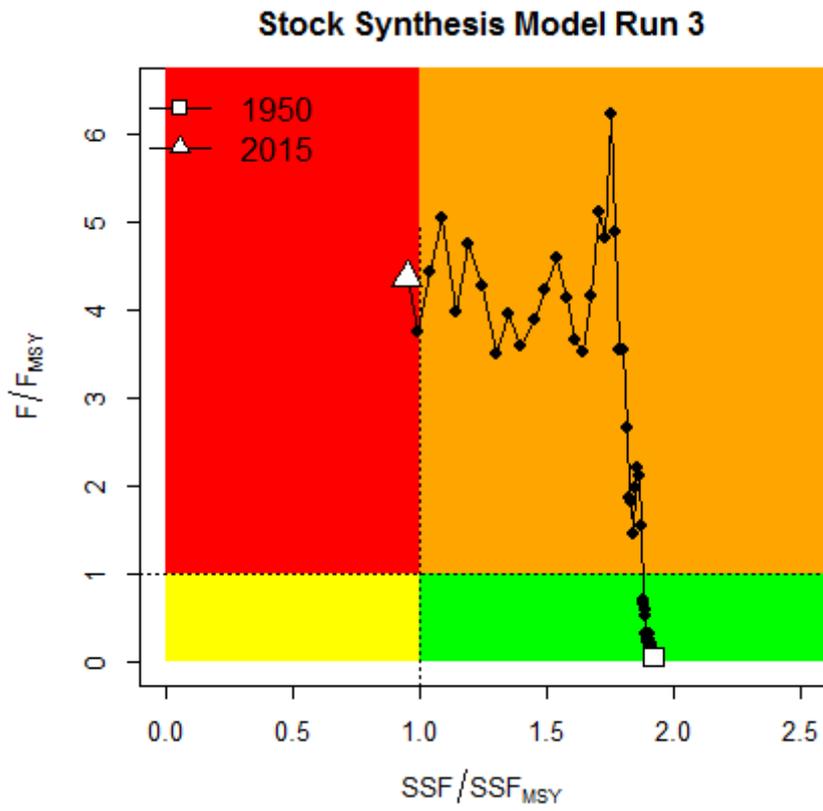
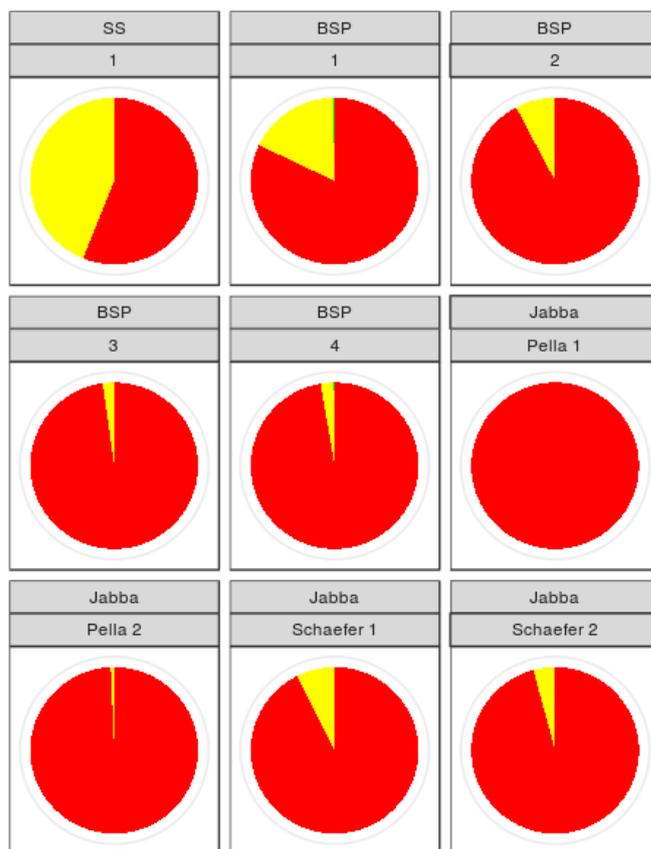


Figure 20. Kobe plot (SSF/SSF_{MSY} and F/F_{MSY}) for Stock Synthesis model run 3 relative to the values at MSY (stippled lines).



Kobe Quadrant ■ Kobe Targets Achieved ■ Over Fished or Over Fishing ■ Over Fished & Over Fishing

Method	Run	red	yellow	green
1	SS	56.07287	43.92713	0.0
2	BSP	82.10000	17.50000	0.4
3	BSP	92.30000	7.70000	0.0
4	BSP	97.80000	2.20000	0.0
5	BSP	97.30000	2.50000	0.2
6	Jabba Pella 1	99.90000	0.10000	0.0
7	Jabba Pella 2	99.30000	0.60000	0.1
8	Jabba Schaefer 1	92.60000	7.40000	0.0
9	Jabba Schaefer 2	95.80000	4.20000	0.0

Figure 21. Kobe Pie Chart for the individual runs in the North Atlantic. From left to right, models are: SS=Stock Synthesis; BSP1=BSP2JAGS, Catch 1, Schaefer; BSP2= BSP2JAGS, Catch 1, Schaefer; BSP3= BSP2JAGS, Catch2, Generalized; BSP4=BSP2JAGS, Catch 2, Generalized; JABBA Pella, with Catch 1; JABBA Pella with Catch 2; JABBA Schaefer with Catch 1; JABBA Schaefer with Catch 2.

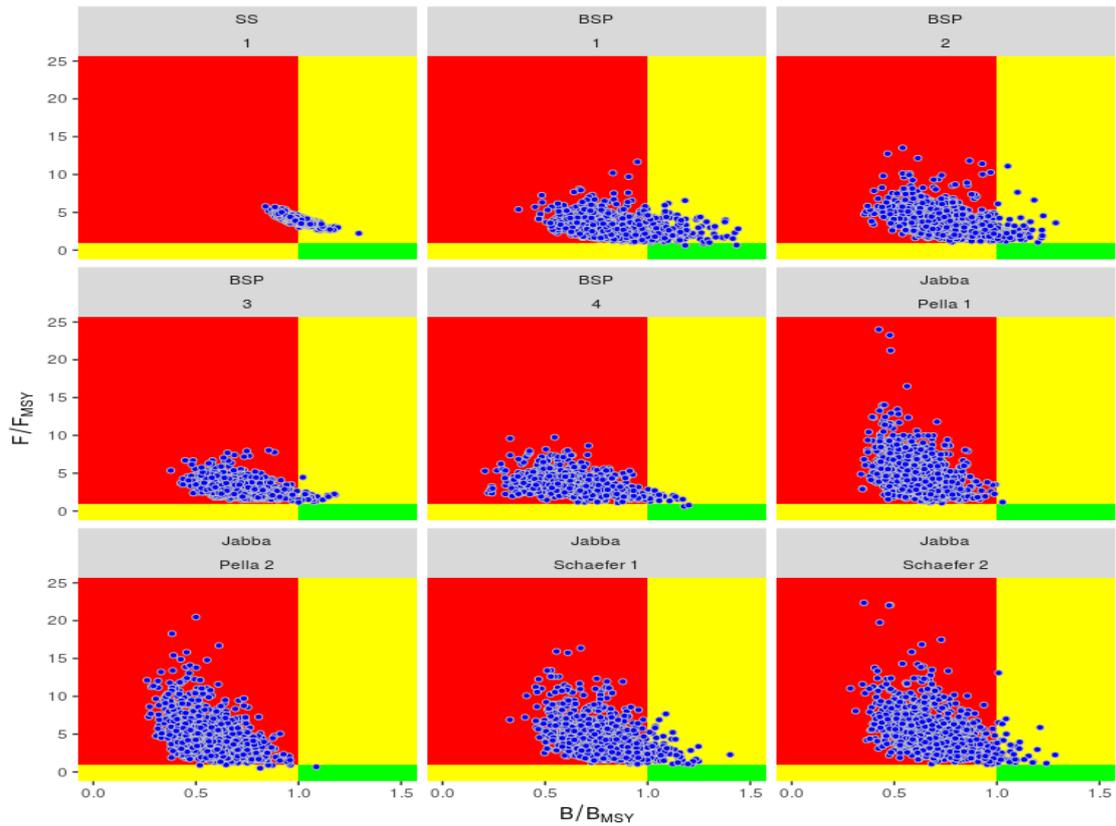


Figure 22. Kobe phase plots for the individual model runs in the North Atlantic. See Figure 21 caption for a description of the models.

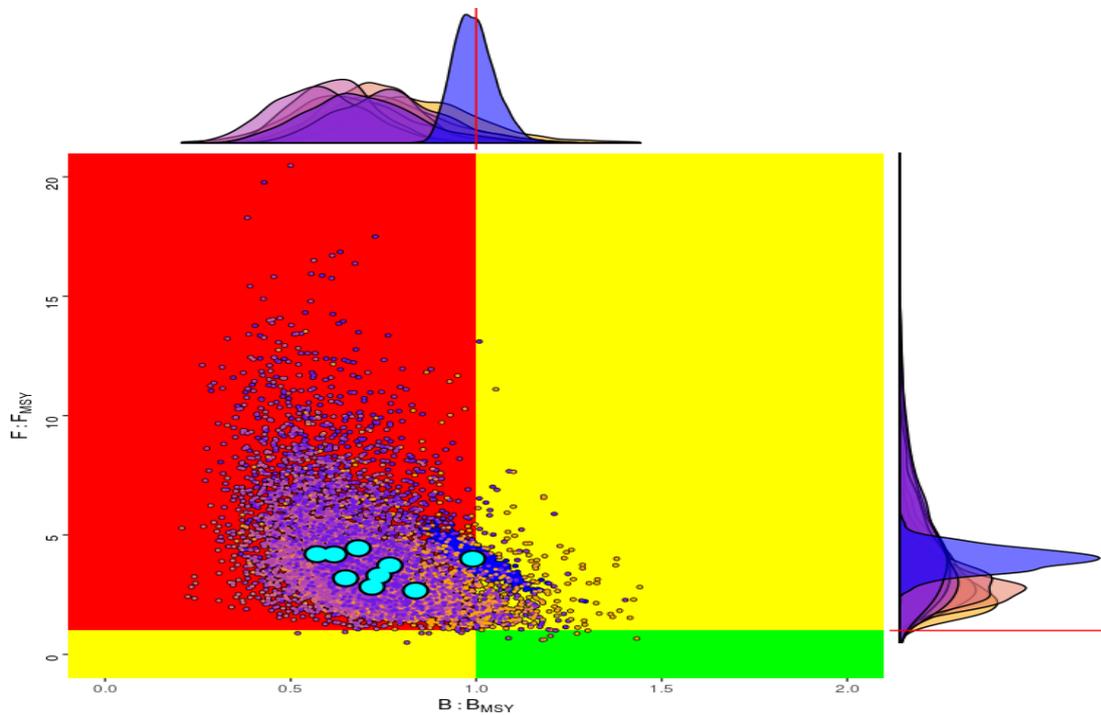
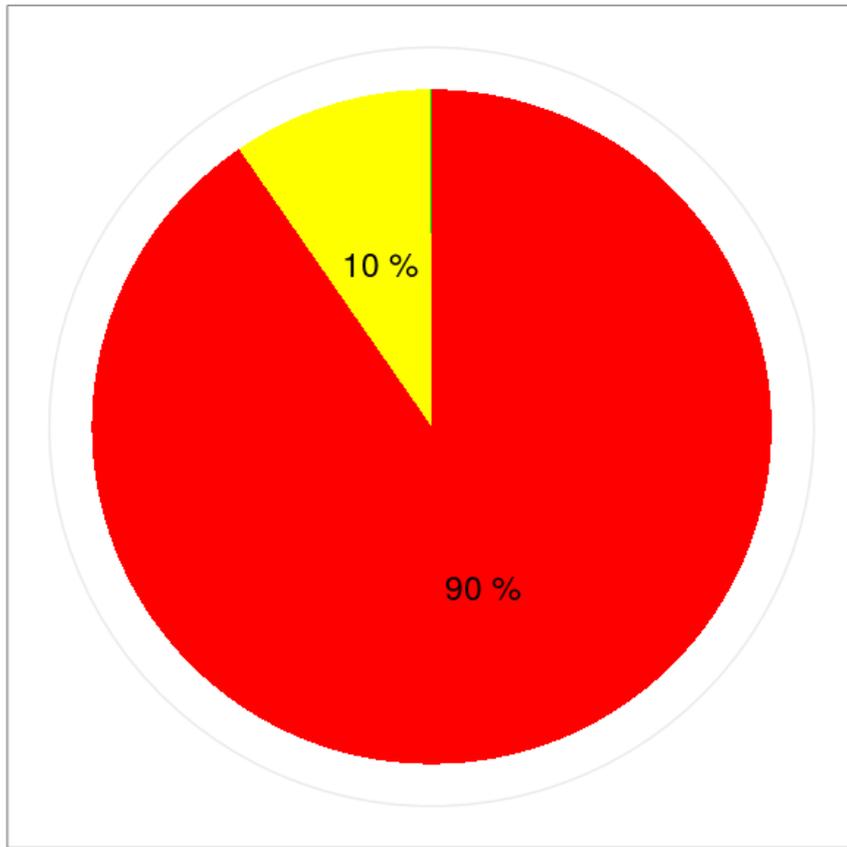
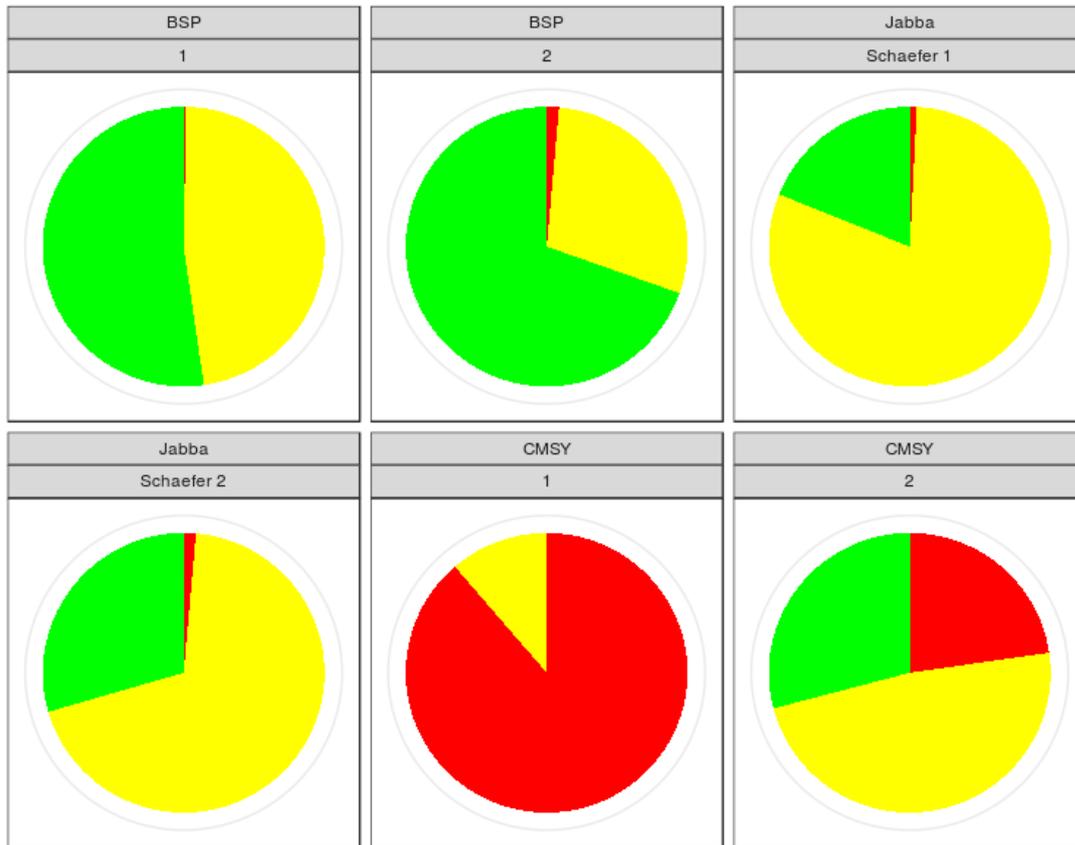


Figure 23. Kobe phase plot for North Atlantic shortfin mako showing current status (2015) based on all assessment models used. Large points show the medians for each assessment scenario; small points show the individual simulations. Marginal distributions are also shown.



Kobe Quadrant ■ Kobe Targets Achieved ■ Over Fished or Over Fishing ■ Over Fished & Over Fishing

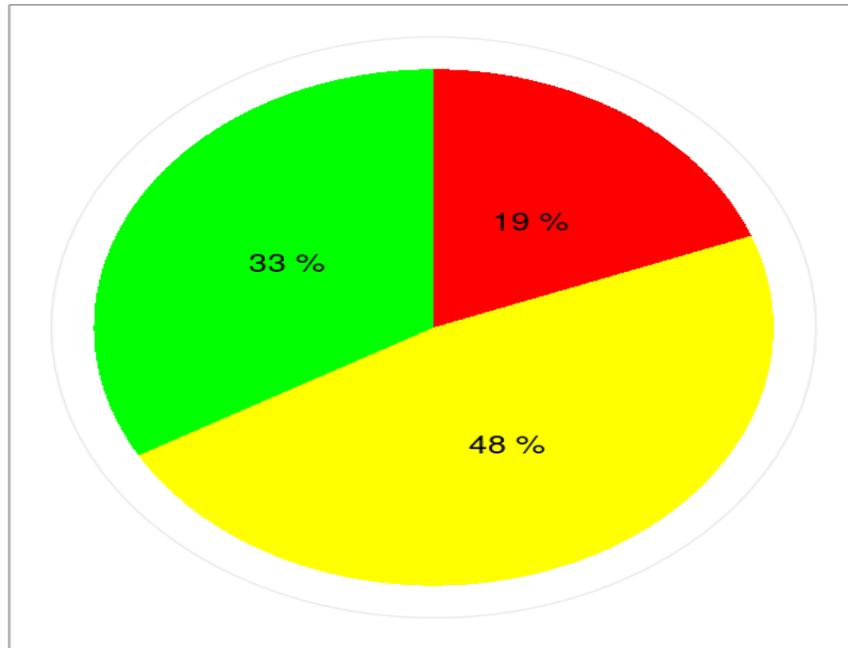
Figure 24. Kobe Pie Chart for the combined runs in the North Atlantic.



Kobe Quadrant ■ Kobe Targets Achieved ■ Over Fished or Over Fishing ■ Over Fished & Over Fishing

Method	Run	red	yellow	green
1	BSP	1	0.3	47.4
2	BSP	2	1.4	29.0
3	Jabba Schaefer 1	0.8	80.3	18.9
4	Jabba Schaefer 2	1.4	69.1	29.5
5	CMSY	1	88.7	11.2
6	CMSY	2	22.7	48.2

Figure 25. Kobe Pie Chart for the individual runs in the South Atlantic. From left to right, models are: BSP1=BSP2JAGS, Catch 1, Schaefer; BSP2= BSP2JAGS, Catch 2, Schaefer; JABBA Schaefer with Catch 1; JABBA Schaefer with Catch 2; CMSY with Catch 1; CMSY with Catch 2.



Kobe Quadrant ■ Kobe Targets Achieved ■ Over Fished or Over Fishing ■ Over Fished & Over Fishing

Figure 26. Kobe Pie Chart for the combined runs in the South Atlantic.

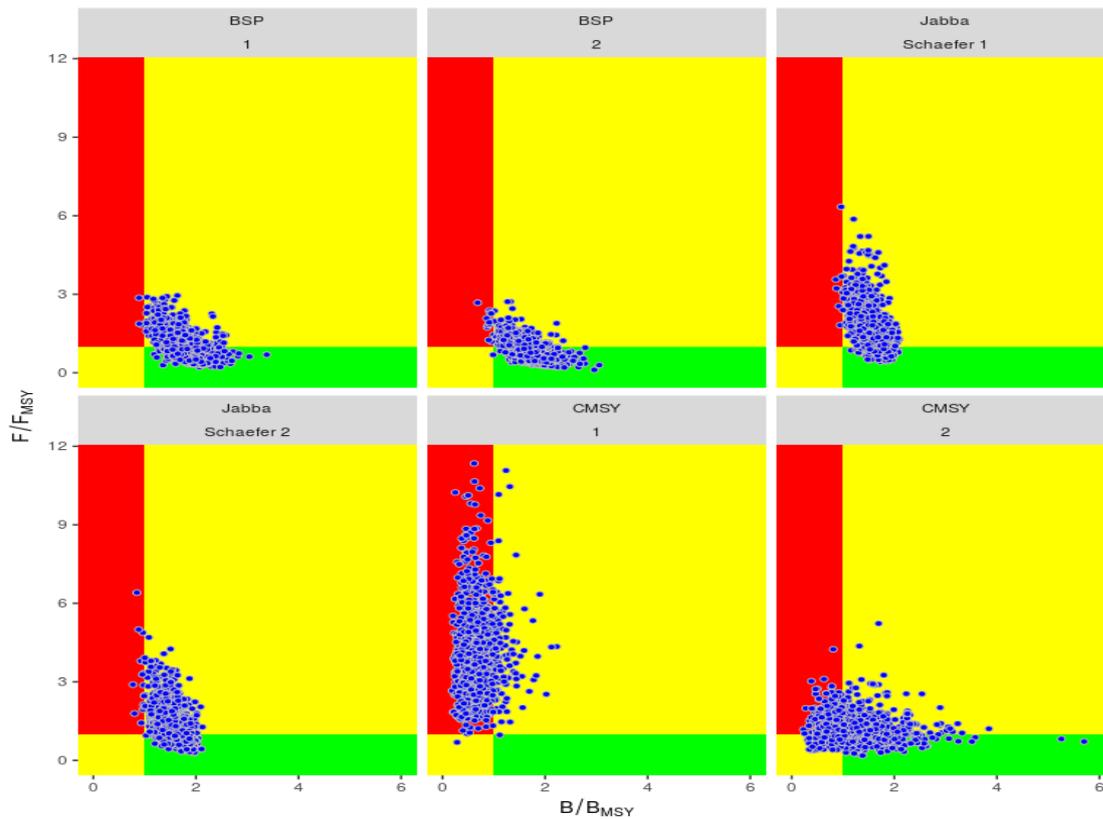


Figure 27. Kobe phase plots for the individual model runs in the South Atlantic. See Figure 25 caption for a description of the models.

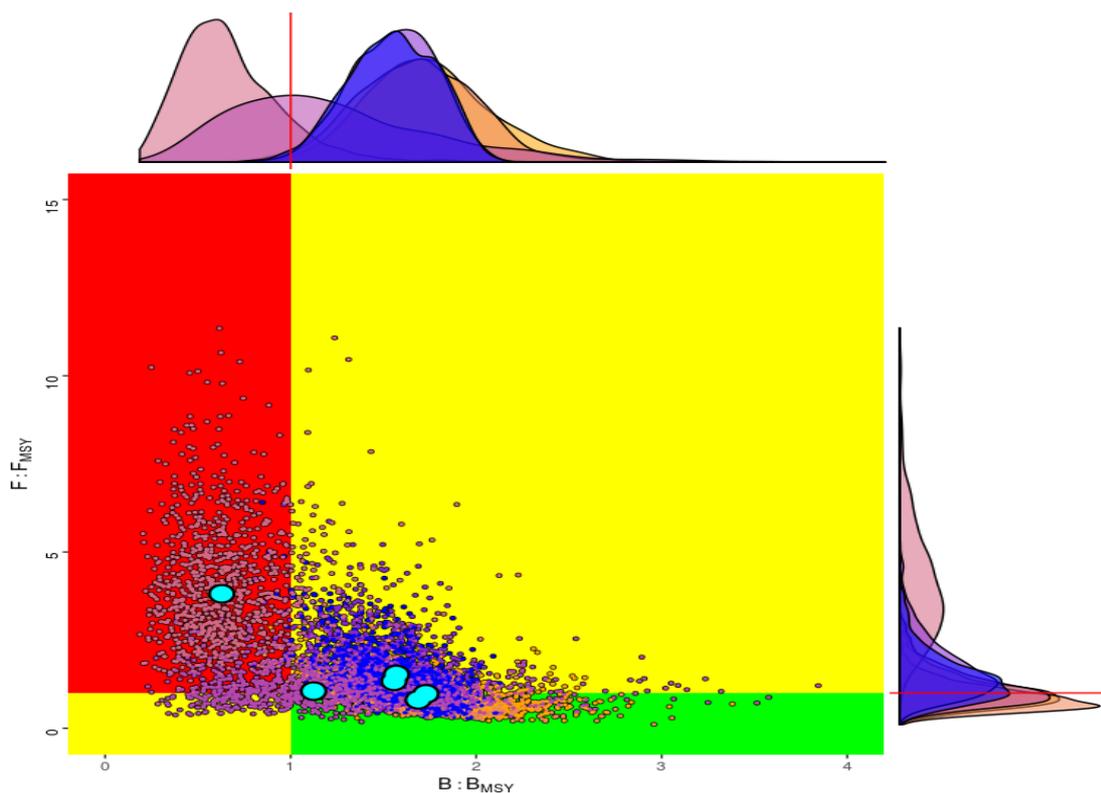


Figure 28. Kobe phase plot for South Atlantic, large points show the medians for each assessment scenario, small points show the individual simulations, marginal distributions are also shown.

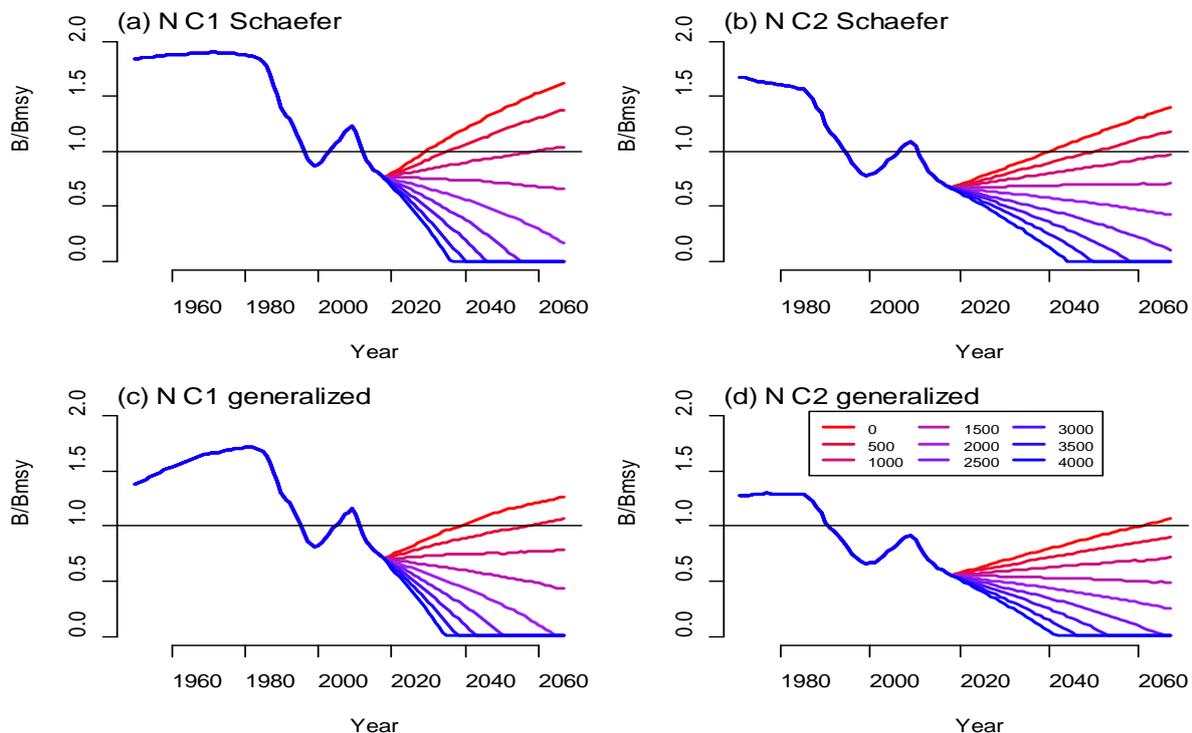


Figure 29. Median TAC projections (0 – 4000 t) from BSP2-JAGS North Atlantic for JAGS fits for (a) C1 Schaefer, (b) C2 Schaefer, (c) C1 generalized production model, and (d) C2 generalized production model.

Agenda

1. Opening, adoption of Agenda and meeting arrangements
2. Summary of available data submitted by the assessment data deadline (30 April, 2017)
 - 2.1 Stock identity
 - 2.2 Catches
 - 2.3 Indices of abundance
 - 2.4 Biology
 - 2.5 Length compositions
 - 2.6 Other relevant data
3. Methods and other data relevant to the assessment
 - 3.1 Production models
 - 3.2 Other methods
 - 3.3 Length-based age-structured models: Stock Synthesis
4. Stock status results
 - 4.1 Production models
 - 4.2 Other methods
 - 4.3 Stock Synthesis
 - 4.4 Synthesis of assessment results
5. Projections
6. Recommendations
 - 6.1 Research and statistics
 - 6.2 Management
7. Other matters
8. Adoption of the report and closure

List of Participants

CONTRACTING PARTIES**CÔTE D'IVOIRE****Konan**, Kouadio Justin

Chercheur Hydrobiologiste, Centre de Recherches Océanologiques (CRO), 29 Rue des Pêcheurs, BP V 18, Abidjan 01 Tel: +225 07 625 271, Fax: +225 21 351155, E-Mail: konankouadjustin@yahoo.fr

EUROPEAN UNION**Coelho**, RuiPortuguese Institute for the Ocean and Atmosphere, I.P. (IPMA), Avenida 5 de Outubro, s/n, 8700-305 Olhão, Portugal
Tel: +351 289 700 504, E-Mail: rpcoelho@ipma.pt**Fernández Costa**, Jose RamónMinisterio de Economía y Competitividad, Instituto Español de Oceanografía - C. Costero de A Coruña, Paseo Marítimo
Alcalde Francisco Vázquez, 10 - P.O. Box 130, 15001 A Coruña, España
Tel: +34 981 218 151, Fax: +34 981 229 077, E-Mail: jose.costa@co.ieo.es**Macías López**, Ángel DavidMinisterio 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**Queiroz**, NunoCIBIO - University of Porto, Campus Agrario de Vairao, R. Padre Armando Quintas 7, 4485-661 Vairao, Portugal
Tel: +351 967 327 937, E-Mail: nuno.queiroz@cibio.up.pt; nuno.queiroz@gmail.com**Rosa**, DanielaIPMA - Portuguese Institute for the Ocean and Atmosphere, Av. 5 de Outubro s/n, 8700-305 Olhao, Portugal
Tel: +351 289 700 500, E-Mail: daniela.rosa@ipma.pt**Sims**, DavidMarine Biological Association of the UK, The Laboratory, Citade Hill, Plymouth, PL1 2PB, United Kingdom
Tel: +44 1752 426 487, E-Mail: dws@mba.ac.uk**JAPAN****Kai**, MikihikoReseacher, Bluefin tuna Resources Group, National Research Institute of Far Seas Fisheries - NRIFSF, 5-7-1, Orido,
Shimizu, Shizuoka 424-8633
Tel: +81 54 336 6011, Fax: +81 54 335 9642, E-Mail: kaim@affrc.go.jp**NAMIBIA****Jagger**, CharmaineLarge pelagic and linefish biologist
E-Mail: Charmaine.Jagger@mfmr.gov.na**SOUTH AFRICA****Parker**, DenhamDepartment of Agriculture, Forestry and Fisheries (DAFF), Fisheries Branch, 8012 Foreshore, Cape Town
Tel: +27 21 402 3165, E-Mail: DenhamP@DAFF.gov.za**Winker**, HenningScientist: Research Resource, Centre for Statistics in Ecology, Environment and Conservation (SEEC), Department of
Agriculture, Forestry and Fisheries (DAFF) Fisheries Branch, 8012 Foreshore, Cape Town
Tel: +27 21 402 3515, E-Mail: henningW@DAFF.gov.za; henning.winker@gmail.com**UNITED STATES****Babcock**, ElizabethRosenstiel School of Marine and Atmospheric Science, University of Miami, 4600 Rickenbacker Causeway, Miami Florida
33149

Tel: +1 305 421 4852, Fax: +1 305 421 4600, E-Mail: ebabcock@rsmas.miami.edu

Byrne, Michael

University of Missouri - School of Natural Resources, Columbia, Missouri 65211
Tel: +1 508 944 5632, E-Mail: byrneme@missouri.edu; mbyrne@nova.edu

Cortés, Enric

Research Fishery Biologist, NOAA-Fisheries, Southeast Fisheries Science Center, Panama City Laboratory, 3500
Delwood Beach Road, Panama City Florida
Tel: +1 850 234 6541, Fax: +1 850 235 3559, E-Mail: enric.cortes@noaa.gov

Courtney, Dean

Research Fishery Biologist, NOAA/NMFS/SEFSC Panama City Laboratory, 3500 Delwood Beach Road, Panama City
Beach Florida 32408
Tel: +1 850 234 6541, Fax: E-Mail: dean.courtney@noaa.gov

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

O'Farrell, Halie

4600 Rickenbacker Causeway, Miami, FL 33149
Tel: +1 305 421 4316, E-Mail: hofarrell@rsmas.miami.edu

URUGUAY

Domingo, Andrés

Dirección Nacional de Recursos Acuáticos - DINARA, Laboratorio de Recursos Pelágicos, Constituyente 1497, 11200
Montevideo
Tel: +5982 400 46 89, Fax: +5982 401 32 16, E-Mail: adomingo@dinara.gub.uy;dimanchester@gmail.com

OBSERVERS FROM COOPERATING NON-CONTRACTING PARTIES, ENTITIES, FISHING ENTITIES

CHINESE TAIPEI

Tsai, Wen-Pei

Assistant Professor, Department of Fisheries Production and Management, National Kaohsiung Marine University, No.
142, Hajihuan Rd., Nanzih Dist., Kaohsiung City 81157
Tel: +886 7 361 7141#3536, E-Mail: wptsai@webmail.nkmu.edu.tw

OBSERVERS FROM NON-GOVERNMENTAL ORGANIZATIONS

THE SHARK TRUST

Fordham, Sonja V

Shark Advocates International, President, c/o The Ocean Foundation, suite 250, 1320 19th Street, NW Fifth Floor,
Washington, DC 20036, United States
Tel: +1 202 436 1468, E-Mail: sonja@sharkadvocates.org; sonjaviveka@gmail.com

Hood, Ali

The Shark trust, 4 Creykes Court, The Millfields, Plymouth PL1 3JB, United Kingdom
Tel: +44 7855 386083, Fax: +44 1752 672008, E-Mail: ali@sharktrust.org

SCRS CHAIRMAN

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

List of Papers and Presentations

Reference	Title	Authors
SCRS/2017/108	Updated standardized catch rates of shortfin mako (<i>Isurus oxyrinchus</i>) caught by the Spanish surface longline fishery targeting swordfish in the Atlantic ocean during the period 1990-2015	Fernández-Costa J., García-Cortés B., Ramos-Cartelle A. and Mejuto J.
SCRS/2017/110	An alternative hypothesis for the reconstruction of time series of catches for North and South Atlantic stocks of shortfin mako shark	Coelho R. and Rosa D.
SCRS/2017/111	Age and growth of shortfin mako in the North Atlantic, with revised parameters for consideration to use in the stock assessment	Rosa D., Mas F., Mathers A., Natanson L.J., Domingo A., Carlson J. and Coelho R.
SCRS/2017/125	Stock synthesis (SS3) model runs conducted for North Atlantic shortfin mako shark	Courtney D., Cortés E. and Zhang X.
SCRS/2017/126	Estimates of maximum population growth rate and steepness for shortfin makos in the North and South Atlantic Ocean	Cortes E.
SCRS/2017/129	Anomalous ratios of blue and shortfin mako shark landings from individual north-Atlantic longline fishing vessels	Queiroz N., Mucientes G., Sousa L.L., Sims D.W.
SCRS/2017/130	Highly spatially resolved catch records of shortfin mako in the Central North Atlantic	Queiroz N., Mucientes G., Sousa L.L., Sims D.W.
SCRS/2017/132	Proposal of implementation of low-fecundity spawner-recruitment relationship for shortfin mako in the North Atlantic	Kai M. and Carvalho F.
SCRS/2017/135	Initial stock assessment results for the North and South Atlantic shortfin mako (<i>Isurus oxyrinchus</i>) using a Bayesian Surplus Production Model and the Catch-Resilience method CMSY	Winker H, Carvalho F., Sharma R., Parker D. and Kerwath S.
SCRS/P/2017/017	Fishing the RFMO boundary: South African shortfin mako data	Winker H., Kerwath S. and Parker D.
SCRS/P/2017/020	Linking age-structured (SS3) and surplus production models	Winker H. and Carvalho F.
SCRS/P/2017/021	CMSY and a fitted SPMS: Lessons learned from Mediterranean albacore with application to South Atlantic shortfin mako	Winker H. and Parker D.
SCRS/P/2017/022	Using Satellite Telemetry to Quantify Fisheries Interaction and Survival of Shortfin Mako Sharks	Byrne M.

SCRS Document Abstracts

SCRS/2017/108 – Standardized catches per unit of effort (in number and weight) were obtained for the shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) using General Linear Modeling procedures based on trip data from the Spanish surface longline fleet targeting swordfish in the North and South Atlantic Ocean over the period 1990-2015. A base case and two GLM sensitivity analyses were carried out including a MIXED procedure. Area was identified to be the most relevant factor in explaining CPUE variability in all cases. The base case models explained between 40-46% of CPUE variability. The comparison of the standardized CPUEs obtained from the base case and the two sensitivity models show a very similar and stable general trend over time regardless of the model used for the North Atlantic stock. The base case and sensitivity analysis using a mixed model also show very similar trends over time in the case of the South Atlantic stock. All scenarios tested suggest overall stable CPUE trends or a slightly increase trend, in the North and South Atlantic stocks, respectively, during the 26-year period analyzed.

SCRS/2017/110 – The reconstruction of shark catch time series is particularly important for stock assessments, as the nominal catch data on sharks is usually very limited and a major source of uncertainty. This document provides an alternative hypothesis for the reconstruction of shark catches in the Atlantic (ICCAT fisheries) based on a method developed for the EUPOA-Sharks (EU Plan of Action for Sharks). The estimation method is based on ratios of sharks:main species catches, obtained from observer programs, literature revision and/or personnel communications. In this paper we present the average estimations by fleet/métier for the Atlantic (2000-2015) as well as time series for 1971-2015. A specific estimation for shortfin mako by stock is also presented. In this specific case, the main differences in the declared vs. estimated catches are more relevant in the earlier years of the series, which is consistent with more underreporting and lack of species specific information in the earlier years. These time series (North and South stocks) can be considered for use as alternative catch histories in the 2017 ICCAT SMA stock assessment.

SCRS/2017/111 – The shortfin mako, *Isurus oxyrinchus* (Lamnidae), is regularly caught as bycatch in pelagic longline fisheries and is among the most vulnerable sharks to this fishery. The age and growth of *I. oxyrinchus* was studied along a wide North Atlantic region. Data from 375 specimens ranging in size from 57 to 366 cm fork length (FL) for females and 52 to 279 cm FL for males were analysed. Growth models were fitted using the von Bertalanffy growth equation re-parameterised to calculate L0, instead of t0, and a modification of this equation using the known size at birth. Growth models were compared using the Akaike information criterion (AIC) and Bayesian Information Criterion (BIC). The von Bertalanffy growth equation with fixed L0 (size at birth = 63 cm FL) seemed to adequately model growth in this species, with resulting growth parameters of Linf = 241.8 cm FL, k = 0.136 year⁻¹ for males and Linf = 350.3 cm FL, k = 0.064 year⁻¹ for females. This study adds to knowledge of the vital life-history parameters of shortfin mako in the Atlantic Ocean, which can be used in future stock assessments for producing scientific advice to promote the management and conservation of this species.

SCRS/2017/125 – Stock Synthesis model runs were conducted for the North Atlantic shortfin mako shark based on the available catch, CPUE, length composition, and life history data compiled by the Shark Working Group. A sex-specific model was implemented in order to allow for observed differences in growth between sexes. Beverton-Holt stock-recruitment was assumed. The steepness of the stock recruitment relationship and natural mortality at age were fixed at independently estimated values. A two-stage data weighting approach was implemented to iteratively tune (re-weight) variance adjustment factors for fleet-specific relative abundance indices (CPUE) externally to the model (Stage 1) and fleet-specific size data distributions (length composition) within the Stock Synthesis model (Stage 2). Ending year (2015) stock status relative to maximum sustainable yield (MSY) reference points obtained from the final SS3 model run following the two stage data weighting approach indicated that the fishing mortality rate in 2015 was above the fishing mortality rate at maximum sustainable yield ($F_{2015}/F_{MSY} = 3.7$) and that F_{2015}/F_{MSY} first exceeded 1.0 in 1985. The final SS3 model run also indicated that spawning stock size in 2015, calculated here as spawning stock fecundity (SSF, 1,000s), was very close to being below the spawning stock size at MSY ($SSF_{2015}/SSF_{MSY} = 1.005$).

SCRS/2017/126 – Maximum population growth rates and steepness values of the Beverton-Holt stock-recruitment relationship were computed for North and South Atlantic stocks of shortfin mako (*Isurus*

oxyrinchus) based on the biological information provided at the 2017 Shortfin Mako Data Preparatory meeting and soon thereafter. I used a dual life table/Leslie matrix approach to obtain estimates of productivity (r_{\max}), net reproductive rate (R_0), generation time (μ_1), and derived steepness analytically. To encompass a plausible range of biological values, I considered parameters from the von Bertalanffy growth function obtained in a recently completed study by the Shark Species Group and those from a previous study for the North Atlantic, and from two published studies for the South Atlantic. I also considered a female size vs. litter size relationship or constant fecundity. Finally, natural mortality at age was obtained from the minimum of five estimates obtained through different life history invariant methods to approximate a maximum population growth rate. Estimated productivity ranged from $r_{\max}=0.031$ to 0.060 yr^{-1} for the North Atlantic stock and from $r_{\max}=0.066$ to 0.123 yr^{-1} for the South Atlantic stock. Analytically derived values of steepness corresponding to these productivities ranged from $h=0.34$ to 0.52 for the North Atlantic stock and $h=0.44$ to 0.72 for the South Atlantic stock. These estimates can be used to formulate informative priors of r_{\max} and h in production and age-structured stock assessment models, respectively.

SCRS/2017/129 – Here we examine the verified landings of shortfin mako and blue sharks made by 21 individual European longline fishing vessels in 2008. Catches of shortfin mako typically comprise 3–13% of blue shark catches in the same longline or gill-net fishery, hence large deviations from this ratio may represent overreporting of mako landings that can affect scientific stock assessments. For the 21 vessels operating in the North Atlantic in 2008 the catches of shortfin mako were between 27.8 and 6481 % of blue shark catches. The average of mako was 725 % (± 1611.2 S.D.) of blue shark catches. Considering only 9 vessels for which the percentage was less than 100, the catches of mako were on average 48.6 % (± 18.9 S.D.) of blue shark catches. Although some discarding of blues may have affected the higher percentage makos observed, it seems likely that the majority of blue shark catches were retained and implies that the excess 'mako' could have been a regulated species such as swordfish. The scale of this problem prior to 2013 may already have affected data used in assessing shortfin mako populations in the Atlantic.

SCRS/2017/130 – Here we examine highly-spatially resolved catch records of individual shortfin mako detailed in personal logbooks from two longline-vessel captains over a 16 year period. Logbooks comprised data recording time, location (latitude/longitude), water temperature, gear type and setting practice (exact hook number, type, depth) and numbers of sharks and total biomass per species captured on each longline set. Results show median fishing trip duration increased from 29 days pre-2005 to 37 post-2005, with fishing areas expanded spatially by as much as 5° further west and between 20° and 20° further south from pre- to post-2005, together with a general shift in density distribution of sets. The expansion overlapped key areas of shark habitat use not previously exploited by those vessels, resulting in CPUE and biomass of shortfin mako being generally higher at the expanding edges of the core fishing areas post-2005. Whether fishing patterns responded to lower biomass of shortfin mako being available within higher use shark habitat remains an open question, but our results argue for detailed spatially-referenced catch data to be analysed in relation to new telemetry of oceanic shark space-use and fishing vessel movements to obtain a greater understanding of how CPUE varies through time.

SCRS/2017/132 – This document paper presents the short review of low-fecundity spawner-recruitment relationship (LFSR) to give a motivation of the implementation of the LFSR in the stock synthesis model. The parameter values of the LFSR are also computed using the preliminary value of the steepness for shortfin mako in the North Atlantic.

SCRS/2017/135 – We present results of two alternative stock assessment modeling frameworks applied to the North Atlantic (NA) and South Atlantic (SA) shortfin mako shark catch and CPUE data series. First we applied a Bayesian State-Space Surplus Production Model (Just Another Bayesian Biomass Assessment: JABBA), which estimates process variance and additional observation variance simultaneously and was fitted to primary catch time series and all provided standardized CPUE time series for the NA and SA. Based on the JABBA base-case fits, the MSY estimate for North Atlantic base-case was 1134.1 metric tons (479.9 – 3324.5 95% C.I.) and at 1130.5 metric tons (325.3 – 2274.1 95% C.I.) for the South Atlantic. Stock status trajectory of over time showed a typical anti-clockwise pattern for the NA shortfin mako shark stock status moving from underexploited through a period of unsustainable fishing, leading to a 99% posterior probability of being over-exploited in 2015. In contrast, the South Atlantic stock reveals a clockwise pattern moving from an underexploited state to a recovery as result of decreasing biomass under sustainable fishing, which is followed by a short period of overfishing. For the SA shortfin mako shark population, the resulting stock status posterior for 2015 therefore appears somewhat implausible and ambiguous. Model diagnostics in for evaluating forecasting, retrospective patterns and sensitivity to dropping on CPUE series

at a time (jackknife) indicated overall good performance for the NA stock, but highlighted that stock biomass estimates must be treated with extreme caution. This was further corroborated by the good match between the catch-only method CMSY for NA, but strong discrepancies between CMSY and fitted models for SA. The latter can be attributed to the apparent contradiction between the observation process (i.e. CPUE) and process equation, which is informed by the catch and resilience (r) information.

Additional results using the Visual BASIC Bayesian Surplus Production Software (BSP1 and BSP2), and the equivalent in JAGS (BSP2-JAGS)

This appendix presents results of the BSP1, BSP2 and BSP2-JAGS runs that were discussed at the assessment meeting, but not included in the main text. This includes the detailed results of BSP1 and BSP2 continuity runs, as well as some sensitivity analyses done with BSP2-JAGS.

The continuity runs using the BSP1 VisualBASIC model were set up using the same catch data and indices as all the other BSP models (Section 3.1). We ran three models for the North Atlantic (**Table Appendix 1a**) and three models for the South Atlantic (**Table Appendix 1b**) using data through 2015. For the North and the South the first run (na1, sa1) was the C1 catch starting in 1950 and 1971 respectively. Both second runs (na2, sa2) used the C2 catch series both starting in 1971. The final run (na3, sa3) applied a generalized production model and the alternative catch series both starting in 1971. Runs na2 and sa1 are continuity runs for comparison to the 2012 assessment methods. All BSP1 models were able to converge adequately, with percent maximum weight less than 0.5% and similar values of the log(weights) and log(likelihood*priors). However, without process error they were not able to fit the zigzag pattern in the CPUE series in the North Atlantic (**Figure Appendix 1**), or the increasing trend in the South Atlantic (**Figure Appendix 2**). All BSP1 results had high K values and were fairly optimistic (**Table Appendix 2, Table Appendix 3, Figure Appendix 3, Figure Appendix 4, Figure Appendix 5**).

Although the BSP2 VisualBASIC model with process error (BSP2) was able to estimate the mode of the posterior distribution, the SIR algorithm did not converge on the posterior distribution. For the North Atlantic, the authors were able to estimate the mode of the posterior distribution, and the fit at the mode (**Figure Appendix 6**) was similar to the fits from the BSP2-JAGS models with the same data (**Figure Appendix 7**).

Additional sensitivity analyses of the BSP1, BSP2 and BSP2-JAGS models were presented using slightly different priors and weighting methods, with the same catch and CPUE data through 2015. These models were presented at the beginning of the meeting, and they have different priors than the runs used for the assessment. The models were used in part to explore the differences between BSP VisualBASIC and BSP2-JAGS implementations (Babcock and Cortés (in press)). They were based on the runs conducted during the 2012, except where noted (**Table Appendix 4**). While the starting year was 1971 for the North Atlantic in the 2012 assessment, these runs used the first year of the catch series, which was 1950. The indices used in the north Atlantic were US-Log, JPLL-N, POR-LL-N, ESP-LL-N, and CH-TA-LLN. In a sensitivity run, the US-Obs series was also included. Catches were either the catches from the data preparatory meeting (C1), or the alternative catch scenario based on ratios (C2). In the north, the C1 catches were used for 1950 to 1970 in the C1 catch scenario. In one run, catches from 1950 to 1996 were predicted from effort using an estimated constant of proportionality. For the south Atlantic, the indices were UR-LL-Log, JPLL-S, BR-L, UR-LL-Obs, ESP-LL-S, and CH-TA-LLS.

For both the North and the South, a lognormal informative prior was used for r , in which the mean of r was set to the mean of the newly calculated values of r from several different methods life history methods. The log-standard deviation of r was the same as the 2012 assessment (log-sd=0.12). The means were 0.046 for the north and 0.073 for the south (corresponding to log-means of -3.09 in the north and -2.62 in the south). In one sensitivity analysis the log-sd of r was doubled. The other priors were the same as in 2012. The starting biomass relative to K was lognormal with a mean of one and log-standard deviation of 0.2, bounded between 0.2 and 1.1. K was uniform on log- K , bounded between 0.01 and 5,000,000. In the BSP1 and BSP2 runs, q was estimated using the MLE shortcut. For the BSP2-JAGS runs, for each series was estimated with a uniform prior between $1.0E-10$ and 10. In most model runs, the error standard deviation was assumed to be the same for all points and was estimated with a uniform prior between 0.01 and 10. In the “catch weighting” runs, the error standard deviation in each data point was estimated from the proportion of catch in each year in each series. In the BSP2 runs, it is not possible to estimate the error standard deviation, so error standard deviation was set equal to a value slightly larger than the mean MLE sigma (0.4 in the north, and 0.45 in the south). Process error was zero in all the BSP1 runs, and fixed at either log-sd=0.05 or log-sd=0.005 in BSP2 and BSP2-JAGS. We also conducted post-model pre-data runs to evaluate the impact of the priors on the posterior distribution. These runs included only a single CPUE data point so that the results are driven entirely by the priors and the catch time series.

In the north Atlantic, the BSP1 alternative models were all able to converge adequately, with percent maximum weight less than 0.5% and similar values of the log(weights) and log(likelihood*priors). For the BSP2 runs, none of the importance functions produced good convergence; the final percent maximum weight was 1.97% for run n5, above the target of 0.5%. The BSP1 and BSP2 models generally produced fits that were quite optimistic, with biomass above B_{MSY} and F below F_{MSY} (**Table Appendix 5, Figure Appendix 5, Figure Appendix 8, Figure Appendix 9**). The BS2-JAGS alternative models for the north Atlantic also suffered from convergence problems, but generally had Gelman Rubin diagnostics less than 1.05 (**Table Appendix 6**). Like the BSP runs, the BSP2-JAGS runs returned values of r that were very similar to the priors. However, the BSP2-JAGS runs produced lower estimate of K , and were generally more pessimistic (**Table Appendix 6, Figure Appendix 10, Figure Appendix 11**). Process error improved the model fits.

For the south Atlantic, the BSP1 alternative models converged adequately, but the BSP2 model did not. The percent maximum weight was 13.5% for run s2, above the target of 0.5%. The BSP2-JAGS runs all converged adequately. All models produced posterior distributions that were similar to the priors for r . However, the BSP2-JAGS models estimated higher values of K , so that they were more optimistic than the BSP2-JAGS models (**Table Appendix 7, Table Appendix 8, Figure Appendix 12, Figure Appendix 13**). The BSP2-JAGS runs estimated an increasing trend during the years with CPUE data (**Figure Appendix 14**).

Finally, **Figure Appendix 15** shows the Kobe plot for the main assessment model results described in section 3.1 for the South Atlantic.

Table Appendix 1. Inputs for the BSP1 and BSP2 continuity runs.

(a) North BSP1

<i>Run</i>	<i>Weighting</i>	<i>Catch</i>	<i>Catch start date</i>	<i>B0/K prior</i>	<i>r prior</i>	<i>Name</i>	<i>Shape</i>
na1	equal	C1	1950	lnorm(1)	lnorm(log(0.0254), 0.434)	N 1950	n=2
na2	equal	alt	1971	lnorm (.85)	lnorm(log(0.0254), 0.434)	N continuity	n=2
na3	equal	alt	1971	lnorm(.85)	lnorm(log(0.0254), 0.434)	N 1971 gen	n=5

b) South BSP1

<i>Run</i>	<i>Weighting</i>	<i>Catch</i>	<i>Catch start date</i>	<i>B0/K prior</i>	<i>r prior</i>	<i>Name</i>	<i>Shape</i>
sa1	equal	C1	1971	lnorm	lnorm(log(0.052), 0.275)	S continuity	n=2
sa2	equal	alt	1971	lnorm	lnorm(log(0.052), 0.275)	S alt cat	n=2
sa3	equal	alt	1971	lnorm	lnorm(log(0.052), 0.275)	S alt cat gen	n=5

(c) North BSP2

<i>Run</i>	<i>Area</i>	<i>Weighting</i>	<i>Catch</i>	<i>Process error</i>	<i>Catch start date</i>	<i>B0/K prior</i>	<i>r prior</i>	<i>Name</i>	<i>Shape</i>
na4	North	input CV	C1	0.05	1950	lnorm(1)	lnorm(log(0.0254), 0.434)	N 1950	n=2
na5	North	input CV	alt	0.05	1971	lnorm (.85)	lnorm(log(0.0254), 0.434)	N continuity	n=2
na6	North	input CV	alt	0.05	1950	lnorm(.85)	lnorm(log(0.0254), 0.434)	N 1971 gen	n=5

(d) South BSP2

<i>Run</i>	<i>Area</i>	<i>Weigh ting</i>	<i>Catch</i>	<i>Process error</i>	<i>Catch start date</i>	<i>B0/K prior</i>	<i>r prior</i>	<i>Name</i>	<i>Shape</i>
sa4	Sout h	input CV	C1	0.05	1971	lnorm	lnorm(log(0.052), 0.275)	S contin uity	n=2
sa5	Sout h	input CV	alt	0.05	1971	lnorm	lnorm(log(0.052), 0.275)	S alt cat	n=2
sa6	Sout h	input CV	alt	0.05	1971	lnorm	lnorm(log(0.052), 0.275)	S alt cat gen	n=5

Table Appendix 2. Expected values (CVs) of estimated parameters for the BSP1 continuity model runs for North Atlantic mako sharks.

<i>Variable</i>	<i>mako17Na1</i>	<i>mako17Na2</i>	<i>mako17Na3</i>
K (1000)	1755.63(0.70)	1967.08(0.6)	1670.76(0.76)
r	0.03(0.46)	0.03(0.5)	0.03(0.48)
MSY (1000)	10.98(0.88)	11.93(0.8)	22.95(0.97)
Bcur (1000)	1620.98(0.74)	1713.97(0.7)	1595.70(0.79)
Binit (1000)	1603.58(0.71)	1663.14(0.7)	1451.19(0.78)
Bcur/Binit	0.99(0.12)	1.01(0.1)	1.09(0.14)
Ccur/MSY	0.55(0.83)	0.61(0.8)	0.39(0.85)
Bcur/Bmsy	1.77(0.09)	1.67(0.1)	1.38(0.09)
Fcur/Fmsy	0.34(0.99)	0.40(0.9)	0.31(1.03)

Table Appendix 3. Expected values (CVs) of estimated parameters for the BSP1 model continuity runs for South Atlantic mako sharks.

<i>Variable</i>	<i>mako17Sa1</i>	<i>mako17Sa2</i>	<i>mako17Sa3</i>
K (1000)	2547.55(0.50)	2473.56(0.52)	1842.71(0.72)
r	0.06(0.21)	0.06(0.21)	0.04(0.18)
MSY (1000)	35.02(0.54)	34.24(0.56)	37.99(0.72)
Bcur (1000)	2317.55(0.51)	2243.62(0.53)	1792.91(0.73)
Binit (1000)	1360.17(0.55)	1318.90(0.57)	711.75(0.77)
Bcur/Binit	1.75(0.19)	1.75(0.19)	2.60(0.19)
Ccur/MSY	0.11(0.79)	0.11(0.78)	0.13(0.91)
Bcur/Bmsy	1.81(0.05)	1.80(0.05)	1.44(0.03)
Fcur/Fmsy	0.06(0.85)	0.06(0.86)	0.09(0.97)

Table Appendix 4. Inputs for the BSP and BSP2-JAGS sensitivity runs using alternative priors.

(a) North Atlantic

<i>Run</i>	<i>Weighting</i>	<i>Catch</i>	<i>Indices</i>	<i>Est Cat</i>	<i>Proc. error</i>	<i>Software</i>	<i>Cat start date</i>	<i>B0/K prior</i>	<i>r prior</i>	<i>Name</i>
n1	equal, estimated	C1	base	no	0	BSP	1950	lnorm (mean 1, CV 0.2)	lnorm, mean 0.046	N equal wt
n2	equal, estimated	C1	base	effor t	0	BSP	1997	unifor m (0.2, 1.1)	lnorm,m ean 0.046	N effort fit
n3	catch wt	C1	base	no	0	BSP	1950	lnorm	lnorm,m ean 0.046	N catch wt
n4	equal, estimated	C1	base	no	0	BSP	1950	lnorm	lnorm,m ean 0.046, double sd	N double r sd
n1pmpd	NA	C1	NA	no	0	BSP	1950	lnorm	lnorm,m ean 0.046	N pmpd
n5	equal, estimated	C1	base	no	0.05	BSP2	1950	lnorm	lnorm,m ean 0.046	N process error
n6	by series	C1	base	no	0	BSP	1950	lnorm	lnorm,m ean 0.046	N series wt
n7	equal, estimated	C2	base	no	0	BSP	1950	lnorm	lnorm,m ean 0.046	N alt catch
n8	equal, estimated	C1	base+ US obs	no	0	BSP	1950	lnorm	lnorm,m ean 0.046	N alt index
jn1	equal, estimated	C1	base	no	0.00 5	JAGS	1950	lnorm	lnorm,m ean 0.046	N equal wt
jn2	equal, estimated	C1	base	effor t	0.00 5	JAGS	1997	unifor m	lnorm,m ean 0.046	N effort fit
jn3	catch wt	C1	base	no	0.00 5	JAGS	1950	lnorm	lnorm,m ean 0.046	N catch wt
jn4	equal, estimated	C1	base	no	0.00 5	JAGS	1950	lnorm	lnorm,m ean 0.046, double sd	N double r sd
n1pmpd	NA	C1	NA	no	0.00 5	JAGS	1950	lnorm	lnorm,m ean 0.046	N pmpd
jn5	equal, estimated	C1	base	no	0.05	JAGS	1950	lnorm	lnorm,m ean 0.046	N process error
jn6	by series	C1	base	no	0.00 5	JAGS	1950	lnorm	lnorm,m ean 0.046	N series wt

jn7	equal, estimated	C2	base	no	0.005	JAGS	1950	lnorm	lnorm,mean 0.046	N alt catch
jn8	equal, estimated	C1	base+ US obs	no	0.005	JAGS	1950	lnorm	lnorm,mean 0.046	N alt index
jn1s1	estimated	C1	1	no	0.005	JAGS	1950	lnorm	lnorm,mean 0.046	N index 1
jn1s2	estimated	C1	2	no	0.005	JAGS	1950	lnorm	lnorm,mean 0.046	N index 2
jn1s3	estimated	C1	3	no	0.005	JAGS	1950	lnorm	lnorm,mean 0.046	N index 3
jn1s4	estimated	C1	4	no	0.005	JAGS	1950	lnorm	lnorm,mean 0.046	N index 4
jn1s5	estimated	C1	5	no	0.005	JAGS	1950	lnorm	lnorm,mean 0.046	N index 5

(b) South Atlantic

<i>Run</i>	<i>Weighting</i>	<i>Catch</i>	<i>Indices</i>	<i>Est cat</i>	<i>Proc. error</i>	<i>Software</i>	<i>Catch start date</i>	<i>B0/K prior</i>	<i>r prior</i>	<i>Name</i>
s1	equal, estimated	C1	base	no	0	BSP	1971	lnorm	lnorm,mean 0.073	S equal wt
s2	equal, fixed	C1	base	no	0.05	BSP2	1971	lnorm	lnorm,mean 0.073	S process error
s1p mpd	NA	C1	NA	no	0	BSP	1971	lnorm	lnorm,mean 0.073	S pmpd
js1	equal, estimated	C1	base	no	0.005	JAGS	1971	lnorm	lnorm,mean 0.073	S equal wt
js2	equal, estimated	C1	base	no	0.05	JAGS	1971	lnorm	lnorm,mean 0.073	S process error
js1p mpd	NA	C1	NA	no	0.005	JAGS	1971	lnorm	lnorm,mean 0.073	S pmpd

Table Appendix 5. Expected values (CVs) of estimate parameters for the BSP1 and BSP2 model alternative runs for North Atlantic mako sharks.

<i>Variable</i>	<i>mako17N1</i>	<i>mako17N2</i>	<i>mako17N3</i>	<i>mako17N4</i>	<i>mako17N5</i>	<i>mako17N6</i>	<i>mako17N7</i>	<i>mako17N8</i>	<i>mako17N1P MPD</i>
	<i>equal wt</i>	<i>effort fit</i>	<i>catch wt</i>	<i>double r sd</i>	<i>process error</i>	<i>series wt</i>	<i>C2 catch</i>	<i>alt index</i>	
K (1000)	1592.96(0.78)	446.71(1.0)	1395.38(0.9)	1594.17(0.78)	1160.38(0.8)	1088.96(1.0)	1810.40(0.70)	1756.96(0.70)	1245.22(1.0)

r	0.05(0.12)	0.05(0.1)	0.05(0.1)	0.05(0.24)	0.05(0.1)	0.05(0.1)	0.05(0.12)	0.05(0.12)	0.05(0.1)
MSY (1000)	18.20(0.80)	5.20(1.0)	16.04(0.9)	18.16(0.84)	13.54(0.8)	12.54(1.0)	20.68(0.71)	20.11(0.71)	14.32(1.0)
Bcur (1000)	1515.92(0.82)	302.00(1.6)	1316.91(1.0)	1514.94(0.82)	1020.82(0.8)	1013.84(1.1)	1715.90(0.73)	1678.8(0.73)	1165.04(1.1)
Binit (1000)	1455.62(0.80)	294.65(1.5)	1260.14(0.9)	1456.44(0.80)	1058.20(0.8)	1004.30(1.0)	1655.66(0.71)	1596.0(0.71)	1122.33(1.0)
Bcur/Binit	1.02(0.14)	1.04(0.4)	0.97(0.2)	1.02(0.14)	0.91(0.2)	0.95(0.2)	1.02(0.14)	1.04(0.14)	0.90(0.3)
Ccur/MSY	0.34(0.82)	0.78(0.3)	0.50(0.9)	0.35(0.82)	0.53(0.7)	0.53(0.7)	0.36(0.78)	0.28(0.78)	0.70(1.0)
Bcur/Bmsy	1.82(0.08)	1.17(0.3)	1.73(0.2)	1.82(0.08)	1.64(0.2)	1.72(0.1)	1.82(0.08)	1.85(0.06)	1.59(0.3)
Fcur/Fmsy	0.20(0.96)	0.79(0.5)	0.37(1.4)	0.21(0.97)	0.37(0.8)	0.34(0.8)	0.21(0.94)	0.16(0.90)	1.27(4.3)

Table Appendix 6. BSP2-JAGS alternative model expected values and CVs for north Atlantic mako sharks.

Parameter	1N equal wt	2N effort fit	3N catch wt	4N double r sd	5N pmpd	6N process error	7N series wt	8N C2 catch	9N alt index
Rhat	1.01	1.17	1.02	1.04	1.15	1	1.01	1.02	1.02
n.eff	280	15	87	110	24	2100	180	520	110
K(1000)	251.57(0.29)	256.72(0.17)	342.33(0.08)	252.16(0.29)	493.29(1.87)	159.99(0.26)	227.14(0.24)	304.17(0.3)	265.69(0.27)
r	0.05(0.12)	0.05(0.13)	0.05(0.06)	0.05(0.12)	0.05(0.12)	0.05(0.12)	0.05(0.12)	0.05(0.12)	0.05(0.12)
B0/Bmsy	1.75(0.16)	1.82(0.13)	0.41(0.03)	1.79(0.14)	1.82(0.13)	1.81(0.13)	1.81(0.13)	1.77(0.14)	1.77(0.14)
Bcur.Bmsy	1.36(0.12)	0.88(0.24)	1.3(0.04)	1.37(0.12)	0.73(1.12)	1.09(0.21)	1.32(0.11)	1.35(0.13)	1.42(0.1)
HRcur.HRmsy	0.88(0.34)	1.22(0.25)	0.57(0.08)	0.88(0.34)	2441.6(1.23)	1.75(0.32)	0.97(0.29)	0.99(0.37)	0.78(0.32)

Table Appendix 7. Expected values (CVs) of model outputs from BSP1 and BSP2 alternative model runs for the South Atlantic.

Variable	mako17s1	mako17s2	mako17s1PMPD
	equal wt	process error	pmpd
K (1000)	2416.85(0.53)	1489.99(0.51)	1079.86(1.1)
r	0.07(0.11)	0.07(0.09)	0.07(0.1)
MSY (1000)	42.86(0.54)	26.21(0.47)	19.70(1.2)
Bcur (1000)	2288.62(0.54)	1594.18(0.52)	1039.75(1.2)
Binit (1000)	1238.15(0.58)	922.35(0.60)	976.59(1.2)

Bcur/Binit	1.90(0.20)	1.82(0.13)	0.93(0.3)
Ccur/MSY	0.09(0.82)	0.13(0.47)	0.60(1.2)
Bcur/Bmsy	1.88(0.03)	2.13(0.08)	1.66(0.3)
Fcur/Fmsy	0.05(0.88)	0.06(0.47)	1.05(4.6)

Table Appendix 8. Expected values (CVs) or model outputs from BSP2-JAGS alternative model runs for the South Atlantic.

Parameter	10S equal wt	11S process error	12S pmpd
Rhat	1	1	1.21
n.eff	1400	3600	13
K(1000)	236.69(0.44)	161.93(0.43)	352.39(2.28)
r	0.07(0.11)	0.07(0.11)	0.07(0.12)
B1.K	1.07(0.22)	1.1(0.2)	1.83(0.12)
Bcur.Bmsy	1.58(0.09)	2.04(0.15)	0.7(1.2)
HRcur.HRmsy	0.47(0.47)	0.55(0.43)	4363.62(1.19)

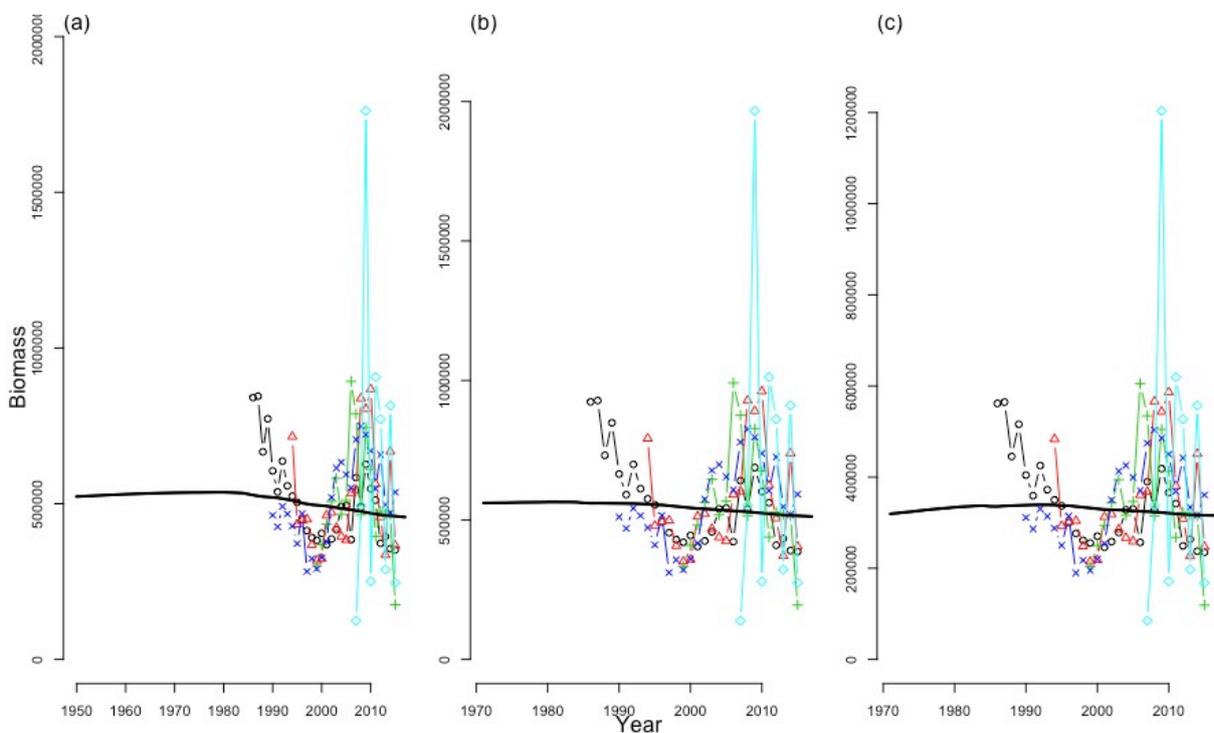


Figure Appendix 1. BSP1 model fits for the North Atlantic, for the runs described in **Table Appendix 1a**.

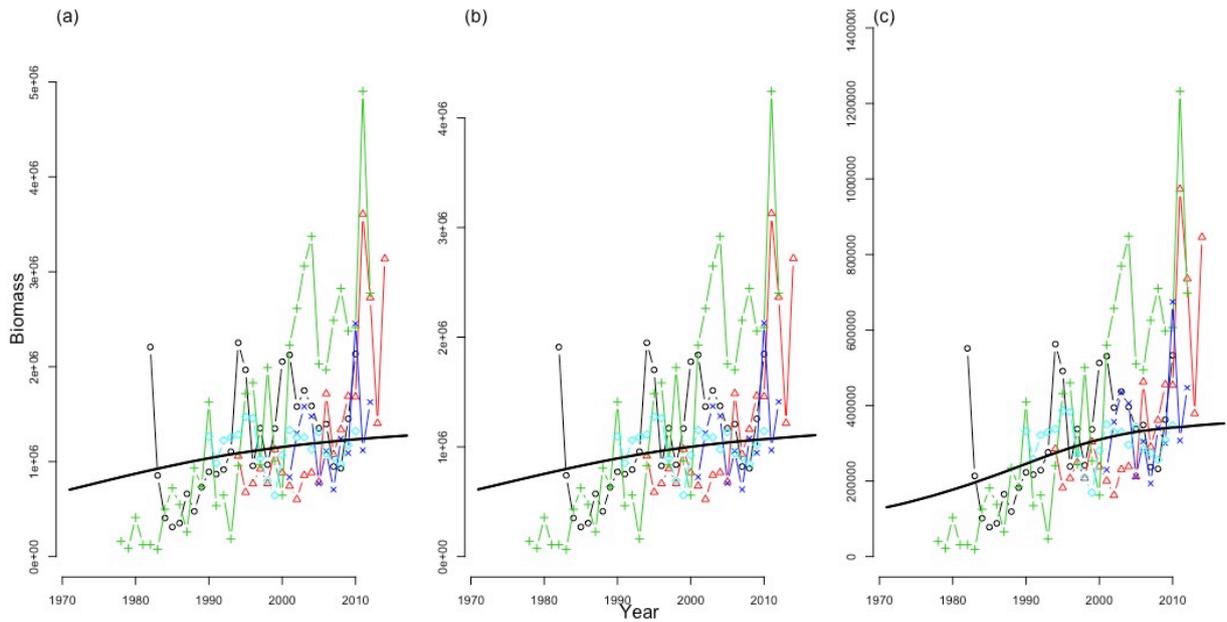


Figure Appendix 2. BSP1 continuity model fits for the South Atlantic for the runs described in Table Appendix 1b.

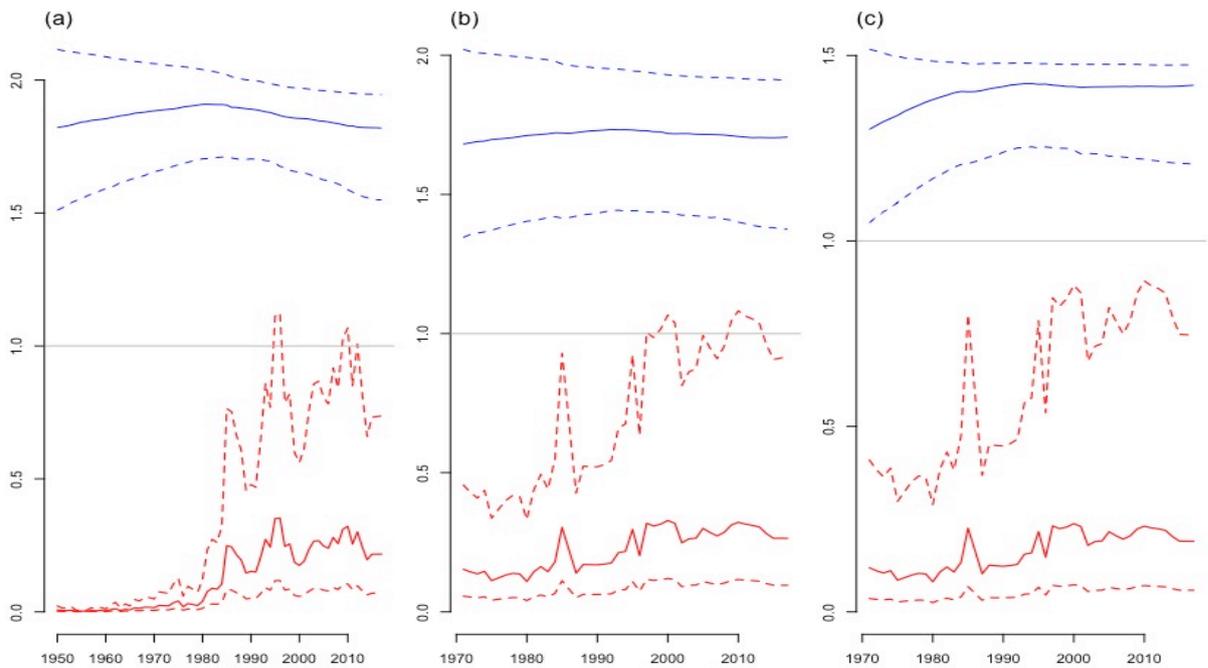


Figure Appendix 3. B/B_{MSY} (blue) and H/H_{MSY} (red) with 80% credible intervals for north Atlantic mako BSP1 continuity runs (a) C1 catch, (b) C2 catch, and (c) generalized model with C1 catch.

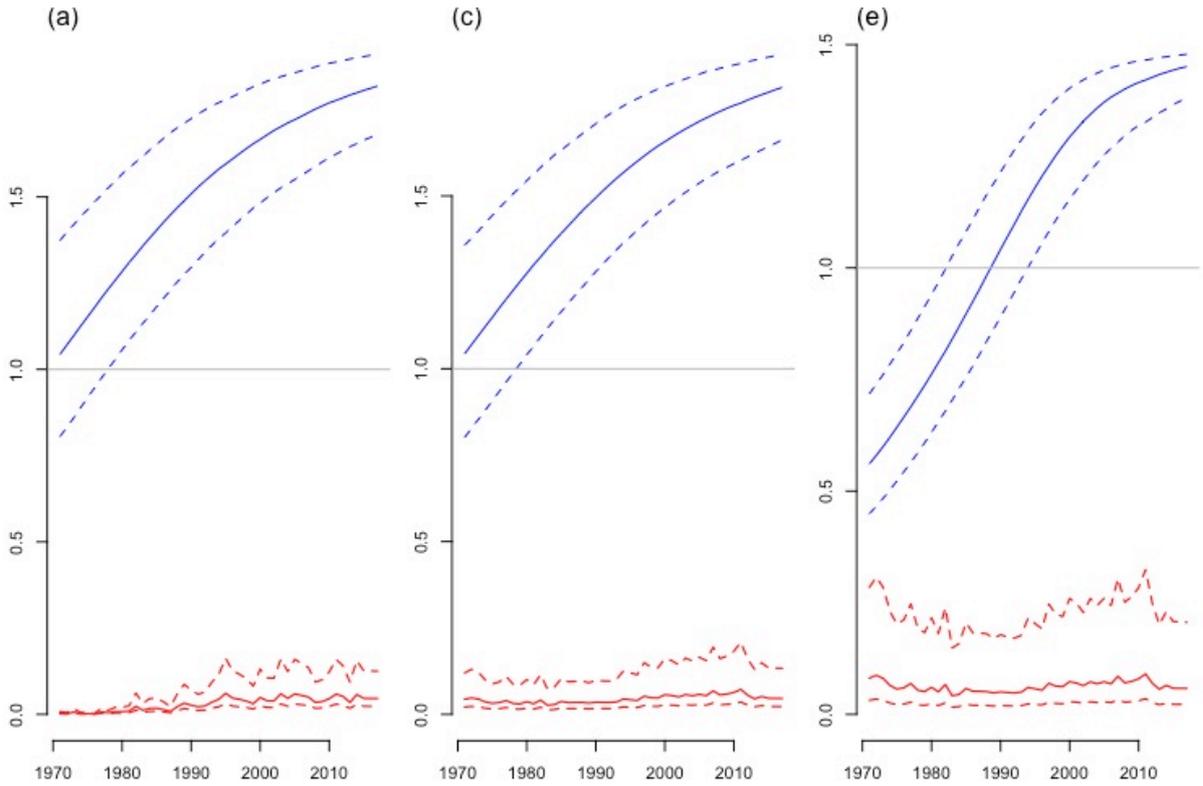


Figure Appendix 4. B/B_{MSY} (blue) and F/F_{MSY} (red) with 80% credible intervals for south Atlantic mako BSP1 continuity runs (a) C1 catch, (b) C2 catch, and (c) generalized model with C1 catch.

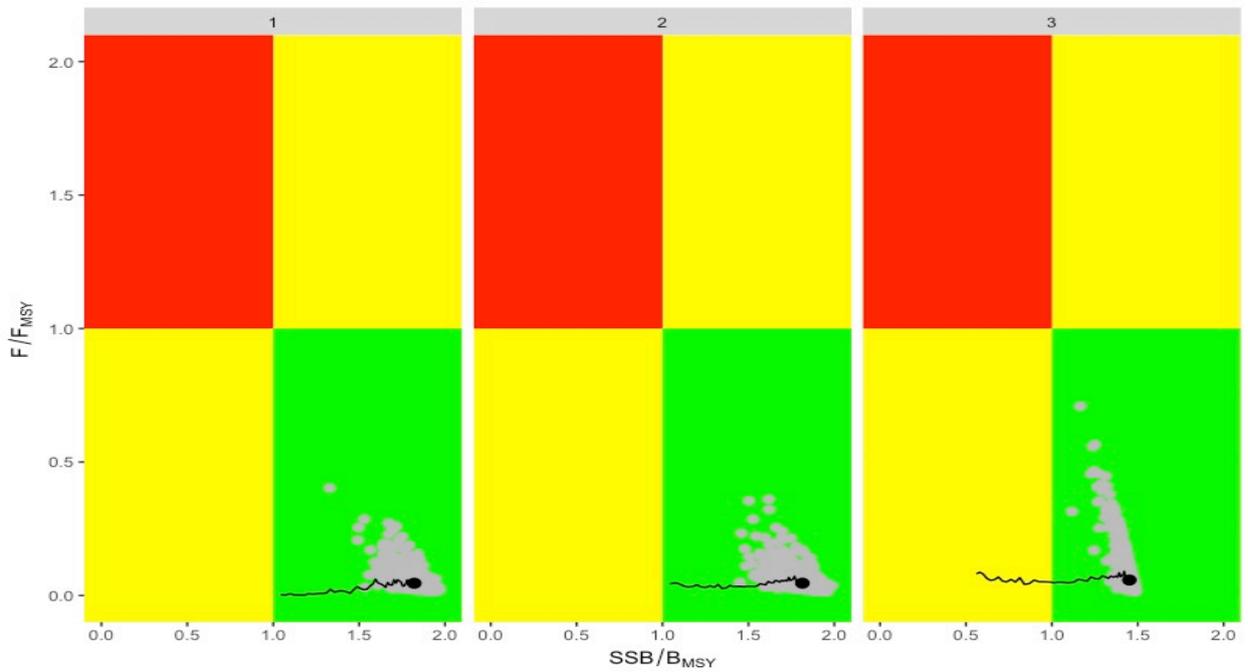


Figure Appendix 5. Kobe plots for south Atlantic mako BSP1 runs (a) C1 catch, (b) C2 catch, (c) generalized model.

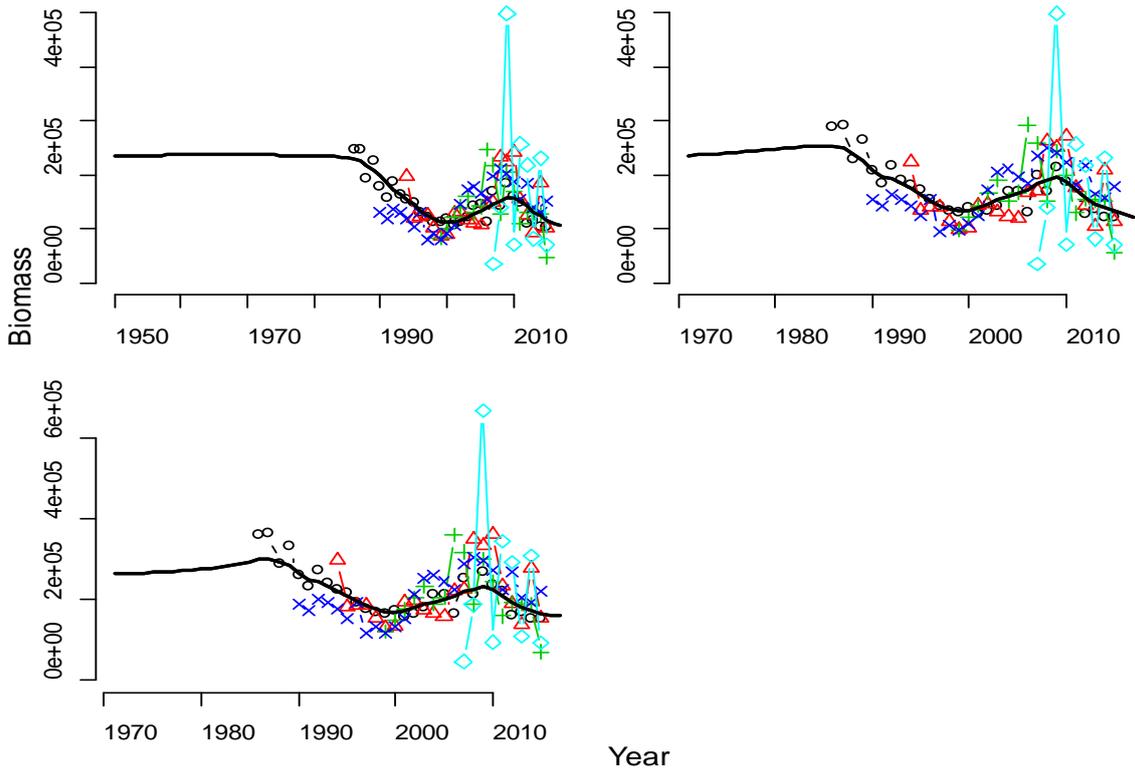


Figure Appendix 6. Mode of the posterior biomass trend for the BSP2 runs in the North Atlantic, with CPUE fits, for (a) C1 catch Schaefer, (b) C2 catch Schaefer, (c) C2 catch generalized production model.

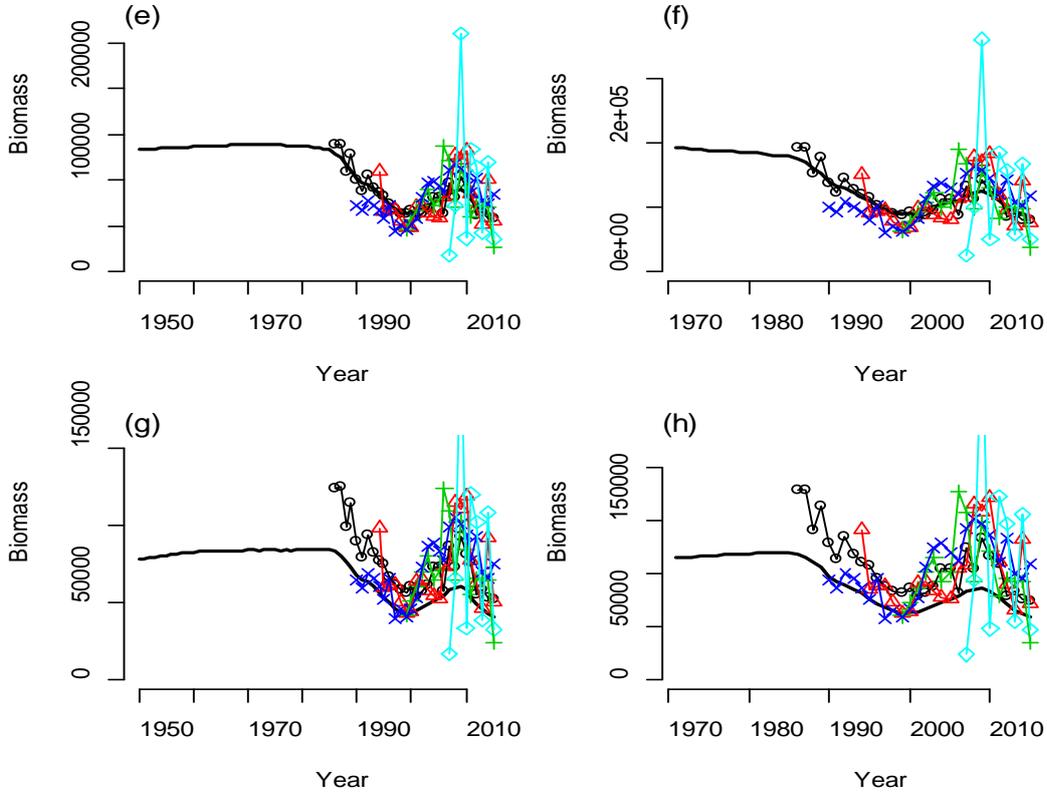


Figure Appendix 7. Median biomass trajectory from the BSP2-JAGS runs described in section 3.1 for the North Atlantic, for (a) the C1 catch Schaefer model, (b) C2 catch Schaefer model, (c) C1 catch generalized production model, and (d) C2 catch generalized production model.

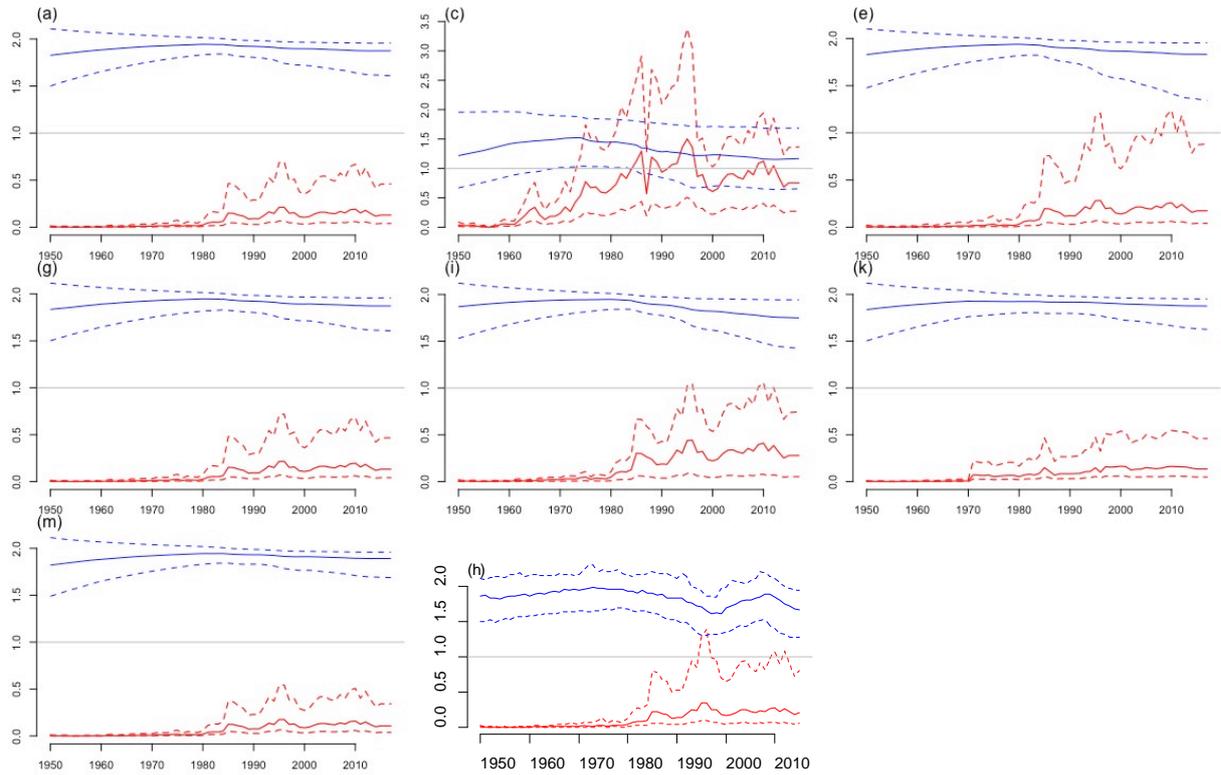


Figure Appendix 8. History of B/B_{MSY} (blue) and H/H_{MSY} (red) with 80% credible intervals for north Atlantic mako BSP1 and BSP2 alternative runs (a) equal weighting, (b) fitted to effort, (c) catch weighting, (d) double r standard deviation, (e) series weighting, (f) catch C2, (g) alternative index, and (h) BSP2 with process error.

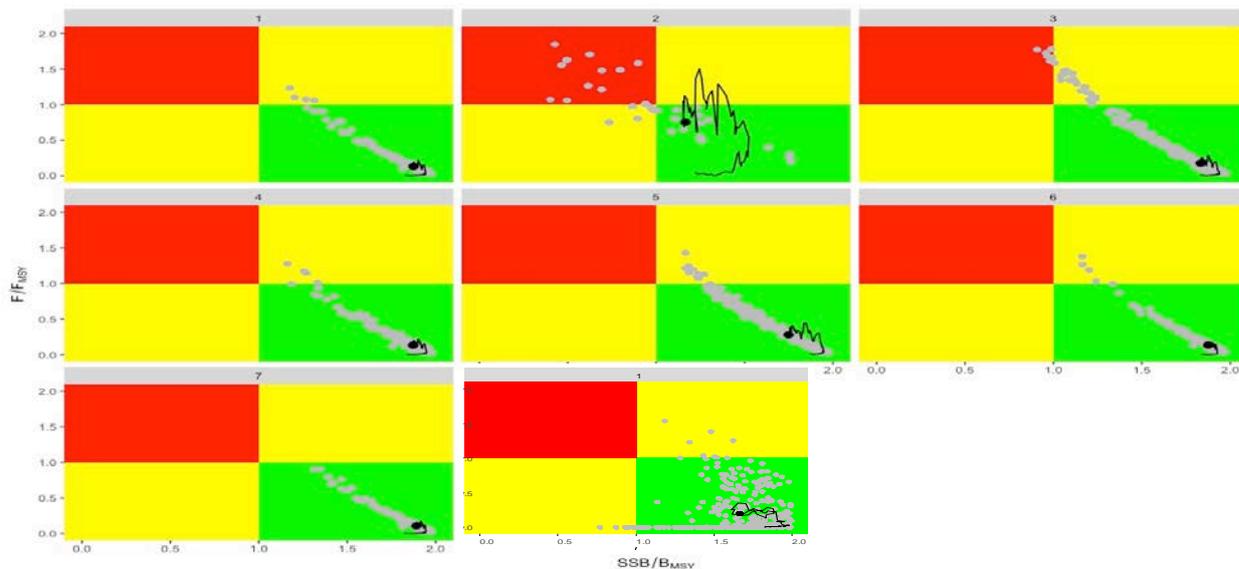


Figure Appendix 9. Kobe plots for north Atlantic mako BSP1 and BSP2 alternative runs (1) equal weighting, (2) fitted to effort, (3) catch weighting, (4) double r standard deviation, (5) series weighting, (6) C2 catch, (7) alternative index, and BSP 2. Current year is 2015.

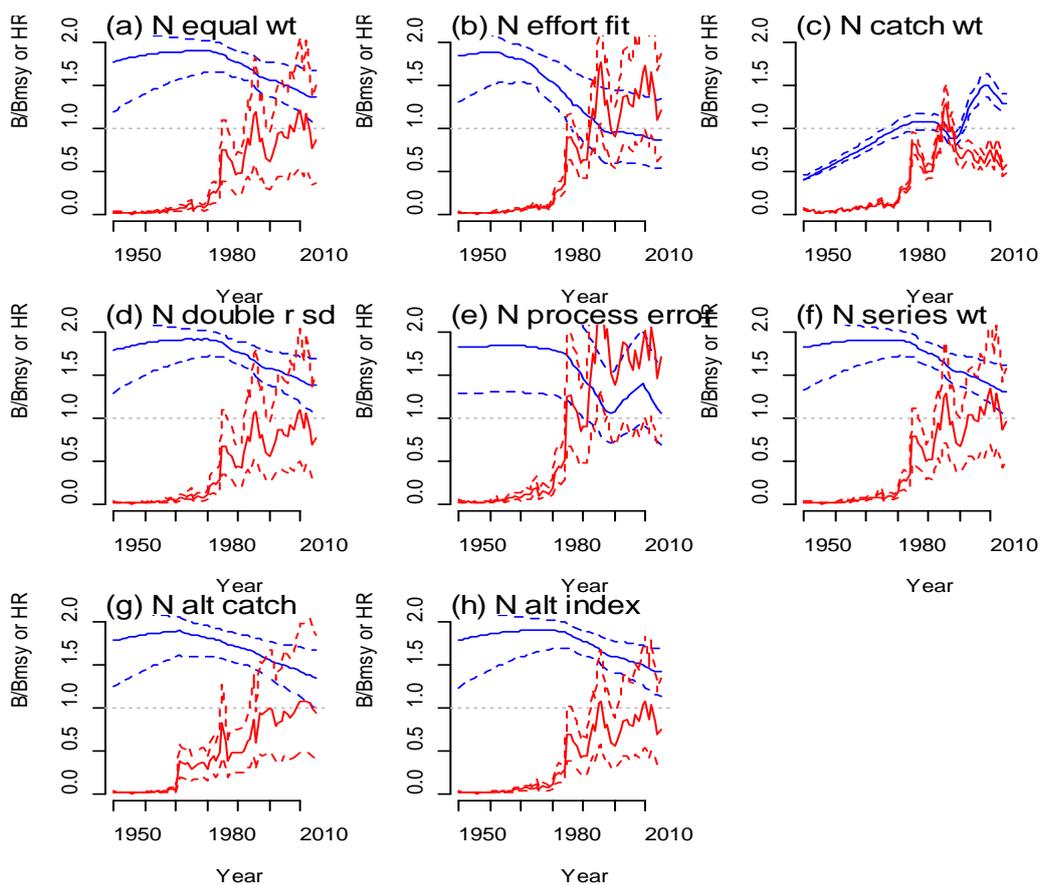


Figure Appendix 10. Biomass and harvest rate trends from BSP2-JAGS alternative models for North Atlantic mako sharks.

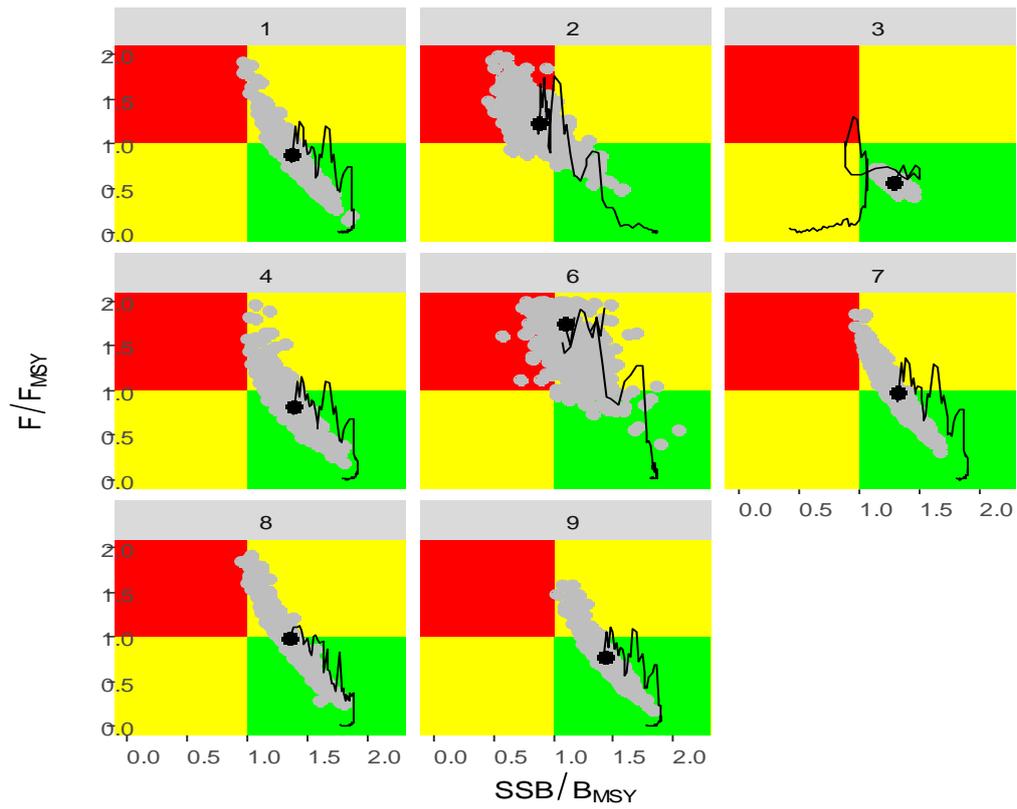


Figure Appendix 11. Kobe plots from BSP2-JAGS alternative models for North Atlantic mako sharks. Current year is 2015 (solid black dot).

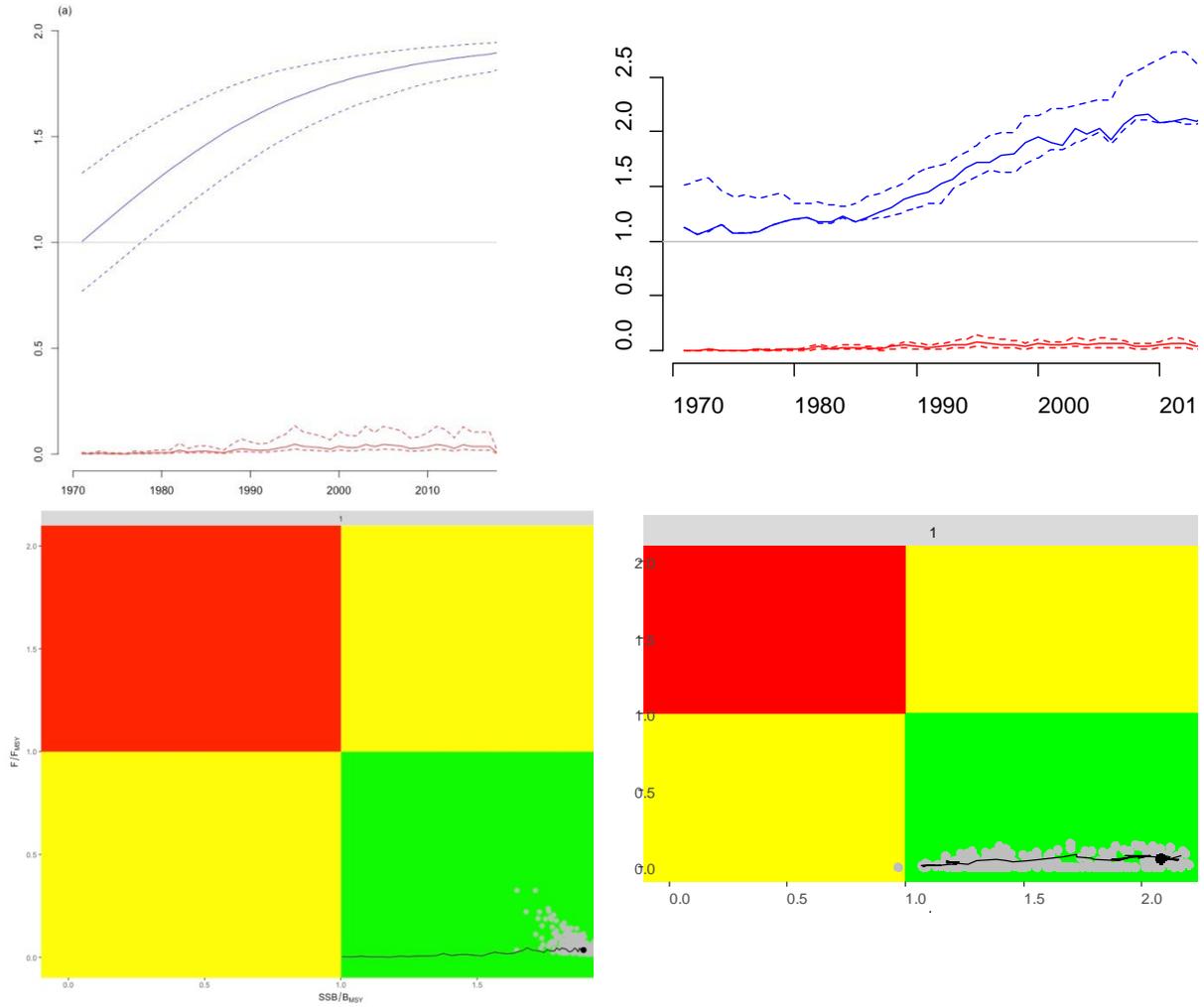


Figure Appendix 12. Biomass and harvest rate trends (top) and Kobe plots (bottom) for South Atlantic mako sharks obtained with the BSP1 (left) and BSP2 (right) results.

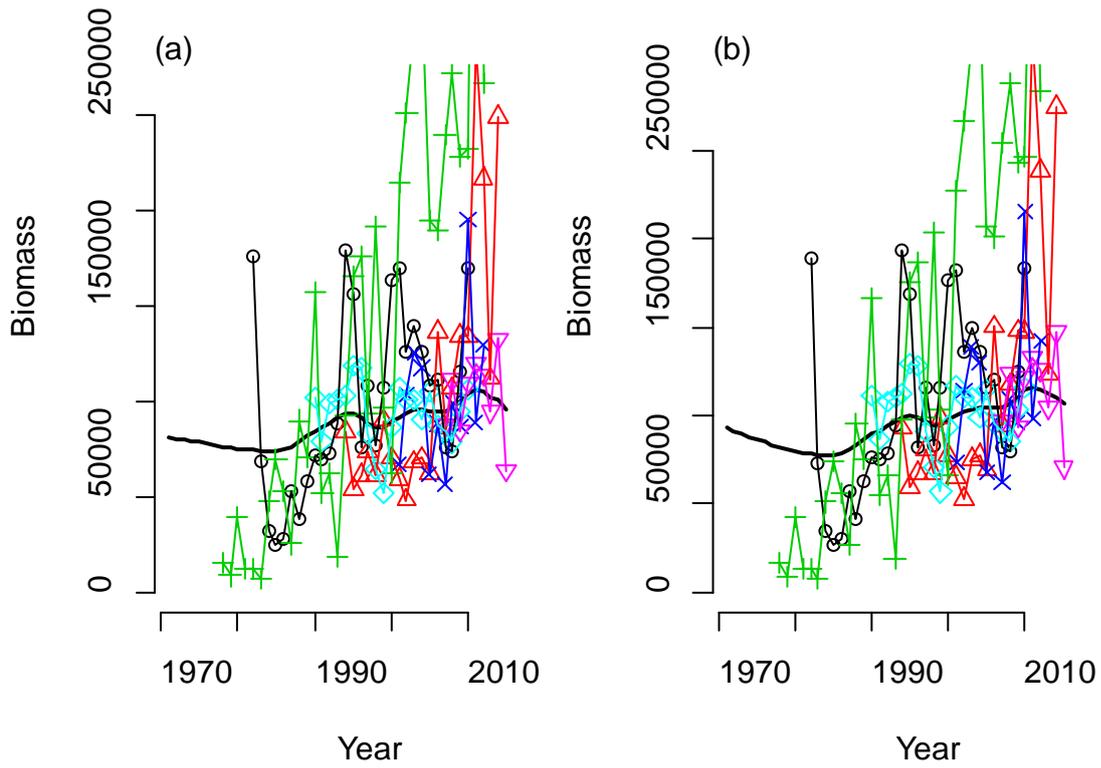


Figure Appendix 13. Median biomass trajectory from the BSP2-JAGS runs for the South Atlantic.

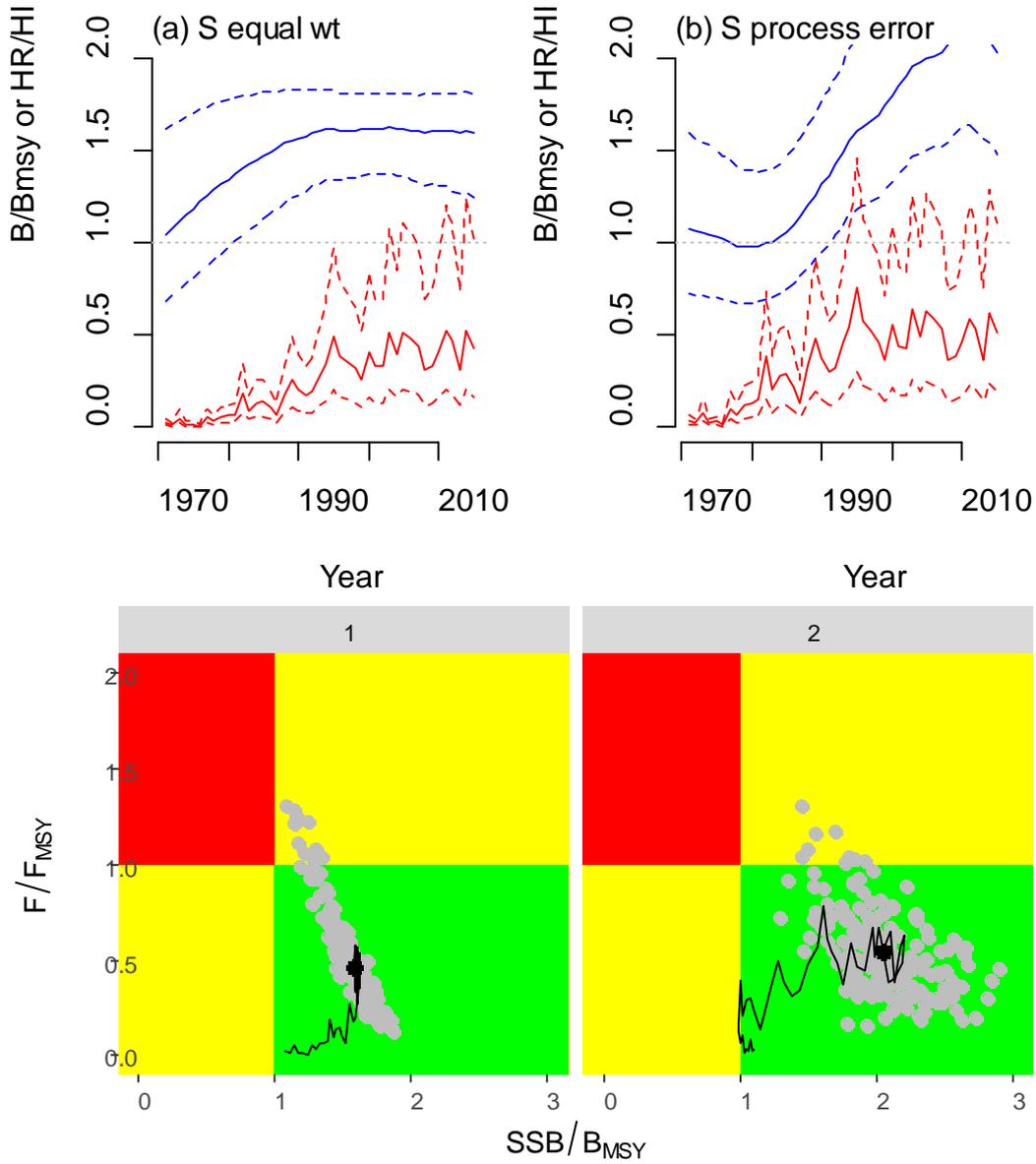


Figure Appendix 14. South Atlantic BSP2-JAGS results without process error (left) and with process error (right), using the priors described in **Table Appendix 1**.

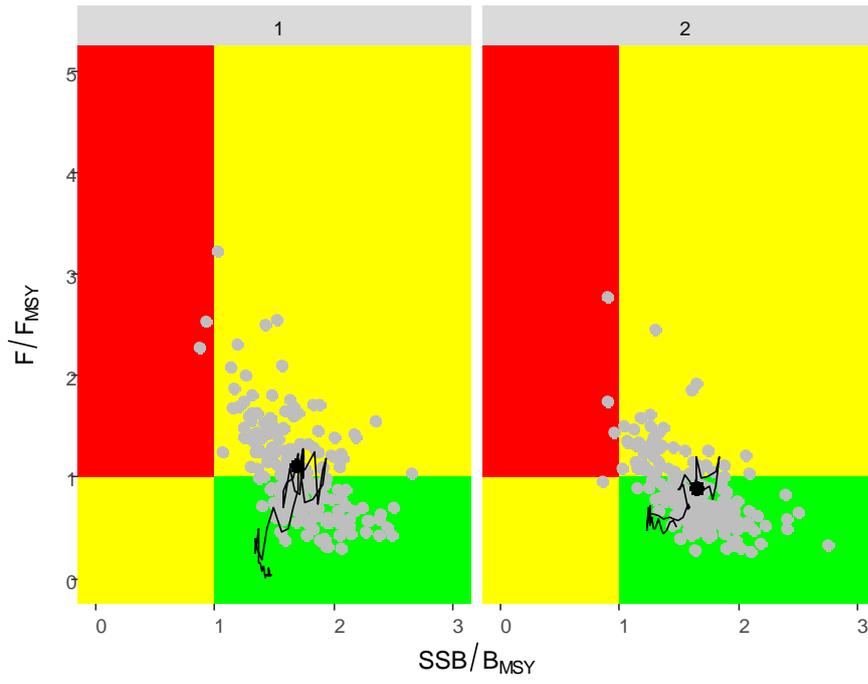


Figure Appendix 15. South Atlantic BSP2-JAGS results from the process error Schaefer models described in section 3.1, using catch C1 (left) or catch C2 (right).