**INFORME DE LA REUNIÓN DE EVALUACIÓN DE 2008 DEL
STOCK DE LISTADO Y RABIL DE ICCAT**
(Florianópolis, Brasil, 21 a 29 de julio de 2008)

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

La reunión fue inaugurada por el Sr. Papa Kebe en nombre del Sr. Driss Meski, Secretario Ejecutivo de ICCAT. El Sr. Kebe dio las gracias al Gobierno de Brasil por acoger la reunión y facilitar todos los arreglos logísticos. El Dr. Joao G. Pereira, Relator del Grupo de especies tropicales, presidió la reunión.

El orden del día (**Apéndice 1**) fue adoptado con unos pequeños cambios. La lista de participantes se adjunta como **Apéndice 2** y la lista de los documentos presentados a la reunión se adjunta como **Apéndice 3**. Actuaron como relatores los siguientes participantes:

P. Pallarés	Puntos 1, 9 y 10
H. Murua, L.V. González-Ania, P. Kebe, G. Scott	Punto 2
A. Delgado de Molina, J. Ariz, P. Bannerman, E. Chassot	Punto 3
H. A. Andrade, K. Ramírez	Punto 4
S. Cass-Calay, K. Satoh	Puntos 5.1, 6.1 y 7.1
V. Restrepo, P. De Bruyn, J. Walters, E. Chassot	Puntos 5.2, 6.2 y 7.2
G. Scott y G. Díaz	Punto 8

2 Examen de la información biológica

2.1 Rabil

El rabil es una especie tropical y subtropical que se distribuye principalmente en aguas oceánicas epipelágicas de los tres océanos. Las tallas pescadas oscilan entre 30 y más de 170 cm y la madurez se produce en unos 100 cm. Los peces más pequeños (juveniles) forman cardúmenes mezclados con listados y juveniles de patudo y se limitan fundamentalmente a las aguas superficiales; mientras que los peces grandes forman cardúmenes en aguas superficiales y subsuperficiales. La producción reproductiva entre las hembras es muy variable. La principal zona de desove es la zona ecuatorial del Golfo de Guinea, y el desove se produce entre enero y abril. Los juveniles suelen hallarse en las aguas costeras a la altura de África. Además, también se produce desove en el Golfo de México, en la zona sudeste del Caribe y en las aguas de Cabo Verde, si bien no se conoce la importancia relativa de estas zonas de desove. Aunque esta separación de las zonas de desove podría significar que existen stocks separados o una gran heterogeneidad en la distribución del rabil, se asume como hipótesis de trabajo un stock único para todo el Atlántico, teniendo en cuenta los datos que indican que el rabil se distribuye de forma continua en todo el Atlántico tropical y la recuperación regular de marcas de Oeste a Este. En la captura de peces grandes predominan los machos.

Se supone una mortalidad natural más alta en los juveniles que en los adultos, supuesto respaldado por estudios de marcado en otros océanos. Se ha demostrado que las tasas de mortalidad natural dependen de la talla para el patudo, el listado y el rabil en el Pacífico tropical occidental utilizando datos de marcado (Hampton, 2000). En resumen, este trabajo demostró que M era mayor en las clases de talla más pequeña en comparación con los peces de tamaño medio. Además, demostró que la mortalidad cambiaba de elevada a baja aproximadamente a los 40 cm FL, más o menos la talla en la que las tres especies son reclutadas para la pesquería de cerco en el Pacífico occidental. Los resultados de este estudio resaltan la importancia de tener en cuenta las tasas de mortalidad natural específicas de la talla o específicas de la edad. En este sentido, el Grupo discutió la mortalidad variable para el rabil y se acordó continuar utilizando la M variable en la evaluación.

Las tasas de crecimiento se han descrito como relativamente lentas inicialmente, aumentando en cuanto los peces dejan las zonas de cría. Sin embargo, quedan pendientes algunas cuestiones relacionadas con el modelo de crecimiento más apropiado para el rabil del Atlántico. En un estudio reciente (Shuford *et al.* 2007) se desarrolló una nueva curva de crecimiento utilizando recuentos del incremento diario del crecimiento a partir de otolitos.

Los resultados de este estudio, junto con otros análisis recientes de partes duras, no respaldan el concepto de un modelo de crecimiento de dos estanzas (crecimiento inicial lento) que se utiliza actualmente para las evaluaciones del stock de rabil de ICCAT. Esta discrepancia puede ser resuelta en futuros análisis. Sin embargo, se distribuyeron varios documentos relacionados con información biológica sobre túnidos tropicales con información muy valiosa acerca del crecimiento, la ecología y el comportamiento del listado. Estos documentos eran básicamente artículos con revisión por pares y documentos de trabajo presentados al Grupo de trabajo de la IOTC sobre análisis de datos de marcado, y contenían datos nuevos relacionados con los estudios de marcado y de crecimiento del rabil. Los documentos del Grupo de trabajo de la IOTC sobre análisis de datos de marcado que se distribuyeron se centraban principalmente en las curvas de crecimiento del rabil y el listado en el océano Índico. Aunque los documentos no se presentaron durante la reunión, eran una valiosa fuente de información para comparar las tasas de crecimiento entre áreas y otros métodos en uso. Por ejemplo, la mayoría de los documentos consideraba que el rabil tiene un crecimiento de dos o más estanzas mientras que el crecimiento del listado no presenta el mismo patrón.

Se presentó un documento al Grupo de trabajo (SCRS/2008/111) con nueva información para el Atlántico sur occidental sobre tallas, sex ratio, y tasas de captura del rabil, recopilada por el Programa de observadores de la flota atunera de palangre uruguayo durante 1998-2007. Se analizaban los patrones geográficos y estacionales en la proporción de subadultos y adultos así como la relación con la temperatura de la superficie del mar (SST). Las mayores capturas se registraron en aguas territoriales de Uruguay, asociadas con el talud continental, especialmente peces subadultos (<100 cm). La mayor CPUE se produjo en latitudes meridionales, entre 35°S y 37°S tanto para los adultos como para los subadultos, con un máximo en 36°S (1,6 y 4,7 peces/1000 anzuelos para los subadultos y adultos, respectivamente). Los mayores valores de CPUE estaban asociados también a la SST entre 19° y 21°C, con el máximo en 21°C (2,0 y 7,1 peces/1000 anzuelos para los subadultos y adultos, respectivamente) y el mínimo para ambas clases se encontraba en una SST superior a 25°C. La composición por sexos era de 1,3 machos por hembra. La longitud media a la horquilla para todo el periodo era de $111,2 \pm 16,7$ cm (rango 52-180 cm), con pequeñas diferencias entre machos ($116,9 \pm 15,4$ cm, rango 65-180 cm) y las hembras ($117,1 \pm 14,0$ cm; rango: 65-162 cm). Las menores tallas se registraron entre mayo y agosto, con un mínimo en agosto ($99,0 \pm 14,7$ cm) y un máximo en diciembre ($144,5 \pm 12,9$ cm). Los cambios en el peso o talla medios de los peces desembarcados en la pesquería pueden ser indicadores útiles de los patrones de explotación. Sin embargo, de la misma forma que la CPUE nominal puede ser un indicador engañoso de la abundancia del stock debido a cambios en la capturabilidad, los cambios en el peso medio nominal podrían no ser necesariamente un indicador de cambios a nivel de la población en el peso medio. Deberían considerarse métodos de estandarización similares a los utilizados para los conjuntos de datos de la CPUE con el fin de separar los cambios en el peso medio a nivel de la población de los cambios en la ubicación, el momento o la selectividad de la pesca.

2.2 Listado

El listado es una especie gregaria que se encuentra en cardúmenes en las aguas tropicales y subtropicales de los tres océanos. Es una especie que muestra una madurez temprana (aproximadamente el primer o segundo año de vida), una gran fecundidad y desova de forma oportunista durante todo el año en aguas calientes, por encima de 25°C (Cayré y Farrugio, 1986). Se cree también que el listado es una especie de maduración más rápida y vida más corta que el rabil (Maunder, 2001). Además, algunos trabajos han demostrado que su crecimiento varía en función de la latitud (Gaertner *et al.*, 2008, en prensa).

El listado es la especie dominante que se captura con DCP, en asociación con juveniles de rabil, patudo y otras especies de la fauna epipelágica. La creciente utilización de dispositivos de concentración de peces (DCP) desde principios de los años 90 puede haber modificado el comportamiento de los bancos. En ese sentido, Fonteneau (2000) señaló que los cardúmenes libres de especies mezcladas eran bastante más comunes antes de la introducción de los DCP. Además, la asociación con los DCP podría haber actuado también como “trampa ecológica” que, a su vez, ha afectado negativamente al crecimiento y engorde de los listados y podría haber cambiado los patrones de movimiento de esta especie (Hallier y Gaertner, 2008).

Durante la reunión no se presentaron documentos con nueva información biológica sobre el listado.

Gaertner *et al.* 2008 (en prensa) investigaron la variabilidad latitudinal en las tasas de crecimiento del listado del Atlántico oriental. Volvieron a analizar los datos de marcado convencional recopilados por ICCAT desde los 60. Los resultados de este estudio sugieren que los parámetros de crecimiento del listado varían con la latitud. La L_{∞} estimada para el listado marcado y recapturado al norte de 10°N era inferior a la L_{∞} estimada para el listado marcado y recapturado al sur de 10°N (89,4 cm vs. 112,3 cm, respectivamente); mientras que el coeficiente

estimado de la tasa de crecimiento era mayor en la región septentrional del Atlántico oriental que en las zonas ecuatoriales ($K = 0,376$ y $0,135$, respectivamente). Los parámetros de crecimiento estimados durante este estudio eran coherentes con el rango de las estimaciones de crecimiento obtenidas en el Atlántico y otros océanos. Sin embargo, las estimaciones de L_{∞} y K realizadas en la zona senegalesa en los 80 en el marco del Programa Año del Listado, y tradicionalmente aplicadas en las evaluaciones de ICCAT, no están respaldadas por este estudio.

La variabilidad latitudinal en las tasas de crecimiento complicaría las técnicas de evaluación estructuradas por edad porque la talla por edad dependería de la localización geográfica y los patrones de movimiento. Estos autores sugirieron posibles alternativas a los modelos estándar estructurados por edad incluyendo el uso de modelos de captura por talla y matrices de transición de crecimiento por grandes zonas geográficas. El Grupo consideró las implicaciones de estos resultados en la evaluación. Teniendo en cuenta las incertidumbres asociadas a las curvas de crecimiento, la variabilidad en el crecimiento entre áreas y los movimientos de los peces, durante esta reunión no se llevó a cabo el procedimiento de separación de edades por filo de cuchillo utilizando las curvas de crecimiento disponibles. Se concluyó que es de gran prioridad contar con una mejor comprensión de los parámetros de crecimiento del listado.

El Grupo manifestó su inquietud respecto al escaso número de documentos de trabajo presentados durante la reunión y relacionados con la información biológica, tanto del listado como del rabil. Además, el Grupo resaltó la importancia de llevar a cabo estudios ecológicos y biológicos (crecimiento, maduración, reproducción, etc.) sobre las especies de túnidos tropicales para las que se considera que esta información es escasa. Esto, aparte de permitir un conocimiento más amplio de los procesos que ocurren en la población, permitirá utilizar información más actualizada en la evaluación de las especies de túnidos tropicales.

La tabla que se presenta a continuación resume los parámetros biológicos adoptados por el SCRS y utilizados en las evaluaciones de listado (Este y Oeste) y rabil del Atlántico en 2008.

Parámetro	Rabil
Mortalidad natural "Fecha de nacimiento" asumida de los peces de edad 0	Asumida como 0,8 para las edades 0 y 1, y 0,6 para las edades 2+ 14 de febrero (aproximadamente la mitad de la temporada de máxima reproducción).
Grupo plus	Edad 5+
Tasas de crecimiento	La talla por edad se calculó a partir de la ecuación de Gascuel <i>et al.</i> (1992):
Pesos por edad	$FL (cm) = 37,8 + 8,93 * t + (137,0 - 8,93 * t) * [1 - \exp(-0,808 * t)]^{7,49}$ Los pesos por edad medios se basaban en la ecuación de crecimiento de Gascuel <i>et al.</i> (1992) y en la relación talla-peso de Caveriviere (1975): $W(kg) = 2,1527 * 10^{-5} * L(cm)^{2,976}$
Calendario de madurez	Asumida como filo de cuchillo al principio de la edad 3.
Reclutamiento parcial	Basado en el resultado del VPA estructurado por edad (véase la sección sobre rendimiento por recluta).
Listado (Este y Oeste)	
Mortalidad natural "Fecha de nacimiento" asumida de los peces de edad 0	Asumida como 0,8 para todas las edades 14 de febrero (aproximadamente la mitad de la temporada de máxima reproducción).
Grupo plus	Edad 5+
Tasas de crecimiento	$L (cm) = 94,9 * [1 - \exp(-0,340 * t)]$ (Oeste) - Pagavino y Gaertner (1995) $L (cm) = 97,258 * [1 - \exp(-0,251 * t)]$ (Este) - Hallier y Gaertner (2006)
Pesos por edad	$W(kg) = 7,480 * 10^{-6} * FL (cm)^{3,253}$ (todo el Atlántico)
Calendario de madurez	Asumida como filo de cuchillo al principio de la edad 2.

3 Examen de las estadísticas de las pesquerías: Esfuerzo y datos de captura, lo que incluye frecuencias de tallas y tendencias de las pesquerías

3.1 Descripción de las pesquerías

El rabil se captura en todo el Atlántico tropical, entre 45°N y 40°S, mediante artes de superficie (cerco, cebo vivo y liña de mano) y palangre (**Figura 1**). La **Tabla 1** presenta los desembarques de rabil por pabellón y arte.

El listado se captura casi exclusivamente mediante artes de superficie en todo el Atlántico, aunque mediante palangre se realizan algunas capturas menores como captura fortuita (**Figura 2**). La **Tabla 2** presenta los desembarques de listado por pabellón y arte.

3.1.1 Cebo vivo

En el Atlántico este, las pesquerías de cebo vivo explotan concentraciones de rabil juvenil en cardúmenes mezclado con patudo y listado. Existen varias pesquerías de cebo vivo que operan a lo largo de la costa africana.

La más importante, en términos de captura, es la pesquería de cebo vivo de Ghana, con base en Tema. Esta flota comenzó a utilizar DCP (dispositivos de concentración de peces/objetos flotantes, que pueden ser naturales o artificiales) a principios de los 90 para mejorar la captura de la especie junto con otros túnidos. Más del 70-80% de estas capturas en los últimos cinco años proceden de los DCP; y el peso medio de los peces capturados ha permanecido relativamente estable en aproximadamente 2 kg (moda de aproximadamente 48 cm).

Hay otra pesquería de cebo vivo con base en Dakar que comenzó a operar en 1956 en zonas costeras de Senegal y Mauritania. Otras pesquerías de cebo vivo operan en varios archipiélagos del Atlántico (Azores, Madeira, Islas Canarias y Cabo Verde) y se dirigen a diferentes especies de túnidos, incluyendo el rabil y el listado, según la temporada. El peso medio del rabil capturado por estas flotas es muy variable (entre 7 y 30 kg); las tallas oscilan entre 38 cm y 80 cm con la moda en aproximadamente 48 cm. El peso medio del listado capturado por el cebo vivo en Dakar y en las Canarias es de 2,5 kg y 3 kg, respectivamente, con tallas que oscilan entre 35 cm y 70 cm (moda cercana a 45 cm) para el cebo vivo de Dakar y entre 38 cm y 72 cm (moda en 57 cm) para la flota de cebo vivo de las Canarias. Desde principios de los 90, las flotas de Dakar y de Canarias han operado utilizando un método diferente, utilizando el barco como un DCP, bajo el que se acumulan varias especies de túnidos, incluyendo el rabil. Estos cambios han producido un aumento de la biomasa explotable del stock de listado (debido a la expansión de la zona de pesca) y de su capturabilidad.

En el Atlántico oeste, las flotas de cebo vivo de Brasil y Venezuela se dirigen al rabil junto con el listado y otros pequeños túnidos. Las tallas del rabil de Venezuela se encuentran entre 45 cm y 175 cm, y las del rabil de Brasil entre 45 y 115 cm, con la moda en 65 cm.

3.1.2 Cerco

Las pesquerías de cerco del Atlántico este empezaron en 1963 y se desarrollaron rápidamente a mediados de los 70. Inicialmente operaban en zonas costeras y gradualmente se extendieron hacia alta mar. Los cerqueros capturan rabil grande en la región ecuatorial en el primer trimestre del año, coincidiendo con la temporada y la zona de desove. Capturan también rabil pequeño en asociación con el listado y el patudo. Desde principios de los 90, varias flotas de cerco (CE-Francia, CE-España y NEI) han operado pesquerías utilizando objetos, con entre un 45 y un 55% de la captura total realizada con este método, mientras que antes de esto, la proporción de captura realizada con este método era del 15% del total. La flota de cerco de Ghana pesca fundamentalmente con objetos flotantes (80-85%). Frecuentemente, los DCP con acumulaciones de peces los colocan primero los buques de cebo vivo, que llaman a un cerquero para realizar el lance si la acumulación es grande. En esta situación, la captura se comparte entre el cerquero y el buque de cebo vivo.

La pesca con objetos flotantes se realiza principalmente en el primer y cuarto trimestre del año, y el listado es la especie dominante junto con menores cantidades de rabil y patudo. La composición por especies de los cardúmenes asociados con objetos flotantes es muy diferente a la de los bancos libres. Las capturas de rabil sobre objetos flotantes comprendían entre el 15% y el 26% de la captura total en los años entre 1991 y 2006 (22% en 2006 para las flotas francesa, española y NEI) y entre el 52% y el 86% para el listado para el mismo periodo (86% en 2006 para las flotas francesa, española y NEI).

La pesquería de cerco del Atlántico este muestra una distribución bimodal en las clases de talla para el rabil, con modas cercanas a 50 cm y 150 cm pero con muy pocas tallas intermedias y una elevada proporción de peces grandes (de más de 160 cm). El peso medio de los rabiles capturados por las flotas de cerco europeas y NEI fue de 13,4 kg en 2006 (4,2 kg con DCP y 30,5 kg los peces sin asociar). Las tallas de los rabiles capturados por los cerqueros de Ghana oscilaban entre 48-52 cm en la última década. El peso medio del listado capturado por las flotas de cerco europeas y NEI era de 2,5 kg en 2006 (2,0 sobre DCP y 2,5 kg sobre banco libre), con tallas entre 30 y 65 cm, con la moda en aproximadamente 45 cm.

La serie de captura de Tarea I disponible para estas evaluaciones de stock incluye, por primera vez, capturas de “*faux poisson*” (pescado vendido en los mercados locales de los puertos de desembarque que no es declarado en los cuadernos de pesca). Las capturas de “*faux poisson*” de las flotas de cerco europeas se han calculado desde 1981.

Entre 1997 y 2004, debido al establecimiento de una veda espacio-temporal a la pesca con DCP artificiales durante un periodo de tres meses en una amplia zona del Atlántico ecuatorial, se produjeron nuevos desarrollos en la pesquería de cerco que afectan a las capturas de rabil. Desde 2005, estas restricciones se han suspendido y en su lugar se estableció una nueva veda espacio-temporal con una zona más pequeña (Piccolo) y solo durante un mes (noviembre).

En el Atlántico oeste, las pesquerías de cerco, que eran esporádicas entre 1970 y 1980, han operado desde 1980 en áreas costeras hasta el Norte de la costa de Venezuela y en el Sur de Brasil. Las tallas se encuentran en un rango más pequeño que las capturadas en el Este (entre 40 y 140 cm), y la mayoría es de tamaño intermedio. El rabil no es la especie objetivo de estas flotas.

La pesquería de cerco dirigida al listado, con capturas mucho menores que las de las flotas de cebo vivo, sólo se da en Venezuela y Brasil. Las tallas para estas pesquerías oscilan entre 35 y 65 cm, con una moda de aproximadamente 55 cm para Venezuela, y para Brasil entre 35 y 75 cm, con una moda de aproximadamente 40 cm.

3.1.3 Palangre

La pesquería de palangre comenzó a finales de los 50 y pronto fue importante, con capturas significativas realizadas antes de principios de los 60. Desde entonces, las capturas han descendido gradualmente. Las pesquerías de palangre que capturan rabil se encuentran en todo el Atlántico (**Figura 1**). El grado en que las flotas se dirigen al rabil varía entre las flotas de palangre. En el Golfo de México, tanto los palangreros mexicanos como los estadounidenses se dirigen al rabil (el peso medio del rabil ha permanecido entre 32 y 39 kg durante el periodo de 1994 a 2006). Los buques venezolanos se dirigen también al rabil, al menos estacionalmente. Por el contrario, a principios de los 80 los buques japoneses y de Taipei Chino empezaron a cambiar el objetivo desde el atún blanco y el rabil para dirigirse al patudo utilizando palangre profundo. Los palangreros uruguayos capturan también rabil en el Atlántico sudoeste, junto con otras especies objetivo. Las tallas FL del rabil oscilaban entre 52 y 180 cm con una moda de 110 cm (SCRS/2008/111).

3.2 Captura

3.2.1 Rabil

La **Tabla 1** y la **Figura 3** muestran el desarrollo de las capturas de rabil en el Atlántico este, el Atlántico oeste y el Atlántico total. Las capturas totales de rabil en 2006 ascendieron a 108.623 t. Las capturas de Tarea I que se muestran para 2007 son únicamente a título informativo, ya que son cifras preliminares e incompletas (faltan flotas importantes).

En conjunto, las capturas de rabil de Tarea I del Atlántico total han cambiado imperceptiblemente desde el SCRS de 2007. Aunque se han hecho actualizaciones menores a las series de captura nominal de la Tarea I histórica que cambiarán ligeramente la composición de la captura de ambas unidades de ordenación, la del Atlántico este y la del Atlántico oeste. Las revisiones realizadas fueron:

- la serie de captura de palangre del Atlántico “sin clasificar” (sin separar en unidades de ordenación orientales y occidentales) de Taipei Chino (1962-1965), NEI (pabellones relacionados) (1983-2003), Panamá (1986-1999), y CE-España (2005-2006) fue separada entre las unidades geográficas del Este y el Oeste utilizando la correspondiente información geográfica de la captura y esfuerzo de Tarea II

(excepto las flotas NEI y Panamá para las que se utilizó Taipei Chino). Los detalles se muestran en la **Tabla 3**.

- Las series de captura histórica de Tarea I de Santo Tomé y Príncipe (1988-2003) separadas por especies (estas capturas existían en la Tarea I como túnidos sin clasificar desde 1970) fueron presentadas y discutidas al final de la reunión del SCRS de 2007 e incorporadas a las capturas de Tarea I.
- Los trasposos de Cabo Verde desde 2004 en adelante fueron sustituidos por estadísticas oficiales de captura declaradas antes de esta reunión.
- Durante la reunión, los científicos franceses presentaron una estimación del “*faux poisson*” capturado por las flotas de cerco europeas (1981-2007) y posteriormente fue incorporada como flota “Mix.FR+ES” a la Tarea I.

Las capturas de rabil aumentaron desde los 50 hasta alcanzar una media de 150.000 t en los 80 y en 1990 alcanzaron la mayor cifra (193.448 t). Desde entonces, las capturas han sufrido un descenso gradual y en años recientes han estado a un nivel similar a las de principios de los 70.

Cebo vivo: La captura total de este arte para todo el Atlántico fue de 13.129 t en 2006, aunque en 1993 la captura fue de aproximadamente 25.000 t (**Figura 4**). El desarrollo es diferente para las diversas pesquerías.

En el Atlántico este, barcos de Angola, Cabo Verde y Japón, que realizaron capturas importantes en el primer periodo de la pesquería, han disminuido su captura, mientras que otras pesquerías han aumentado las suyas. En 2006 la captura fue de 10.434 t (**Figura 5**) con una captura récord en 1968 de 22.135 t. Los documentos SCRS/2008/105, SCRS/2008/106 y SCRS/2008/124 muestran los diversos datos estadísticos para las siguientes pesquerías: tropical española, Islas Canarias, total europea y NEI, respectivamente.

En el Atlántico oeste (**Figura 6**) las capturas de cebo vivo se iniciaron en 1974, aumentando regularmente desde 1.300 t en 1974 hasta 7.000 t en 1994, para descender posteriormente hasta aproximadamente 2.695 t en 2006.

Cerco: Las capturas de rabil realizadas por esta flota alcanzaron las 62.761 t en todo el Atlántico en 2006. En el Atlántico este, las capturas aumentaron espectacularmente en los primeros años de la pesquería (**Figura 4**) desde 10.000 t en los 60 hasta 100.000 t en 1980, estabilizándose en este nivel hasta 1983, antes de descender a la mitad en 1984. Esto se produjo como resultado del drástico descenso en el esfuerzo que tuvo lugar tras la caída en el rendimiento de los rabiles de gran talla, debido principalmente a que las flotas de cerco de CE-Francia, CE-España y NEI abandonaran la pesquería. Posteriormente las capturas aumentaron de nuevo, con una captura récord en 1990 de más de 129.000 t, seguida de una tendencia descendiente en años posteriores, alcanzando en 2006 las 58.319 t. Los documentos SCRS/2008/105 y SCRS/2008/124 presentan datos estadísticos para las pesquerías de cerco española, europea y NEI. Para el “*faux poisson*”, las estimaciones correspondientes al rabil muestran que la cifra más alta fue 2.750 t en 1993, alcanzando las 1.063 t en 2006.

Las estimaciones de los descartes y la captura fortuita en la pesquería de cerco francesa del Atlántico oriental se derivaron de mareas de observadores llevadas a cabo durante 2005-2008 (SCRS/2008/117). Los resultados demostraron que casi no se habían observado descartes en los bancos libres durante este periodo y que el listado y la bacoreta (*Euthynnus alleteratus*) suponían el grueso de los descartes que se hicieron esencialmente con dispositivos de concentración de peces (DCP). En 2007, las tasas medias de descartes de listado y rabil con DCP se estimaron en 42,9 kg y 1,3 kg por tonelada desembarcada, respectivamente. Las muestras de datos sobre la talla del “*faux poisson*” recopilados en el puerto pesquero de Abidján demostraron que no existe una diferencia significativa entre las distribuciones de talla de los descartes y del “*faux poisson*” para el rabil, el listado y el patudo. Los listados pequeños han dominado los desembarques de “*faux poisson*” de túnidos en Abidján desde principios de los 80 y los desembarques medios anuales en el mercado local durante 2004-2007 eran superiores a 9.500 kg, mientras que los desembarques totales en Abidján para las conserveras eran de aproximadamente 40.000 t cada año durante el mismo periodo. Por tanto, la tasa media de “*faux poisson*” en años recientes era de aproximadamente 235 kg por tonelada de listado desembarcado. Para el rabil, la biomasa media anual de “*faux poisson*” desembarcado era de aproximadamente 1.900 t durante 2004-2007, en comparación con las 37.000 t de desembarques comerciales en Abidján. La tasa media de “*faux poisson*” era entonces de aproximadamente 50 kg por tonelada de rabil desembarcado para las conserveras. Las cantidades de túnidos juveniles vendidos como “*faux poisson*” podrían por tanto superar bastante los descartes de listado, lo que resalta la necesidad de mejorar el muestreo del “*faux poisson*”, que actualmente no se encuentra en las estadísticas oficiales y no está incluido en los modelos de evaluación de stock.

En el Atlántico oeste (**Figura 6**) las capturas aumentaron desde el inicio de la pesquería a principios de los 60 hasta 1983, cuando alcanzaron las 25.000 t. Las capturas de los años siguientes muestran una considerable variación ya que parte de esta flota se trasladó al océano Pacífico. Las capturas de 2006 fueron de 4.442 t. Las capturas más importantes en el Atlántico oeste las realiza la pesquería de cerco venezolana (en algunos años suponen el 100% de la captura total).

Palangre: Tras un máximo de más de 50.000 t alcanzado en el periodo 1959-1961, las capturas de palangre descendieron hasta un nivel de aproximadamente 30.000 t a principios de los 70 y hasta aproximadamente 25.000 t en los 90. Las capturas de palangre en 2006 alcanzaron las 22.238 t. Las principales pesquerías son las de Brasil, Taipei Chino, Japón, México y Estados Unidos. La aparición de importantes capturas, desde 1985, por parte de las flotas NEI en zonas desconocidas es fuente de inquietud ya que no está claro hasta que punto estas capturas se produjeron realmente en el Atlántico. El documento SCRS/2008/125 presenta datos estadísticos para la pesquería mexicana de palangre en el Golfo de México.

3.2.2 Listado

La **Tabla 2** y la **Figura 7** (captura por área) muestran el desarrollo de las capturas de listado en el Atlántico este, el Atlántico oeste y el Atlántico total. Las capturas totales de listado en 2006 ascendieron a aproximadamente 142.200 t (unas 115.700 t en el Este y unas 26.500 t en el Oeste). Este nivel de capturas se ha mantenido relativamente estable los últimos once años, aunque es notablemente menor que el de 1991 y 1993, cuando se alcanzó el mayor nivel de capturas de esta especie (aproximadamente 200.000 t). Las capturas de Tarea I para 2007 mostradas son únicamente a título informativo ya que son cifras preliminares e incompletas (faltan importantes flotas).

Al igual que con el rabil, se han hecho pequeñas revisiones a las capturas históricas de Tarea I de listado desde el SCRS de 2007. No obstante, sólo afectan al stock oriental. Las revisiones realizadas fueron:

- La serie de captura histórica de Tarea I de Santo Tomé y Príncipe (1988-2003) separada por especies (estas capturas existían en la Tarea I como túnidos sin clasificar desde 1970) presentada y discutida al final de la reunión del SCRS de 2007 fue incorporada en las capturas de Tarea I.
- Los trasposos de Cabo Verde desde 2004 en adelante fueron sustituidos por las estadísticas oficiales de captura declaradas antes de esta reunión.
- Durante la reunión, los científicos franceses presentaron una estimación del “*faux poisson*” capturado por las flotas de cerco europeas (1981-2007) y posteriormente fue incorporada como flota “Mix.FR+ES” a la Tarea I.

El desglose de capturas “sin clasificar” del Atlántico en stocks del Este y del Oeste fue ya realizado durante la reunión intersesiones de túnidos tropicales de 2007 celebrada en Recife, Brasil (11 a 16 de abril de 2007) (Anón. 2008).

En el Atlántico este (**Figura 8**), actualmente las pesquerías más importantes son las de las flotas de cerco, principalmente las de CE-Francia, Ghana, la flota NEI (Belice, Guinea, Antillas Holandesas, Panamá, Malta, Marruecos, San Vicente y Vanuatu) y CE-España seguidas de las flotas de cebo vivo de CE-Francia, Ghana, CE-Portugal y CE-España.

En el Atlántico oeste (**Figura 9**) las pesquerías más importantes son las de cebo vivo de Brasil y Venezuela.

Cebo vivo: La captura total de este arte para todo el Atlántico fue de 64.924 t en 2006.

En el Atlántico este, las flotas de cebo vivo más importantes son las de Ghana, Senegal y las Islas del Norte (Canarias, Madeira y Azores). En 2006, las capturas alcanzaron las 41.175 t, el mismo nivel de finales de los 80. Los documentos SCRS/2008/105, SCRS/2008/106 y SCRS/2008/124 muestran los diversos datos estadísticos para las pesquerías tropicales de CE-España, de las Islas Canarias y europea y NEI total, respectivamente.

En el Atlántico oeste, las capturas de cebo vivo alcanzaron las 20.000 t en 1982 y desde entonces permanecen al mismo nivel, entre 18.000 t y 28.000 t (**Figura 9**). En 2006 las capturas en estas pesquerías ascendieron a 23.749 t. La pesquería más importante es la brasileña de cebo vivo, cuya única especie objetivo es el listado. Los buques de cebo vivo cubanos y venezolanos han participado también en esta pesquería.

Cerco: La captura total de este arte para todo el Atlántico fue de 71.215 t en 2006.

En el Atlántico este, la pesquería de cerco se desarrolló en los 60, originalmente como pesquería costera, pero con el tiempo se orientó más hacia alta mar. A principios de los 70 las capturas de listado alcanzaron las 50.000 t (**Figura 8**). A comienzos de los 80, las capturas ascendieron a 70.000 t. En 1985, se produjo un considerable descenso en las capturas de los cerqueros debido al desplazamiento de una gran parte de las flotas francesa y española hacia el océano Índico. Esta situación cambió en los años inmediatamente posteriores, y las capturas de listado alcanzaron las 142.000 t en 1991. Desde entonces se ha producido un marcado descenso en las capturas, que cayeron hasta 66.819 t en 2002 y en 2006 aumentaron hasta 69.170 t.

El documento SCRS/2008/105 y el SCRS/2008/124 presentan datos estadísticos para las pesquerías de cerco española, europea y NEI.

Para el “*faux poisson*”, las estimaciones correspondientes al listado (la principal especie de túnidos dentro de este grupo) muestran que la mayor cifra fue de 13.750 t en 1993, llegando a las 5.313 t en 2006.

En el Atlántico oeste, las pesquerías de cerco que se desarrollaron en los 60 (flota estadounidense) tenían capturas mucho menores que las de las flotas de cebo vivo; actualmente las únicas operaciones de cerco las llevan a cabo Venezuela y Brasil. A finales de los 70, las capturas anuales alcanzaron las 3.000 t, en los 80 pronto llegaron a 18.000 t (1984) y en los 90 las capturas fluctuaron entre 12.800 t (1993) y 2.100 (1995). Las capturas de 2006 fueron de 2.045 t. Las capturas más importantes en el Atlántico oeste las realiza la pesquería de cerco de Venezuela (en algunos años suponen el 100% de la captura total).

3.3 Esfuerzo pesquero

En general, las pesquerías que se dirigen a los túnidos tropicales son pesquerías en las que es extremadamente difícil discriminar el esfuerzo pesquero efectivo por especie. Sin embargo, existen excepciones, entre ellas varias pesquerías de palangre que se dirigen al rabil y la pesquería de cebo vivo de Brasil que se dirige al listado.

A partir de los 90, se han producido importantes cambios en las principales pesquerías de superficie del Atlántico este que complican aún más la estimación del esfuerzo efectivo, incluyendo el uso cada vez mayor de objetos flotantes por parte de los cerqueros y los buques de cebo vivo, así como el uso de buques de cebo vivo como DCP en Dakar y en otras pesquerías de cebo vivo.

Como indicadores del esfuerzo nominal en el Atlántico este, se ha utilizado tradicionalmente la capacidad de transporte de las flotas de cerco y cebo vivo. La **Figura 10** muestra el desarrollo de la capacidad de transporte de las flotas de superficie en el Atlántico este para el periodo 1972-2006. La capacidad de transporte del cebo vivo ha permanecido estable desde finales de los 70 en aproximadamente 10.000 t. La capacidad de transporte de la flota de cerco, por otra parte, ha sufrido cambios importantes durante todo el periodo que se está revisando, con un aumento constante desde el principio de la pesquería hasta 1983, cuando superó las 70.000 t. Después de esto, hasta 1990, la capacidad de transporte descendió considerablemente, hasta 37.000 t, debido a que parte de la flota abandonó esta pesquería. Se produjo una ligera recuperación en los dos años siguientes (1991 y 1992) seguida desde entonces por un descenso progresivo, situándose en aproximadamente 29.700 t en el último año (2006).

El documento SCRS/2008/124 muestra el desarrollo de las medidas del esfuerzo pesquero nominal para los cerqueros de la CE y NEI: el número de rectángulos de 1x1 grado explorados y el número con un esfuerzo mayor que 1 día de pesca, y los días totales de pesca de los cerqueros (1991-2007). Puede observarse que aunque la zona de búsqueda permanece en el mismo nivel durante estos periodos, el número de días de pesca ha disminuido considerablemente.

Para el Atlántico oeste, se han producido importantes cambios recientes en la cantidad y distribución del esfuerzo pesquero en la pesquería de palangre brasileño. Hasta 1995, los tiburones eran la principal especie objetivo (58% de las capturas totales). Sin embargo, desde 1993, la proporción de tiburones ha descendido, siendo sustituida por el pez espada como especie dominante en esta pesquería (el pez espada representa ahora el 48% de las capturas totales). El esfuerzo en las pesquerías de superficie venezolanas ha sido elevado desde 1992 (más de 8.000 t de capacidad de transporte por buque). El esfuerzo en la pesquería de palangre de Estados Unidos, que está activa en el Atlántico noroccidental y en el Golfo de México, ha descendido un poco en estos últimos años. El esfuerzo de palangre japonés dirigido al rabil ha descendido también en años recientes. Esta flota se dirige principalmente a otras especies (patudo y atún rojo).

El esfuerzo del palangre venezolano y mexicano dirigido al rabil ha aumentado en años recientes.

3.4 Frecuencias de talla de Tarea II

Los catálogos actualizados de las frecuencias de talla de Tarea II disponibles en la base de datos de ICCAT (muestras observadas y frecuencias de talla extrapoladas comunicadas) tanto para el rabil como para el listado, se muestran en las **Tablas 4 y 5**, respectivamente. Contienen un conjunto de información de metadatos (estratificación espacial y temporal, número de peces en el conjunto de datos, tipo de frecuencias de talla, etc.) que permite disponer de una imagen clara del nivel de heterogeneidad en los datos de talla.

Al comparar los catálogos actuales con los publicados para su revisión en la página web de ICCAT (mayo de 2008), se puede verificar lo siguiente:

- Las revisiones anteriores a 2006 fueron solo comunicadas por Japón (2003-2005, datos de talla y de captura por talla) únicamente para el rabil, y por Taipei Chino (muestras de talla para 2005) para ambas especies.
- La nueva información sobre talla (2006 en adelante) ha sido declarada por varios países: Canadá (2007), Taipei Chino (2006-2007), Japón (2006), Estados Unidos (2006-2007), CE-España (2007, tropical y flotas con base en Canarias), CE-Francia (2007, flota tropical), CE-Portugal (2007), Cabo Verde (2007) y Ghana (2007).

Los detalles acerca de las especies cubiertas y el tipo de frecuencias de talla pueden obtenerse en las tablas correspondientes.

3.5 Captura por talla y captura por edad

Al inicio de la reunión, la Secretaría presentó los conjuntos de datos actualizados de captura por talla (CAS) para el rabil (1970-2007) y el listado (1969-2007) junto con sus correspondientes tablas de sustitución. Las normas de sustitución, así como los conjuntos de datos de tallas usados en las estimaciones, fueron revisados por el Grupo y actualizados convenientemente. El año 2007 fue descartado para ambas especies debido a la falta de información sobre tallas (y capturas de Tarea I) de importantes pesquerías.

3.5.1 Rabil

La CAS del rabil incluye la reconstrucción completa de 2005 (considerablemente incompleto en estimaciones previas) y de 2006. La serie histórica de CAS (1970-2004) se dejó exactamente igual que en la evaluación previa. Tras revisar las tablas de sustitución, el Grupo decidió incluir en la CAS revisada:

- La nueva serie de “*faux poisson*” (1981-2006) estimada por la flota de cerco europea (un archivo de referencia con muestras desde abril de 2007 hasta febrero de 2008, almacenado en la base de datos de ICCAT como de CE-Francia y CE-España).
- Las cifras del traspaso (de 2005) para la Tarea I a 2006 para Colombia, Cuba, República Dominicana, CE-Letonia, Gabón y Libia.

No se han hecho cambios a los criterios de sustitución.

Un problema, identificado más tarde por Japón, tenía que ver con las discrepancias entre la revisión de la CAS japonesa comunicada (2003-2004) que no ha sido incluida en la CAS histórica, y también con una discrepancia en el número de peces descubierta en 2005 (sólo el 65% de la información sobre talla ha sido incorporada a la base de datos de ICCAT, debido a un problema con el Formulario 5 de ICCAT, que estaba incompleto, y al correspondiente punto débil en el código que automáticamente lee los formularios y omite estas posibilidades). Al mismo tiempo, Japón presentó también una revisión completa de la CAS (todos los trimestres) para 2006. El Grupo consideró que era demasiado tarde para cambiar la CAS revisada de nuevo y decidió mantener la serie incompleta de CAS de 2006 (solo el primer trimestre). El Grupo determinó que estas actualizaciones deberían hacerse antes de la próxima reunión del SCRS.

La Secretaría informó también acerca de las incoherencias (pequeñas para la CAS total del Atlántico) existentes entre la Tarea I y la CAS en el nivel de discriminación flota/arte en el periodo 1975-1983, que podrían tener implicaciones al seleccionar varios índices relacionados con la flota para los análisis de VPA. Durante este

periodo, la CAS tiene varias capturas de las flotas agregadas (pesquerías de palangre, cebo vivo y cerco) sin una estrecha correspondencia con las cifras de Tarea I. El Grupo consideró que esta revisión de la CAS histórica debería hacerse para la próxima evaluación.

Tras la creación de una versión revisada de la CAS, las matrices correspondientes de captura por edad (CAA) fueron obtenidas por la Secretaría (totales y también matrices basadas en la pesquería).

La **Figura 11** muestra una comparación entre la Tarea I y la CAS. La distribución de la captura por edad se muestra en la **Figura 12**. Las **Tablas 6 y 9** muestran las matrices totales de la CAS y la CAA.

Los detalles de las estimaciones finales de la CAS del rabil serán recogidos en un documento SCRS (SCRS/2008/128) y presentados en el SCRS por la Secretaría.

3.5.2 Listado

La CAS del listado incluye la reconstrucción completa de 2005 (incompleto en estimaciones previas) y de 2006. La serie histórica de CAS (1969-2004) fue ligeramente ajustada con la inclusión de Santo Tomé y Cabo Verde. Tras revisar las tablas de sustitución, el Grupo decidió incluir en la CAS revisada:

- La nueva serie de “*faux poisson*” (1981-2006) estimada por la flota de cerco europea (un archivo de referencia con muestras desde abril de 2007 hasta febrero de 2008, almacenado en la base de datos de ICCAT como de CE-Francia y CE-España).
- Las cifras del traspaso (de 2005) de la Tarea I a 2006 para Cabo Verde y CE-Irlanda.

No se han hecho cambios a los criterios de sustitución.

La **Figura 13** muestra una comparación entre la Tarea I y la CAS. Las **Tablas 7 y 8** muestran la matriz de la CAS para los stocks oriental y occidental.

Los detalles de las estimaciones finales de la CAS del listado serán recogidos en un documento SCRS (SCRS/2008/126) y presentados en el SCRS por la Secretaría.

3.5.3 Captura por edad

Los datos de captura por talla del rabil en el formato variable de ICCAT fueron usados para crear la captura por edad siguiendo los parámetros de separación de cohortes (**Tabla 10**) por clases de talla utilizados en una evaluación anterior. La captura por edad en número de peces para las pesquerías seleccionadas y la cantidad total fue presentada por la Secretaría y utilizada posteriormente en la evaluación (**Figura 13** y **Tabla 9**). Se creó también la captura por edad en peso para las mismas pesquerías usando la misma separación de cohortes y la siguiente relación talla-peso:

1. Kevin Davis (1991) $RWT = 0.000000089 * FL^{**2.88}$ donde RWT está en libras y la longitud a la horquilla en mm.
2. Gaertner *et al.* (1992) $RWT = 0.00006611 * FL^{**2.7148}$ y;
3. Caveriviere (1975) $RWT = 0.00002153 * FL^{**2.976}$

Se planteó también una nueva separación de cohortes de Shuford *et al.* y el Grupo consideró que deberían llevarse a cabo más investigaciones para probar posibles discrepancias con los cálculos anteriores.

3.6 Preparaciones de datos para Multifan

Antes de la sesión de evaluación, se acordó intentar realizar análisis de Multifan-CL (MFCL) del listado y del rabil en la reunión de evaluación de 2008, con el fin de incorporar mejor la dinámica espacial y de la pesquería relacionada con estas especies en todo el Atlántico.

Para el listado, las definiciones preliminares de la pesquería se dan en la **Tabla 11** y para el rabil en la **Tabla 12**. Intersesiones, la Secretaría preparó los datos de captura hasta 2006 por área (5x5) y trimestre así como la información disponible sobre talla y captura/esfuerzo (c/f) de Tarea II. Los científicos nacionales prepararon los índices de CPUE para las pesquerías específicas por trimestre (véase la sección 4) y los datos de la Tarea II de ICCAT fueron examinados para producir indicadores de las tasas de captura para el resto de pesquerías.

El lapso temporal acordado para las aplicaciones de MFCL fue trimestral. Por tanto, la información sobre captura y esfuerzo y frecuencia de tallas por pesquería y trimestre fue compilada de la CATDIS de ICCAT y de la información de talla y captura y esfuerzo de Tarea II. Los datos de esfuerzo trimestrales por pesquería fueron estimados a partir de los datos de Tarea II aplicando modelos lineales generalizados que tienen en cuenta la Flota, el Tipo de arte y el Tipo de esfuerzo dentro de cada Definición de pesquería registrada en la base de datos de Tarea II. El **Apéndice 4** documenta los procedimientos utilizados para generar la CPUE de la serie temporal que fue posteriormente dividida en la información sobre captura específica de cada pesquería para estimar los patrones de esfuerzo para MFCL. En todos los casos, cuando la CPUE estandarizada detallada estaba disponible gracias a los científicos nacionales o basada en el trabajo llevado a cabo por el Grupo en la reunión de evaluación, esos patrones de CPUE se utilizaron para calcular los patrones de esfuerzo trimestrales para su uso en MFCL. Las **Figuras 14 y 15** y el **Apéndice 4** muestran las series temporales resultantes de captura y esfuerzo por pesquería.

Los datos de frecuencia de tallas que se mantienen en el conjunto de datos de Tarea II de ICCAT fueron también organizados por definición de pesquería y trimestre de MFCL para el listado y el rabil. Para filtrar los datos para su uso se utilizó un criterio de al menos 50 observaciones de talla por pesquería /trimestre (**Figuras 16 y 17**). El código SAS utilizado para resumir los datos se presenta en el **Apéndice 4**.

Para apoyar los preparativos de los datos de MFCL, se obtuvieron mediante GLM (véase la Sección 4 para información más detallada) las CPUE anuales estandarizadas del listado para la flota europea y asociada de cerco, tanto para los DCP como para banco libre. Con el fin de incorporar estos índices a los ensayos del MFCL, fueron necesarios algunos ajustes para obtener las CPUE estandarizadas trimestrales. Durante la reunión, no fue posible obtener nuevos índices estandarizados por trimestre. Por lo tanto, se estableció un procedimiento para separar la CPUE estandarizada anual por trimestre. En el caso de la CPUE de banco libre del listado, los residuos parciales correspondientes al factor trimestre se utilizaron como criterios para separar las CPUE. A partir del gráfico de los residuos parciales se obtuvo, por trimestre, un multiplicador relativo al valor medio; posteriormente se obtuvo la CPUE trimestral multiplicando el valor anual por estos multiplicadores. En el caso de la CPUE estandarizada de los DCP del listado, los residuos parciales no estaban disponibles, por tanto, se consideró el mismo valor anual para cada uno de los cuatro trimestres.

Rabil

Utilizando datos de CPUE para la flota de cerco europea y asociada, se estimó la CPUE mediante GLM (véase la Sección 4 para información más detallada) para: (a) rabil pequeño (<10 kg) utilizando el modo de pesca con DCP y (b) reproductores (>30 kg) utilizando las tasas de captura estandarizada del primer trimestre. La información disponible sobre el índice del rabil pequeño y del listado, no permitía establecer ningún criterio para separar el índice por trimestre. Por tanto, se consideró el mismo valor anual para todos los trimestres.

El **Apéndice 4** contiene los archivos preliminares de FRQ preparados para el listado y el rabil y están disponibles en la Secretaría previa petición.

4 Índices de abundancia relativa y otros indicadores de la pesquería

4.1 Listado

4.1.1 Indicadores de la pesquería

Atlántico oriental

El Grupo examinó varios indicadores generales de las pesquerías de cerco y cebo vivo. La capacidad de transporte de los cerqueros de la CE y el número de buques de cebo vivo ha descendido (**Figura 10**). Sin embargo, en las pesquerías con base en Dakar la capacidad de transporte aumentó mientras que el número de buques de cebo vivo descendió (**Figura 18**). El número total de lances, el porcentaje de lances con éxito por modo de pesca (**Figura 19**) y las áreas totales visitadas y en las que se ha pescado (**Figuras 20 y 21**) se utilizaron también como indicadores de esfuerzo.

Los datos de captura por talla para el listado del Atlántico oriental se utilizaron en el documento SCRS/2008/114 para estimar los cambios en la mortalidad total y en los patrones de selectividad para dos pesquerías de

superficie (la pesquería de caña y liña que opera desde Dakar, Senegal, y las flotas de cerco omitiendo a los buques de Ghana) desde 1971 hasta 2005. El patrón general descrito por Z (**Figura 22**) es conforme a los conocimientos previos sobre esta pesquería: una situación de plena explotación, o cercana, durante los 90, seguida de un descenso desde mediados de los 90 debido probablemente a un resultado combinado del descenso en el esfuerzo pesquero nominal del cerco, y a la adopción de una moratoria estacional a la pesca con DCP. Incluso si el patrón de selectividad total permanece relativamente estable a lo largo de los años, la tendencia descendente en la selectividad observada para los cerqueros desde principios de los 90 sugiere que estas flotas han cambiado de objetivo y no se dirigen a los peces pequeños. Esto se corresponde con el desarrollo de las operaciones de pesca con DCP desde el mismo periodo.

Respecto a los buques de cebo vivo europeos con base en Dakar (Senegal), las tasas de captura nominal del listado han aumentado regularmente en toda la serie temporal. Al analizar estos datos debe tenerse en cuenta que desde principios de los 90 estos buques de cebo vivo han desarrollado una técnica pesquera (principalmente para dirigirse al patudo) en la que el buque de cebo vivo se utiliza como objeto flotante fijando el banco (compuesto de patudo, rabil y listado) durante toda la temporada de pesca en aguas de Senegal y Mauritania. Como consecuencia, tiene sentido asumir que la adopción de esta técnica pesquera ha aumentado la capturabilidad total de los túnidos. Cabe señalar, no obstante, que el patrón descrito para el listado contrasta con las tendencias decrecientes en las CPUE observadas para las otras dos especies de túnidos tropicales.

4.1.2 Tasas de captura

Durante la reunión del Grupo celebrada en Sète (Francia) en 2006 (Anón. 2007) se recomendó que los científicos de las diversas Partes contratantes llevaran a cabo análisis de las tendencias de CPUE para las pesquerías en los límites de la distribución de especies. Los resultados de la estandarización de las CPUE para los buques de cebo vivo de las Azores fueron presentados y discutidos durante la reunión del Grupo de especies. Tal y como se esperaba, debido a la ubicación de esta zona de pesca con respecto al rango de distribución del listado, el índice estandarizado mostraba una variabilidad elevada, pero sin una tendencia significativa (**Figura 23**).

El Grupo resaltó la importancia de actualizar las tasas de captura de las principales pesquerías que declaran capturas de listado. Debe destacarse que el listado es a menudo una especie secundaria, dependiendo del precio diferencial y de la capturabilidad de otras especies objetivo. Por consiguiente, la estimación del esfuerzo efectivo ejercido sobre el listado (por ejemplo, esfuerzo proporcional a la mortalidad por pesca) sigue siendo problemática y las tasas de captura a veces pueden representar una tendencia diferente a la abundancia.

Para los cerqueros, que pescan alternativamente sobre banco libre y sobre DCP, se consideró que el tiempo de búsqueda puede ser la mejor medida del esfuerzo básico ejercido sobre los bancos libres. Se sugirió también que el conjunto de datos del análisis podría restringirse aún más al esfuerzo asociado con los lances sobre banco libre asumiendo que los buques que viajan mayores distancias durante la noche se mueven entre DCP, ya que no pueden estar buscando bancos libres por la noche. Sin embargo, este enfoque requeriría probablemente más estudios, incluyendo la incorporación de los datos de VMS, para determinar si es tanto viable como adecuado. Un nuevo Proyecto CEDER financiado por la UE (Captura, Esfuerzo y Descartes estimados en tiempo real), que empezó en 2006, tratará en parte esta cuestión. El objetivo básico desarrollado en el marco de este proyecto es analizar la trayectoria individual de los cerqueros con el fin de describir el comportamiento pesquero, que refleja el tiempo de búsqueda de los bancos no asociados o si se mueven hacia los DCP previamente detectados por baliza de radio (teniendo en cuenta, no obstante, que independientemente del modo de pesca investigado, cada banco de túnidos detectados por casualidad puede ser objeto de pesca). Otros factores que podrían ser considerados incluyen los cambios en el tiempo, que han producido una reducción del tiempo necesario para realizar los lances y descargar las capturas (aumentando la eficacia del esfuerzo pesquero en el tiempo).

Para continuar con la evaluación previa, se actualizaron las tasas de captura de la flota de cerco europea (CE-Francia y CE-España) obtenidas tras estandarizar el esfuerzo pesquero nominal a los cerqueros FIS de categoría 5 (450-750 TRB) y asumiendo un incremento anual del 3% en la eficacia pesquera de la flota desde 1981. El objetivo de incorporar un aumento en la eficacia pesquera era tener en cuenta los cambios que habían ocurrido en la flota de cerco durante esos años. La estimación de un incremento anual del 3% en la eficacia se deriva de un estudio de Gascuel *et al.* (1993). El Grupo discutió la conveniencia de mantener este supuesto cuando los buques que pescan en el Atlántico son antiguos (de media son de más de 20 años) y sus patrones y tripulaciones tienen un perfil bajo en comparación con los que pescan en otros océanos (por ejemplo en el océano Índico). Considerando que la estimación del incremento del 3% se hizo hace 15 años, el Grupo decidió realizar una nueva estimación de los cambios en la capturabilidad de los cerqueros. Estas nuevas estimaciones mostraban un incremento mayor en la eficacia de la flota, un incremento medio anual de aproximadamente un 5% (las tres

especies combinadas). No obstante, el Grupo decidió utilizar el índice estimado con un incremento del 3% para mayor continuidad con las dos últimas evaluaciones.

Los índices estandarizados para el listado y rabil juveniles para las flotas de cerco europeas y asociadas que pescan sobre DCP fueron presentados al Grupo (SCRS/2008/116). Se utilizaron los datos de los cuadernos de pesca consignados lance por lance sobre DCP así como las características de la flota. Los índices se desarrollaron utilizando un modelo delta-lognormal. En este caso, el modelo fue formulado de forma diferente al uso general para tener en cuenta el problema relacionado con la composición por especies de la captura del cerco de peces pequeños (<10 kg). Estas capturas se han estimado a partir del muestreo para corregir el sesgo detectado en los datos de los cuadernos de pesca. Por lo tanto, el modelo incluía dos modelos lineales generalizados distintos: un modelo lognormal que describe la variabilidad en la captura no cero de las especies inferiores a 10 kg y un modelo binomial y de datos que describe la proporción de cada una de las tres especies en la captura. Los resultados de este enfoque son diferentes, dependiendo de las especies, y las tasas de captura del listado mostraron una forma de U con un mínimo en 1998 durante todo el periodo.

Además, se presentó un índice estandarizado para el listado para la flota española que pesca sobre banco libre (SCRS/2008/118). Este índice corresponde a la pesquería estacional sobre banco libre desarrollada por la flota española en aguas de Senegal, principalmente durante el segundo y tercer trimestre del año. Esta pesquería se dirige principalmente al listado. Se utilizaron los datos de los cuadernos de pesca lance por lance así como las características de la flota. En este modelo, solo se incluyeron los lances sobre banco libre para el periodo (1991-2006) durante el cual se inició la ampliación de la pesquería sobre DCP y sobre el que existe información respecto al modo de pesca. Para el periodo histórico se asumió que el modo de pesca era la pesca sobre banco libre. Los datos se limitaron también a las aguas de Senegal. Se desarrolló un índice usando un modelo delta-lognormal. Las variables consideradas fueron *año*, *trimestre* y *categoría de buque* (volumen de bodega). Las series cubrían el periodo desde 1980 hasta 2006. Asimismo, se estableció un umbral de 120 días de pesca por buque y año. Las tasas de captura estandarizadas mostraban una tendencia creciente en los 80, seguidas de un descenso a principios de los 90 y una variabilidad elevada desde entonces. El Grupo consideró que la disponibilidad de listado en esta zona podría estar relacionada con factores medioambientales y que este índice sería más representativo de cambios en la capturabilidad que de cambios en la abundancia.

Todas las tasas de captura estandarizadas estimadas por el Grupo para el stock oriental se muestran en la **Figura 24**. Algunas series de datos no son completas. Por ejemplo, no hay estimaciones para el cebo vivo de Ghana después de 1992. Las estimaciones que no se utilizaron en los análisis de la evaluación (cerco sobre banco libre-CE) no están incluidas en la figura. Las estimaciones calculadas para la base de datos de CE-Portugal y Canadá mostraban grandes variaciones con diversos picos y caídas. Las estimaciones de las tasas de captura estandarizadas de los cerqueros de Dakar aumentaron hasta principios de los 90, pero no hay una tendencia clara en el tiempo desde 1992.

Atlántico occidental

En contraste con las grandes zonas de pesca observadas en la parte oriental del Atlántico, los caladeros del Atlántico occidental son por lo general más costeros. La mayoría del listado desembarcado en el Oeste ha sido capturado por buques de cebo vivo brasileños. Actualmente el listado es la principal especie objetivo en este caso. Cabe señalar que las tasas de captura declaradas por esta pesquería son mayores que las CPUE observadas en todas las pesquerías de cebo vivo orientales. Para los cerqueros venezolanos que pescan fundamentalmente en el Caribe no se ha facilitado nueva información desde la reunión del SCRS de 2007.

Se calcularon las tasas de captura estandarizadas para el stock occidental. En la mayoría de los documentos, se utilizaron el modelo lineal generalizado y la distribución delta-lognormal para calcular los índices de abundancia relativa. Se usaron modelos lineales generalizados mixtos para analizar los datos de captura y esfuerzo de la Encuesta estadística sobre pesquerías marinas recreativas de Estados Unidos (MRFSS) de la costa atlántica y el Golfo de México (SCRS/2008/122). Los datos positivos se modelaron utilizando un modelo lognormal, mientras que la proporción de capturas positivas fue modelada con una distribución binomial. Los factores considerados en el modelo fueron la zona geográfica, la temporada y el modo de pesca (buque pesquero privado o alquilado). Las tasas de captura estandarizadas calculadas utilizando el modelo delta-lognormal variaban anualmente sin mostrar una tendencia clara.

Las tasas de captura estandarizada del listado capturado por las flotas de palangre pelágico de Estados Unidos en el Golfo de México calculadas usando un GLM se presentaron en el SCRS/2008/121. Las variables de respuesta consideradas para el listado fueron las CPUE para el periodo 1992-2007. En el análisis, se utilizaron los modelos

delta-lognormales con las siguientes variables explicativas: año, área, temporada, características del arte y características de la pesca. En general, parece existir una tendencia ascendente en las tasas de captura de listado en 2006 y 2007, aunque esto puede explicarse por las tasas crecientes de cobertura de observadores. Actualmente, el listado no es una especie objetivo para la flota estadounidense de palangre y hay muy pocos informes de lances positivos en los cuadernos de pesca.

La mayoría del listado desembarcado en el Atlántico oeste es capturado por la flota de cebo vivo brasileña. Con el fin de obtener tasas de captura estandarizadas por año y trimestre se utilizaron dos enfoques (SCRS/2008/113). En el primero, las capturas iguales a cero fueron descartadas y se seleccionó un modelo (lognormal) para analizar el conjunto de datos positivos. En el segundo enfoque, las capturas cero (<2% de la base de datos total) también se consideraron y se utilizó un modelo delta-lognormal para estimar las tasas de captura estandarizadas. Los índices mostraban grandes variaciones entre los años pero no mostraban ninguna tendencia.

Todas las tasas de captura estandarizadas utilizadas en los análisis de la evaluación se presentan en la **Figura 25**. Las estimaciones reunidas en el análisis de los conjuntos de datos brasileños y estadounidenses no mostraban ninguna tendencia. Las estimaciones calculadas para la base de datos venezolana caían abruptamente a principios de los 80 pero mostraban una ligera tendencia descendente desde 1983.

4.1.3 Patrones específicos de la pesquería para el listado

Las definiciones de pesquería utilizadas se muestran en la siguiente tabla y por lo general siguen las definiciones utilizadas para modelar la evaluación del patudo con MULTIFAN CL.

Definiciones de pesquería propuestas para utilizar en otros análisis del listado

<i>Stock</i>	<i>Fishery</i>	<i>Flags</i>	<i>Gear</i>	<i>Period</i>
Atlantic East	1E	EC-France, EC-Spain and Others	PS	1969-1979
Atlantic East	2E	EC-France, EC-Spain and Others	PS	1980-1990
Atlantic East	3E	EC-France, EC-Spain and Others-Free School	PS	1991-2005
Atlantic East	4E	EC-France, EC-Spain and Others-FADs	PS	1991-2005
Atlantic East	5E	Ghana	PS & BB	1973-2005
Atlantic East	6E	EC-France, EC-Spain (Dakar Based), Senegal	BB	1965-1983
Atlantic East	7E	EC-France, EC-Spain (Dakar Based), Senegal	BB	1984-2005
Atlantic East	8E	Azores, Madeira, Canarias	BB	1965-2005
Atlantic East	9E	Others	BB	1965-2005
Atlantic East	10E	Others	Others	1965-2005
Atlantic West	1W	Brazil	BB	1965-2005
Atlantic West	2W	Venezuela	PS+BB	1965-2005
Atlantic West	3W	All	Others	1965-2005

Selección de los índices de abundancia para el listado

Para seleccionar entre las pesquerías posibles la serie más adecuada de CPUE en términos de representatividad de los cambios en la abundancia del listado en ambas partes del Atlántico, se ha prestado atención a criterios como la captura total media, la superficie de los caladeros y el tamaño de la serie temporal.

En el Atlántico oriental las pesquerías de cebo vivo que representan los cambios en el tiempo de la abundancia de diferentes clases de talla del listado se seleccionaron de la siguiente manera:

- Flota portuguesa-de las Azores (índice estandarizado tras omitir los barcos más pequeños que pescan en aguas costeras de las Azores): 1970-2006;
- Buques españoles de las islas Canarias (serie no estandarizada, dividida por periodos, antes y después de la adopción de la técnica de pesca sobre bancos asociados en 1992): 1980-1991, 1992-2006;
- Flotas de cebo vivo (CE-Francia, CE-España, FIS, Senegal) que operan desde Dakar (Senegal), (estandarizada para toda la serie temporal, posteriormente desglosada en antes y después de la adopción de la técnica de pesca sobre bancos asociados en 1984): 1969-1983, 1984-2006, y
- Buques ghaneses (CPUE no estandarizada); desde 1969 hasta 1982 (Wise, 1986).

Se utilizaron dos series de cerco:

- Los cerqueros españoles y asociados que se dirigen a los bancos libres de listado en aguas de Senegal durante el segundo trimestre del año desde 1980 hasta 2006. La ventaja de utilizar la CPUE del cerco en esta región es la posibilidad de calcular un índice de abundancia aparente sólo para las operaciones de pesca sobre bancos, algo que no se puede hacer en otras zonas.
- Los cerqueros de la CE que pescan sobre DCP principalmente en zonas ecuatoriales: 1991-2006.

Para el stock occidental, se utilizaron tres índices de tasas de captura:

- La pesquería de cebo vivo brasileña, que se sabe que se dirige específicamente al listado (índice estandarizado): 1981-2006;
- Los cerqueros venezolanos que operan en general con ayuda de los buques de cebo vivo (índice no estandarizado, corregido teniendo en cuenta un aumento anual moderado del 1% en eficacia): 1982-2005; y
- La pesquería de recreo estadounidense (serie estandarizada): 1986-2006.

Peso medio

La **Figura 26** muestra el peso medio del listado para el Atlántico oriental y occidental. El peso medio de los peces desembarcados no mostraba ninguna tendencia en el periodo más reciente. Desde principios de los 80, el peso medio del pescado desembarcado en la parte occidental duplicaba el peso del pescado desembarcado en el Atlántico oriental.

4.2 Rabil

4.2.1 Peso medio

El peso medio del rabil presentaba alguna variabilidad pero una tendencia descendente es evidente desde principios de los 70 (**Figura 27**). Al analizar la información separada por arte está claro que la tendencia descendente se debe principalmente al palangre y al cerco.

4.2.2 Tasas de captura

Cerco

En el SCRS/2008/115 se presentaron las tasas de captura estandarizadas para el rabil adulto capturado por los cerqueros que pescaron durante el periodo de 1980-2006 en el Atlántico tropical. Se utilizaron dos enfoques para obtener los índices de los resultados del modelo lineal generalizado: (a) medias de cuadrados mínimos y (b) una media de los valores ajustados. Las estimaciones de la varianza realizadas con el segundo enfoque fueron menores. Sin embargo, las tasas de captura estandarizadas no mostraron ninguna tendencia.

En el documento SCRS/2008/116 se analizó también la información de los cuadernos de pesca consignada lance por lance sobre DCP con el fin de obtener tasas de captura estandarizadas para el rabil juvenil. Se utilizó un modelo delta-lognormal y un GLM para estimar los índices. Las variables explicativas incluidas en el modelo fueron *año*, *región*, *trimestre* y *categoría de buque*. Las tasas de captura estandarizadas para el rabil mostraron una tendencia plana durante el periodo 1991-2006.

Las tasas de captura disponibles en esta reunión eran contradictorias (**Figura 29**). Las estimaciones calculadas para los índices venezolanos mostraron tres picos pero una tendencia descendente. Sin embargo, los índices del cerco tropical alcanzaron un pico en 1989 pero no mostraron muchos cambios después de 1992. Las tasas de captura estandarizadas tal y como fueron calculadas para la base de datos de la CE aparecen planas en el periodo 1991-2005.

Cebo vivo

Las tasas de captura nominal para la flota de las Islas Canarias mostraban varios picos y descensos (**Figura 30**). Los valores estimados reunidos con la base de datos de Brasil caían abruptamente entre 1981 y 1982 y posteriormente mostraban una tendencia ligeramente descendente. Las tasas de captura nominal de Dakar alcanzaron un pico en 1993 y posteriormente mostraban una tendencia descendente.

Pesquerías de recreo

Se utilizó un modelo lineal mixto generalizado y una distribución delta-lognormal para analizar las tasas de captura del rabil capturado en el Atlántico y en el Golfo de México tal y como aparecen en la base de datos de la Encuesta Estadística de las pesquerías marinas de recreo de Estados Unidos (MRFSS) (SCRS/2008/122). Los factores considerados en el modelo fueron área geográfica, temporada y modo de pesca (barco de pesca alquilado o privado). Las tasas de captura estandarizadas varían anualmente pero sin tendencia (**Figura 31**). Existen algunos picos en 1984, 1994 y 1999, así como descensos a finales de los 80 y a mediados de los 90. Después de 1999 es clara una tendencia descendente.

Palangre

En la reunión se presentaron varios índices de CPUE de pesquerías diferentes al cerco. Todos los índices fueron estandarizados utilizando GLM, y diferían en el supuesto de la distribución de error (lognormal o Poisson). Tenían los mismos factores básicos en común, como año, temporada y área, junto con otros factores específicos de cada caso.

Las tasas de captura estandarizadas para el rabil capturado por la flota japonesa de palangre desde 1965 hasta 2006 fueron estimadas utilizando un modelo lineal generalizado (GLM) (SCRS/2008/108). Los factores considerados en el modelo fueron año, trimestre, SST (temperatura de la superficie del mar), número de anzuelos entre flotadores y tipo de línea madre y brazolada. Los principales efectos e interacciones se incluyeron en el análisis. Las tasas de captura fueron modeladas utilizando una distribución de densidad lognormal y se añadió una constante positiva a la tasa de captura para manejar las capturas iguales a cero. Las tasas de captura estandarizadas tal y como fueron estimadas en base al año y al trimestre descendieron hasta mediados de los 70. Las estimaciones eran cercanas a 1,7 (peces/1000 anzuelos) hasta principios de los 90, cuando descendieron hasta 0,6 (peces/1000 anzuelos). Tras este descenso, la variación de las tasas de captura estandarizadas no mostró ninguna tendencia. Las variaciones de los índices estandarizados calculados en peso eran similares a las reunidas en los cálculos basados en el número de peces. Las tasas de captura nominal para los 60 y principios de los 70 declaradas para la flota japonesa así como para las demás flotas de palangre se consideraron dudosas en una reunión anterior. Por lo tanto, el Grupo decidió no utilizar las estimaciones para los primeros años.

En el Atlántico sudoeste, el rabil lo capturan fundamentalmente las flotas que operan con palangre pelágico a la deriva. El SCRS/2008/109 presentaba la CPUE del rabil capturado por las flotas de palangre de Brasil y Uruguay en el Atlántico para el periodo 1980-2006 estandarizada utilizando modelos lineales generalizados con una aproximación delta-lognormal. El número de lances analizados fue 76.521, con un esfuerzo total de 136.947.483 anzuelos entre 7°N-45°S y 57°-20°W. Las variables de respuesta consideradas en el modelo fueron la CPUE y una CPUE nominal ponderada por la captura total (CPUEp). Se consideraron variables explicativas para los modelos el año, trimestre, área, temperatura de la superficie del mar y tipo de arte pesquero. Tanto la CPUE como la CPUEp estandarizada muestran oscilaciones a lo largo de todo el periodo con una tendencia descendente en los últimos siete años y un pico moderado en 2005. Las tasas de captura estandarizadas mostraban amplias variaciones a lo largo de los años con un descenso desde 2000 hasta 2006. En un documento complementario, sólo se consideró la base de datos de Uruguay (SCRS/2008/110). Los resultados fueron similares a los mencionados anteriormente.

Se utilizó también un GLM para analizar la CPUE del rabil capturado por la flota de palangre brasileña pero se asumió que la tasa de captura (número de peces/100 anzuelos) seguía las distribuciones de las densidades Poisson y Tweedie (SCRS/2008/112). Los cuatro factores considerados al analizar los datos desde 1986 hasta 2007 fueron año, área, trimestre y objetivo. El análisis de conglomerados de las composiciones por especies capturadas en los lances de pesca se utilizó para definir los niveles del factor "objetivo". Las estimaciones reunidas con los modelos de Poisson y Tweedie fueron similares. Las tasas de captura estandarizadas fueron grandes entre 1988 y 1990 y no mostraron ninguna tendencia al final de la serie temporal.

Para la pesquería de palangre mexicana y estadounidense en el Golfo de México (1992-2006) se presentó un índice combinado (SCRS/2008/119) basado en los datos disponibles de observadores. Las variables incluidas eran año, trimestre, flota, lances, temperatura y tipo de cebo.

En el documento SCRS/2008/120 la CPUE del rabil se presentaba en peso y número para el periodo 1987-2007. Las tasas de captura estandarizada para el rabil han descendido desde 1987 pero parecen estar aumentando desde 2003. En conjunto, los índices estandarizados muestran un descenso desde 1986 pero una tendencia bastante plana desde 1992. La proporción de capturas positivas y la tasa de captura de los conjuntos de datos positivos

para el rabil mostraban tendencias contradictorias en algunos de los caladeros. Este tema fue discutido pero no se llegó a un acuerdo sobre la explicación de estos patrones contradictorios.

Para esta evaluación, se utilizaron conjuntos de datos de Japón, Brasil, Uruguay, Estados Unidos y un índice combinado de México y Estados Unidos. La mayoría de las series temporales de las tasas de captura estandarizadas mostraban una tendencia descendente continua (**Figura 32**). Las excepciones fueron los índices calculados para Taipei Chino y para las bases de datos uruguayas. Las estimaciones para los datos de Taipei Chino cayeron a principios de los 70 y eran planas después de 1974, mientras que las estimaciones para los datos uruguayos mostraban una gran variabilidad pero ninguna tendencia.

Índices utilizados en el análisis

Tras evaluar todos los índices de tasas de captura disponibles durante la reunión el Grupo decidió utilizar algunos de ellos para el análisis de población virtual pero no para los modelos de producción. Algunos de los índices mostraban tendencias temporales poco fiables. Los índices de la tasa de captura seleccionados para el análisis de evaluación se incluyen en el **Apéndice 7**.

Índices combinados

Se estimaron los índices combinados para ambas especies utilizando un enfoque de GLM (véase **Apéndice 5**). Para el rabil, el modelo incluía el palangre japonés, el palangre mexicano y estadounidense combinado en el Golfo de México, la caña y carrete de Estados Unidos, el palangre brasileño, el palangre de Taipei Chino, el cebo vivo canadiense, el cerco venezolano, el cebo vivo brasileño, el cebo vivo de la CE con base en Dakar, el palangre venezolano y el cerco de la CE, asumiendo un incremento anual constante en la capturabilidad del 3%. En la **Tabla 13** y la **Figura 33** se presentan los índices combinados estimados ponderados y sin ponderar. Tanto el índice ponderado como el índice sin ponderar mostraban tendencias similares con un agudo descenso a finales de los 60 seguido un periodo relativamente estable hasta aproximadamente 1990. Desde 1990 en adelante, ambos índices mostraban una tendencia descendente continua.

Para el listado, las pesquerías utilizadas para estimar el índice combinado para el stock del Atlántico este fueron las pesquerías de cerco de la CE con base en Dakar y las pesquerías de cerco sobre DCP de la CE así como las pesquerías de cebo vivo de Ghana, Islas Canarias, CE-Portugal y de cebo vivo de la CE con base en Dakar. En el caso del stock de listado del Atlántico occidental, se utilizaron las pesquerías de cerco venezolano, caña y carrete de Estados Unidos y cebo vivo brasileño. El índice combinado para el stock de listado del Atlántico oriental mostraba una tendencia creciente variable pero constante desde el principio de la serie temporal en 1965 hasta el final en 2006. La serie del stock del Atlántico occidental empezó en 1981 y mostraba también una serie con valores muy variables pero con una tendencia relativamente constante. Los valores de los índices combinados estimados para ambos stocks y las matrices de los factores de ponderación se muestran en la **Tabla 13** y en la **Figura 33**.

5 Métodos y otros datos relevantes para la evaluación

5.1 Métodos – Rabil

5.1.1 ADAPT-VPA

Las especificaciones de parámetros utilizadas en el caso base del modelo VPA de 2008 eran por lo general las mismas que las utilizadas en el caso base del modelo VPA de 2003 (Mérida, México, julio de 2003) (Anón. 2004). A continuación y en las **Tablas 14** (especificaciones de control) y **15** (parámetros) se presenta un resumen de las especificaciones de control del modelo y los parámetros.

Los modelos VPA requieren la estimación o el supuesto de tasas de mortalidad por pesca del año terminal (F). Igual que en la evaluación previa, los casos base de 2008 (Ensayos 5 y 8) permitían que los valores de F terminal fueran estimados para las edades 0-4. La clase de edad más mayor representa un grupo plus (edades 5 y mayores) y la correspondiente tasa de mortalidad por pesca terminal se especifica como el producto de $F_{\text{edad } 4}$ y un parámetro “ratio de F ” estimado que representa la ratio entre $F_{\text{edad } 5}$ y $F_{\text{edad } 4}$. Para los ensayos 5 y 10 la ratio de F inicial (1970) se estimó como un parámetro frecuentista, y luego se le permitió variar anualmente usando un desarrollo aleatorio con una desviación estándar igual a 0,2 y un valor esperado de la distribución previa igual a la estimación anual anterior.

Los índices de abundancia se ajustaron asumiendo una estructura de error lognormal y una ponderación igual (es decir, el coeficiente de variación estaba representado por un parámetro estimado único para todos los años y todos los índices). Se asumió que los coeficientes de capturabilidad (escalación) para cada índice eran constantes durante la duración de ese índice y se estimaron mediante la correspondiente fórmula de verosimilitud concentrada.

Se asumió que la tasa de mortalidad natural era dependiente de la edad (Edades 0 y 1 = $0,8 \text{ yr}^{-1}$; Edades 2+ = $0,6 \text{ yr}^{-1}$) al igual que en evaluaciones previas.

Descripción de los ensayos del modelo

Los índices utilizados durante los diversos ensayos del modelo se resumen en la **Tabla 16**. Los métodos utilizados para estimar las selectividades del índice se describen en la **Tabla 17**. A continuación se facilita una descripción general de los ensayos del modelo.

- **Ensayo de continuidad:** El “ensayo de continuidad” se realizó para determinar la situación del stock en 2008 utilizando unas especificaciones y una estructura del modelo idénticos a los de la evaluación base de 2003 (es decir, idénticas especificaciones de parámetros, limitaciones e índices de abundancia). La intención es facilitar la comparación entre los resultados de la evaluación de 2003 y los resultados de la de 2008. Los índices de abundancia y los datos de captura fueron actualizados y ampliados hasta 2008.
- Los **Ensayos 5 y 10** fueron elegidos como “ensayos base” y fueron combinados para desarrollar el asesoramiento en materia de ordenación.
- **Ensayo 5:** El ensayo 5 difiere del ensayo de continuidad y de los ensayos del modelo de 2003 en que:
 - 1) Se utilizaron todos los índices recomendados por el grupo de trabajo de evaluación de 2008;
 - 2) Se aplicó una penalización para restringir las desviaciones en la vulnerabilidad por edad (Penalización aplicada a 2004-2006, Edades 0-5+, desviación estándar = 0,4);
 - 3) El pico de la temporada de desove se estableció en el 14 de febrero. El peso por edad de los reproductores se calculó también a partir de la curva de crecimiento utilizando esa fecha.
- **Ensayo 10:** Este ensayo es idéntico al Ensayo 5 excepto en que se asumió que los índices de LONGLINE y TROP_PS tenían fijados patrones de selectividad “con la parte superior plana” en lugar de los patrones marcadamente “cóncavos” estimados por el Ensayo 5. Para adaptar este supuesto, los patrones de selectividad estimados durante el Ensayo 5 fueron utilizados hasta alcanzar la selectividad total. Posteriormente, la selección total (1,0) fue mantenida para las edades más mayores.

5.1.2 ASPIC

El stock de rabil fue evaluado también con un modelo de producción excedente (ASPIC v. 5.16) utilizando los desembarques del periodo 1950-2006. En los ensayos se consideraron tres conjuntos diferentes de pesquerías:

- 1) Una flota combinada con un índice combinado para el periodo 1965-2007. Este caso utilizaba un índice combinado ponderado (véase la Sección 4) para el palangre japonés, el palangre combinado de México y Estados Unidos en el Golfo de México, la caña y carrete estadounidense, el palangre brasileño, el palangre de Taipei Chino, el cebo vivo de las Islas Canarias, el cerco venezolano, el cebo vivo brasileño, el cebo vivo de la CE con base en Dakar, el palangre venezolano y el cerco de la CE, asumiendo un incremento anual constante del 3% en la capturabilidad.
- 2) Diez flotas separadas con índices que cubren algunas partes del periodo 1965-2007. Este caso utilizaba desembarques e índices de abundancia separados para el palangre japonés, la caña y carrete de Estados Unidos, el palangre brasileño, el palangre de Estados Unidos, el palangre uruguayo, el cerco venezolano, el cebo vivo brasileño, y las flotas de cebo vivo de la CE en Dakar. Una décima flota incluía todos los demás desembarques y no contaba con un índice de abundancia correspondiente.
- 3) Una flota combinada con un índice combinado para el periodo 1956-2006. Este caso utilizaba el índice combinado desde 1965 hasta 2006 remontándolo hasta 1956 utilizando los datos de Tarea II.

La **Tabla 18** muestra los índices de abundancia utilizados en cada caso mientras que la **Tabla 19** proporciona las capturas. Estos tres escenarios probaban diferentes combinaciones de diferentes formas del modelo (logístico frente a generalizado), índices ponderados o sin ponderar y un valor fijo o estimado de B_1/K . Se consideró un total de diez casos iniciales que se resumen en la **Tabla 20**.

5.2 Métodos – Listado

5.2.1 Modelo sólo con captura

El modelo sólo con captura combina un modelo de dinámica de biomasa de Schaefer con un modelo de dinámica de la explotación logística (Vasconcellos y Cochrane, 2005). El modelo asume que la captura de las pesquerías sigue una curva logística que depende de dos parámetros. El modelo predice las capturas totales, que se ajustan a las capturas observadas usando métodos bayesianos (Gelman *et al.*, 2004). Los ajustes se realizan usando un marco de trabajo bayesiano con el fin de permitir el uso de información previa que podría acelerar la extracción de información de las capturas. La prueba de simulación preliminar (Minte-Vera *et al.* en prep.) demostró que para los conjuntos de datos artificiales, los datos de captura combinados con las distribuciones previas informativas sobre algunos parámetros podrían producir cantidades de ordenación aceptables.

El modelo sólo con captura se da por:

$$C_{t+1} = P_t \left[1 + x \left(\frac{B_t}{aK} - 1 \right) \right] \left[B_t + rB_t \left(1 - \frac{B_t}{K} \right) - C_t \right]$$

donde:

C_{t+1} es la captura en el momento $t+1$;

P_t es la proporción de biomasa capturada en el momento t ;

B_t es la biomasa de la población en el momento t ;

K es la capacidad de transporte, o la biomasa en la que el crecimiento de la población es cero;

r es la tasa intrínseca del cambio en la biomasa de la población;

x es un multiplicador que define el incremento en la mortalidad por pesca a lo largo del tiempo;

a ($0 < a < 1$) es el equilibrio bioeconómico como una proporción de K .

En este modelo se estiman cuatro parámetros: r , K , a y x . Se asumió que la población estaba ligeramente pescada al inicio de la serie temporal (por lo que $B_0 = K$), y que la primera captura (C_0) estaba medida sin error (por lo que $P_0 = C_0/B_0$).

Los parámetros se estimaron utilizando técnicas bayesianas. Se utilizaron varias combinaciones de distribuciones previas. Para el stock occidental, las distribuciones previas para K se establecieron de la siguiente manera: $K \sim U(100\,000, 1\,000\,000)$, $\ln(K) \sim U(\ln(100\,000), \ln(1\,000\,000))$ o una distribución lognormal con una media de 350 000 t y $CV=0,5$. Para el stock oriental, las distribuciones previas para K se establecieron de la siguiente manera: $K \sim U(200\,000, 2\,000\,000)$, $\ln(K) \sim U(\ln(200\,000), \ln(2\,000\,000))$ o una distribución lognormal con una media de 700 000 t y $CV=0,5$. Las distribuciones previas de r se establecieron en $r \sim U(0,4, 2,0)$ o una distribución previa basada en métodos demográficos (véase el **Apéndice 6**, McAllister *et al.* 2001). Las distribuciones previas de a se establecieron como uniformes en el rango posible del parámetro $a \sim U(0,1)$. Se realizó la sensibilidad para las distribuciones previas de x , porque algunas combinaciones de los valores de a y x podrían generar oscilaciones no realistas sobre la tasa de captura y por consiguiente sobre la biomasa. Inicialmente, las distribuciones previas de x se establecieron como $x \sim U(0,10)$, posteriormente el rango se restringió a $x \sim U(0,1)$ o $x \sim U(0, 1,1)$ para los stocks oriental y occidental, respectivamente.

Se asumió que las capturas observadas seguían una función de verosimilitud lognormal (Casella y Berger, 2002) con un valor esperado igual a las capturas predichas por los modelos:

$$L(\phi | w) = \prod_{t=1}^n \frac{1}{\sigma C_t \sqrt{2\pi}} \exp \left[-\frac{1}{2\sigma^2} (\ln C_t - \mu)^2 \right]$$

donde:

$$\mu = \ln E(C_t) - \frac{\sigma^2}{2}$$

n es la longitud de la serie temporal de captura

C_t es la captura observada en el año t

$\hat{C}_t$ es la captura esperada para el año t predicha por el modelo

σ es el parámetro de variabilidad asumido conocido e igual a 0,4.

Los parámetros se estimaron utilizando el algoritmo *Sampling Importance Resampling* (SIR) (McAllister *et al.* 1994; Gelman *et al.* 2004). La función importancia era igual a la función de las distribuciones previas conjuntas, y por tanto, la ratio de importancia es igual a la verosimilitud. Se muestrearon aleatoriamente un millón de vectores parámetro de las distribuciones previas conjuntas; de estos, se tomaron 20.000 muestras con sustitución, con una probabilidad proporcional a la ratio de importancia. Punt y Hilborn (1997) descubrieron que el remuestreo debía hacerse hasta que ningún vector reciba una asignación de más del 1% de la probabilidad posterior (MSD- Máximo de una densidad única). En nuestro caso, el MSD fue objeto de seguimiento y ningún vector se produjo en más del 1% de los remuestreos. Se utilizaron también otros diagnósticos para la convergencia como el coeficiente de variación en la ponderación media de la importancia (McAllister y Kirchner, 2002) y en la ratio de importancia máxima (McAllister y Pikitch, 1997).

Los datos utilizados en el primer grupo de ensayos fueron la serie temporal de las capturas totales desde 1950 hasta 2006 para el stock oriental y desde 1976 hasta 2006 para el stock occidental. Aunque las capturas del stock de listado occidental empiezan en 1953, permanecen muy bajas hasta mediados de los 70. Los ensayos preliminares utilizando la serie entera de captura no funcionarían porque el modelo no podría encontrar una combinación de parámetros que produjera una trayectoria con una tasa pequeña de captura en casi 30 años. Para el segundo grupo de ensayos, el modelo se ajustó a una serie de captura restringida para el stock oriental con el fin de contar únicamente con capturas procedentes de una pesquería más homogénea (véase la sección 3.2). La serie fue dividida en dos periodos, desde 1965 hasta 1984 y desde 1985 hasta 2006.

5.2.2 PROCEAN

El modelo PROCEAN (análisis de producción de captura/esfuerzo) es un modelo de producción excedente multi-flota desarrollado en un marco bayesiano para realizar evaluaciones de stock basadas en los datos de series temporales de captura y esfuerzo (Maury, 2001; Maury y Chassot, 2001). PROCEAN es un modelo de dinámica de la biomasa basado en el modelo de producción excedente generalizado (Pella y Tomlinson, 1969) que incluye el error de proceso para la capturabilidad de la flota pesquera, la capacidad de transporte del stock y un error de proceso robusto en la mortalidad por pesca.

Se utilizaron las ocho series temporales independientes de los índices de abundancia definidos durante la reunión del GT así como el índice de abundancia combinado ponderado por zona de pesca (véase la Sección 4).

Los ensayos preliminares demostraron que no hay información suficiente en los datos para estimar el parámetro forma (m) respecto a la típica marea sin retorno de la pesquería de listado del Atlántico oriental por lo que se fijó al ensayar el modelo. La biomasa inicial del stock en 1969 (B_0) fue también difícil de estimar y se asumió que era igual a una proporción fijada de la capacidad de transporte (K). Se consideraron las distribuciones previas informativas del parámetro tasa de crecimiento (r) y el rendimiento máximo sostenible (RMS). Se asumieron distribuciones normales con media de 1,17 (sd = 0,26) y 150.000 (sd = 20.000) para la tasa de crecimiento intrínseca (véase la Sección 5.3.2) y el RMS respectivamente. Se llevó a cabo un análisis de sensibilidad para tener en cuenta la incertidumbre en algunos parámetros de entrada y evaluar el impacto de las distribuciones previas de las estimaciones posteriores (véase la Sección 6.2.4).

5.2.3 Métodos del modelo de producción excedente bayesiano

El modelo de producción excedente bayesiano (BSP) (McAllister *et al.* 2001) es un modelo de producción excedente en situación de no equilibrio que permite distribuciones previas sobre la tasa intrínseca del aumento de población (r), la capacidad de transporte (K), la biomasa en el primer año del modelo definida como una ratio ($\alpha \cdot B_0$) de K , la captura media anual antes de que los datos fueran registrados así como la varianza, el parámetro forma (n) para un modelo Fletcher/Schaefer y parámetros de capturabilidad para cada serie temporal. El modelo utiliza un algoritmo *sampling importance resampling* (SIR, McAllister y Kirkwood, 1998) y puede ajustar un modelo de producción tipo Schaefer o tipo Fletcher/Schaefer. El modelo BSP ha sido aceptado en el

catálogo de ICCAT y ha sido aplicado a varias especies de ICCAT anteriormente (aguja blanca, atún rojo, marlines, patudo), pero esta es la primera vez que el modelo se ha aplicado al listado.

En esta aplicación se usó la formulación logística del modelo de Schaefer y la estimación de r y k y α . b_0 usando las distribuciones previas. Se asumió una distribución previa lognormal (media =1; sd=0,01) para α . b_0 basándose en que la biomasa del primer año del año del modelo (1950 para el listado oriental y 1952 para el listado occidental) se encontraba en o cercana a la capacidad de transporte. Las distribuciones previas de r fueron determinadas basándose en la modelación demográfica descrita en la Sección 5.3.2. Las distribuciones previas de K fueron inicialmente estimadas para ser uniformes bien en K o K logarítmica con límites máximos iguales a 10 veces la captura máxima observada y límites mínimos iguales a la captura máxima observada pero fueron posteriormente rebajados hasta ~ 5 veces la captura máxima. En esta formulación del modelo BSP se introdujeron distribuciones previas para los parámetros r y K y se asumió que K era igual a la biomasa en el punto inicial para cada captura registrada para cada modelo.

El ajuste y la parametrización iniciales del modelo fueron necesarios para descubrir valores iniciales adecuados para que los parámetros de entrada r y K logren que el modelo estime valores modales que sean las estimaciones de verosimilitud máxima para los parámetros no bayesianos o la moda de la distribución posterior para los parámetros bayesianos. Esto se llevó a cabo durante el componente “moda de estimación” del procedimiento de ajuste del modelo y a menudo fueron necesarios diversos valores iniciales para diferentes ensayos. Los valores iniciales de los diversos parámetros se presentan en las **Tablas 21** y **22** para el listado occidental y el listado oriental respectivamente. Los índices utilizados para el listado occidental se presentan en la **Tabla 23** y los del listado oriental en las **Tablas 24** y **25**.

Para cada ensayo del modelo, los diagnósticos de convergencia se estimaron durante la etapa de “muestreo por importancia” del modelo de acuerdo con la metodología descrita en McAllister y Kirkwood (1998). Además, dada la naturaleza no informativa o contradictoria de muchos de los índices de entrada, el examen de los diagnósticos era especialmente crítico a causa del sesgo potencial que la función importancia puede impartir en las modas posteriores. Se recomienda que el CV de las ponderaciones CV (wts) de los muestreos de importancia sea inferior al CV de la verosimilitud por las distribuciones previas CV (L*P) para los mismos muestreos. Como diagnóstico de convergencia para el algoritmo SIR, se utilizó la ratio de CV (wts)/CV (L*P) asumiendo que ratios superiores a 2 eran inaceptables, ratios entre 1 y 2 eran marginales y ratios inferiores a 1 aceptables.

5.3 Otros métodos

5.3.1 Estimación de las tendencias potenciales en la capturabilidad en la flota de cerco europea

El Grupo observó que en los diversos análisis pasados se había asumido que la capturabilidad asociada a la flota de cerco tropical de la CE ha aumentado aproximadamente un 3% por año desde 1980. El Grupo llevó a cabo análisis adicionales para determinar si quizá los cambios en la capturabilidad no habían ocurrido según una tasa constante desde 1980.

Los datos utilizados, véanse las **Figuras 34** y **35** (para las tres especies tropicales por separado y combinadas), fueron: captura total de 1950-2006, captura y esfuerzo nominal (días de pesca) de 1969-2006 de la CE y flotas de cerco asociadas. No se intentó separar los lances sobre banco libre y DCP. Los valores del esfuerzo de 1983 y 1984 parecían anormalmente altos y fueron excluidos de los análisis.

El enfoque utilizado puede resumirse de la siguiente manera: dependiendo de las capturas totales, las trayectorias de biomasa fueron calculadas basándose en un modelo de producción determinista de Fox con valores de parámetros asumidos (que se explican a continuación). A partir de estos valores de biomasa y de las capturas y el esfuerzo pesquero total y del cerco, es posible derivar valores de mortalidad por pesca y capturabilidad por flota de cerco. Las tendencias en los valores de capturabilidad resultantes fueron entonces examinadas. Las siguientes ecuaciones explican el método utilizado:

- 1) Asumir valores para RMS y K .
- 2) Asumir que $B_{1949} = K$
- 3) Proyectar la población hacia delante utilizando la parametrización de Fletcher del modelo de Fox dados los valores anteriores y la serie temporal de las capturas totales conocidas:

$$B_{t+1} = B_t - e^{-1}MSY \frac{B_t}{K} \ln\left(\frac{B_t}{K}\right) - {}^T C_t$$

4) Estimar la mortalidad por pesca total:

$$F_t = \frac{TC_t}{(B_t + B_{t+1})/2}$$

5) Estimar la mortalidad por pesca del cerco basándose en la ratio de la captura de cerco (P) y la captura total:

$${}^P F_t = \frac{v_{C_t}}{T_{C_t}} F_t$$

6) Estimar la capturabilidad del cerco usando el esfuerzo nominal:

$$q_t = \frac{v_{F_t}}{f_t}$$

Los valores asumidos para *RMS* para el patudo y el rabil fueron 90.000 t y 150.000 t, estimados en evaluaciones previas. Para el listado en el Atlántico oriental se asumió un *RMS* de 150.000 t. Cuando los tres stocks se analizaron juntos, el *RMS* total utilizado fue 390.000 t.

Los valores de *K* para el patudo y el rabil se calcularon de tal forma que las ratios de B_{2006}/B_{RMS} proyectadas fueron 0,9 y 1,0, respectivamente. El valor de *K* para el listado se fijó arbitrariamente en 700.000 t, cifra similar a los valores calculados para el rabil y el patudo. El valor de *K* para los análisis de las tres especies combinadas fue la suma de los tres valores individuales de *K*.

El Grupo calculó los cambios porcentuales medios en la capturabilidad haciendo una regresión entre $\ln(q_t)$ y tiempo para diferentes periodos. Estos periodos fueron 1969-1979, 1980-1990 y 1991-2006, es decir, los mismos periodos que se consideraron para separar las series para los análisis de Multifan. Además, se examinó el periodo 2002-2006 para investigar tendencias más recientes.

Resultados

Las tendencias de biomasa proyectadas se muestran en la **Figura 36**. Los modelos muestran descensos más bruscos para el patudo y el rabil que para el listado o para las tres especies combinadas.

La **Tabla 26** proporciona los parámetros asumidos de dinámica de la población y las pendientes resultantes de la regresión entre $\ln(q_t)$ y tiempo para diferentes periodos. Los valores de $\ln(q_t)$ para todo el periodo se muestran en la **Figura 37**. Estos resultados sugieren que durante algunos periodos, la capturabilidad podría haber cambiado en más del 10% por año. Esto es evidente principalmente en los 70 y los 80. Para los cinco años más recientes, estos análisis sugieren que la capturabilidad continúa aumentando rápidamente para el listado, descendiendo para el rabil y aumentando lentamente para el patudo.

Las **Figuras 38** y **39** muestran el esfuerzo pesquero (nominal) de entrada así como el esfuerzo ajustado por las estimaciones de capturabilidad por especies. Cabe señalar que el mayor impacto de ajustar el esfuerzo por la capturabilidad es para el patudo, seguido del listado y posteriormente el rabil.

La **Figura 39** compara la serie de esfuerzo nominal con dos series ajustadas para el rabil. La línea azul se ajusta utilizando los cambios en la capturabilidad estimados en los presentes análisis. La línea roja se obtuvo siguiendo el mismo enfoque que se aplicó durante la sesión de evaluación de rabil celebrada en Cumaná, Venezuela en 2000 (Anón. 2001), que asume un incremento anual del 3% en *q* después de 1980 (cabe señalar que las series de esfuerzo de entrada utilizadas para ambos análisis son diferentes). Las dos series ajustadas son similares en magnitud, aunque en algunos años el esfuerzo ajustado del análisis actual puede ser hasta un 60% mayor que el esfuerzo ajustado por el cambio anual del 3% en *q*.

Al discutir los resultados obtenidos, el Grupo acordó que el enfoque utilizado para calcular los cambios en *q* tiene puntos fuertes y débiles. Uno de los puntos fuertes es que la tasa en la que *q* cambia en el tiempo no está fijada. Otro punto fuerte es que está vinculada a un modelo de dinámica de población. En cuanto a los puntos débiles, la naturaleza determinista del modelo de Fox utilizado es bastante inflexible. Un enfoque más flexible sería, por ejemplo, estimar los cambios en la capturabilidad como desarrollos aleatorios dentro de un marco de evaluación de stock como Multifan-CL. Por último, el Grupo no examinó en detalle el efecto que tendrían los cambios en los valores asumidos de *RMS* y *K* sobre los resultados, aunque ensayos limitados sugerían que las tendencias en *q* eran relativamente insensibles a ellos.

Para los análisis de evaluación de stock, el Grupo concluyó que deberían usarse ambas series de esfuerzo ajustadas para un aumento del 3% en q por año, así como ajustadas por los cambios de la capturabilidad estimados en estos análisis (véase **Tabla 27**).

6 Resultados de la situación del stock

6.1 Situación del stock – rabil

6.1.1 Resultados del VPA

Esta sección resume los resultados de los análisis del VPA explicados en la Sección 5.1. El archivo de resultados del software VPA-2BOX para los casos base del modelo VPA (Ensayos 5 y 10) se incluye en el **Apéndice 7**. Este apéndice contiene una descripción completa de los resultados del VPA, incluyendo la matriz de las tasas estimadas de mortalidad por pesca, la abundancia por edad, la biomasa del stock, el reclutamiento, los ajustes a los índices, las selectividades estimadas de los índices, las ratios de F y la F_s por edad terminal.

Diagnósticos

Los ajustes a la serie de CPUE para los modelos de base y continuidad del VPA se resumen las **Figuras 40 y 41**. Los ajustes a los casos base (Ensayos 5 y 10) son muy similares y muestran una sustancial falta de ajuste a muchos índices (**Figura 41**).

Retrospectivas

Se finalizó un análisis retrospectivo eliminando secuencialmente entradas de captura e índices de abundancia del caso base del modelo de 2008, hasta 2003. La **Figura 42** muestra las tendencias de la biomasa reproductora y los reclutas para los casos base. Las tendencias de la SSB se escalaron al valor máximo de la serie para facilitar la comparación. Las tendencias de la SSB son sensibles a la eliminación secuencial de los datos y no muestran convergencia remontándose en el tiempo. En su lugar, algunas series indican un descenso brusco en la biomasa. El reclutamiento estimado es bastante insensible a la eliminación retrospectiva de los datos. En años recientes, las estimaciones de reclutamiento fluctúan sin un patrón obvio.

Los patrones retrospectivos en la mortalidad por pesca por edad (FAA) y los números por edad (NAA) se resumen en la **Figura 43 y 44**, respectivamente. En la FAA se ha observado algún patrón retrospectivo sustancial, especialmente para las edades 4 y 5+ entre 1990 y 2006. El patrón retrospectivo en NAA es menos claro. Los resultados del modelo son generalmente convergentes hasta los años más recientes, y posteriormente varían sin un patrón obvio.

Comparación de los modelos base del VPA de 2003 y 2008

El ensayo de continuidad de 2008 fue construido para examinar las implicaciones de añadir años recientes (2002-2006) al modelo VPA sin cambiar los índices utilizados o las especificaciones del modelo. Las tendencias en la mortalidad por pesca apical, la biomasa del stock reproductor (SSB), la abundancia (Edades 0-5+), el reclutamiento (Edad 0) y la ratio de F anual (F_{5+}/F_4) para los modelos base de 2003 y de continuidad de 2008 se muestran en la **Figura 45**. Los resultados de la evaluación de stock base de 2003 y de continuidad de 2008 son similares pero existen algunas diferencias claras en las estimaciones de reclutamiento, abundancia y mortalidad por pesca, especialmente entre 1999 y 2001. Estas incoherencias están causadas, probablemente, por diferencias en las ratios de F estimadas durante esos años. Las estimaciones de la SSB son bastante similares a lo largo de la serie temporal.

Modelos base del VPA

El Grupo de trabajo eligió dos modelos (Ensayos 5 y 10) para proporcionar asesoramiento en cuanto a ordenación. Las tendencias anuales en el rendimiento, la biomasa total, la mortalidad por pesca apical, los reclutas (Edad 0), la biomasa reproductora del stock (SSB) y la SSB relativa a SSB en F_{max} se muestran en la **Figura 46** (Ensayo 5) y la **Figura 47** (Ensayo 10). La incertidumbre en los valores anuales se estimó usando 500 ensayos bootstrap de los residuos del índice.

Los dos ensayos son muy similares, aunque el Ensayo 10 hace unas estimaciones ligeramente más optimistas de la situación del stock en 2006.

Ensayos de sensibilidad

Se llevaron a cabo varios ensayos de sensibilidad para examinar la sensibilidad del modelo a:

- 1) La aplicación/eliminación de penalizaciones sobre las desviaciones en el reclutamiento reciente.
- 2) La aplicación/eliminación de penalizaciones sobre las desviaciones en las estimaciones recientes de la vulnerabilidad por edad.
- 3) Cambios en los periodos de tiempo aplicados a los índices de abundancia.
- 4) Varios supuestos sobre la captura por edad del palangre japonés en 2006.
- 5) Estimar una única ratio de F para todos los años (1970-2006).
- 6) Ajustar la ratio de F para todos los años en diversos valores.

El Grupo consideró estos modelos durante el desarrollo del ensayo base, pero finalmente decidió que estos ensayos no se utilizarían para desarrollar el asesoramiento en materia de ordenación.

Situación del stock

El Grupo de trabajo no pudo elegir entre los dos casos base del VPA, y dado que los resultados del modelo eran tan similares (**Figuras 46 y 47**), el Grupo recomendó combinar los resultados del modelo en una distribución conjunta única. Esta distribución conjunta se utilizó para determinar la situación del stock y desarrollar el asesoramiento en materia de ordenación. Las referencias de ordenación se calcularon utilizando las medianas de la distribución conjunta y asumiendo un reclutamiento constante igual a la media de los reclutamientos observados durante 1970-2006. Todos los elementos de referencia de la ordenación y los puntos de referencia se resumen en la **Tabla 28**.

La trayectoria de la situación del stock durante la serie temporal se resume en la **Figura 48**. De acuerdo con la distribución conjunta de los modelos base de 2008, el rabil nunca ha estado sobrepescado aunque se ha producido sobrepesca (**Figura 48**; símbolos amarillos). La situación actual del stock se estimó utilizando SSB_{2006}/SSB_{MAX} y F_{actual}/F_{MAX} . De acuerdo con los resultados de la distribución conjunta, el stock no está actualmente sobrepescado ($SSB_{2006}/SSB_{MAX}= 1,09$) o sufriendo sobrepesca ($F_{actual}/F_{MAX}=0,84$) (**Figura 49**). La incertidumbre en la situación del stock se estimó haciendo un bootstrap de los residuos del índice. Se hicieron 500 bootstraps de cada modelo base del VPA (**Figura 49**). Se construyeron histogramas de las estimaciones del bootstrap de la situación del stock de 2006 a partir de la distribución conjunta para examinar la normalidad de la distribución. No hay pruebas de un fuerte sesgo en los resultados (**Figura 50**).

Las conclusiones de esta evaluación no reflejan el grado total de incertidumbre en las evaluaciones y las proyecciones. Un factor importante que contribuye a la incertidumbre es la precisión de la curva de crecimiento y del procedimiento de separación de edades (filo de cuchillo). Los procedimientos de separación de edades (filo de cuchillo) son sensibles a pequeños cambios en los límites de separación. Los métodos mejorados para estimar la captura por edad (por ejemplo, enfoques estocásticos y/o composición por edades directamente observada) tienen el potencial de mejorar la fiabilidad de los modelos estructurados por edad. Otra importante fuente de incertidumbre es el reclutamiento, tanto en términos de niveles recientes (que estimaban con poca precisión en la evaluación) como en posibles niveles futuros. Estos modelos asumían que el reclutamiento continuaría al nivel observado durante 1970-2006. Es posible que los cambios en la presión pesquera o el medio ambiente pudieran invalidar este supuesto.

6.1.2 ASPIC

La **Tabla 29** muestra los resultados iniciales de los 10 ensayos. Las trayectorias estimadas de la biomasa relativa y la mortalidad por pesca relativa para cada uno de los 10 casos se presentan en la **Figura 51**. En el caso de la biomasa relativa, los casos 1, 3, 7 y 9 mostraron tendencias muy diferentes en comparación con los demás casos. Para la mortalidad por pesca relativa, los casos 1, 3, 9 y 10 mostraron claramente trayectorias con tendencias diferentes. Tras el examen inicial de los resultados, el Grupo decidió hacer bootstraps para los casos 2, 4, 6 y 8. Las trayectorias deterministas estimadas para los 4 casos de bootstrap se muestran en la **Figura 52**. Los cuatro casos mostraron las mismas tendencias con un aumento en la mortalidad por pesca y una reducción de la biomasa que provocó un periodo en el que el stock estaba sobrepescado y sufriendo sobrepesca, seguido de un periodo de recuperación. La condición actual del stock es sobrepescado pero sin experimentar ya sobrepesca. La

Figura 53 muestra los diagramas de fase de cada uno de los 4 ensayos de bootstrap (500 bootstraps) para el año 2006 (es decir, la condición actual). Las **Figuras 54** y **55** muestran las trayectorias de la biomasa relativa y la F relativa y el intervalo de confianza del 80% estimado a partir de 500 bootstraps. Los resultados de los bootstraps para los casos 2, 4, 6 y 8 se resumen en la **Tabla 30**.

6.2 Situación del stock – listado

6.2.1 Modelo Multifan – CL

El Grupo intentó diversos análisis de los stocks oriental y occidental combinados. Todos mostraron una convergencia muy pobre, tal y como se esperaba porque se consideró que los datos de mercado no eran muy informativos sobre la escala espacial de todo el océano. Por consiguiente, el Grupo realizó análisis separados para los stocks oriental y occidental, que se describen a continuación.

6.2.1.1 Atlántico oriental

El modelo oriental incluía 10 pesquerías separadas (véase la Sección 4.1.3) y fue dividido en marcos temporales anuales y trimestrales, y se asumieron cuatro sucesos de reclutamiento, cada uno produciéndose al principio de cada trimestre. La mortalidad natural se fijó en $0,2 \cdot \text{trimestre}^{-1}$. Las opciones para el caso base del modelo oriental, que incluían todos los datos de captura desde 1950 hasta 2006, eran similares a las del caso base del modelo simulado para la región occidental. No obstante, las principales diferencias eran que el modelo de la región oriental incluía una función de selectividad spline cúbica con tres nodos (posteriormente aumentados hasta 5) y que las penalizaciones para las desviaciones de esfuerzo se establecieron iguales para todas las pesquerías.

El modelo tenía grandes dificultades para estimar la biomasa al inicio del periodo de pesca (**Figura 56**). La estimación de la biomasa del modelo fluctuaba enormemente para los años iniciales del modelo, reduciendo repetidamente a cero. Las estimaciones de RMS y F_{RMS} no tenían, por consiguiente, sentido (**Figuras 57** y **58**). Como resultado de la pobre estimación del modelo, se llevó a cabo otro ensayo del modelo incluyendo sólo datos de 1970-2006. El modelo se preparó para estimar la estructura de edad de la población inicial basada en Z promediada durante los últimos 20 periodos (trimestres en este caso). Además, la opción de selectividad spline cúbica fue eliminada y en su lugar la selectividad se estableció como dependiente de la longitud en todas las pesquerías. Aunque estos cambios eliminaron la presencia de la biomasa reduciendo a cero en los años iniciales del ensayo del modelo, continuaba produciéndose un aumento de la biomasa en el tiempo (**Figura 59**). Las estimaciones de RMS y F_{RMS} fueron superficialmente más plausibles que el ensayo previo del modelo, pero claramente poco realistas debido a las extrañas estimaciones de la biomasa.

Aunque se simularon para este stock varias variaciones *ad hoc* y opciones del modelo con el fin de mejorar los resultados del modelo, todas produjeron similares patrones poco realistas de biomasa. Como consecuencia, se suspendieron análisis posteriores. Está claro que en esta etapa los datos para la región oriental no eran adecuados para la simulación de Multifan-CL dentro de las limitaciones temporales de la reunión del Grupo de trabajo. Deberían llevarse a cabo otros modelos intersesiones y posiblemente incluir datos de mercado una vez que hayan sido plenamente verificados.

6.2.1.2 Atlántico occidental

El ensayo básico para el stock occidental utilizaba datos desde 1952 hasta 2006 para tres pesquerías (1= Brasil BB, 2= Venezuela BB+PS y 3= otros) y las siguientes limitaciones/supuestos:

- Asumir una población inicial en equilibrio basada en M
- Asumir $M=0,2$ por trimestre
- Estimar 4 sucesos anuales de reclutamiento
- Permitir mayor variabilidad en las desviaciones de esfuerzo para las pesquerías 2 y 3 (ponderaciones = 10, 3 y 3)
- Dividir las frecuencias de tallas entre 10 (pesquería 1) o 20 (pesquerías 2 y 3)
- Estimar selectividades separadas por pesquería; asumir una selectividad constante después de la edad 14 (trimestres)
- Estimar la curva de crecimiento, empezando por la asumida por ICCAT (véase Manual de ICCAT)
- Permitir desarrollos aleatorios en las capturabilidades de las 3 pesquerías
- Ajustar una relación stock-reclutamiento para estimar las estadísticas relacionadas con el RMS (media de la distribución previa de la inclinación = 0,9).

Se realizó un ensayo de sensibilidad adicional estimando la mortalidad natural.

La **Figura 62** representa un resumen de los diagnósticos de ajuste. Los patrones de selectividad estimados se muestran en la **Figura 63** y las trayectorias del reclutamiento y la SSB se muestran en la **Figura 64**. En conjunto, el modelo estima patrones de selectividad cóncavos y fluctuaciones sustanciales en el reclutamiento y la biomasa reproductora. El ajuste del modelo fue impreciso. No fue posible obtener estimaciones de varianza de todas las cantidades de interés. La **Figura 65** muestra intervalos de confianza de aproximadamente el 90% para el reclutamiento y la SSB.

En términos de elementos de referencia, el modelo estimó un RMS de 30.660 t por año, y ratios actuales (2006) de $B/B_{RMS} = 2,04$ y $F/F_{RMS} = 0,51$. En la **Figura 66** se presenta un diagrama de B relativa y F relativa. Cuando se hizo el ensayo de sensibilidad estimando M (M fue estimada en 0,32 por trimestre), los elementos de referencia se estimaron de la siguiente manera: $RMS = 35.960$ t, $B/B_{RMS} = 2,31$, $F/F_{RMS} = 0,47$.

El Grupo se mostró alentado con estos resultados preliminares y recomendó trabajar más en el futuro para refinar los análisis del modelo Multifan-CL para el stock.

6.2.2 Resultados del modelo de producción excedente Bayesiano

6.2.2.1 Listado occidental

Los índices utilizados para la evaluación del modelo de producción del listado del Atlántico occidental proporcionaban información bastante contradictoria, especialmente el brusco descenso del índice del cerco venezolano (**Figura 67**) y las grandes fluctuaciones en el índice de cebo vivo de Brasil y de caña y carrete de Estados Unidos. Hay poco solapamiento espacial en la cobertura de estos índices y dada la elevada viscosidad del listado, estos índices podrían reflejar condiciones más locales en lugar de la del stock occidental en su totalidad. Por tanto, no es improbable que estos índices puedan mostrar tendencias contradictorias.

Debido probablemente a estas tendencias contradictorias, los ensayos del modelo BSP para el stock de listado del Atlántico occidental tenían problemas iniciales con la convergencia indicada por un CV muy elevado de las ponderaciones de los muestreos por importancia relativos al CV de la verosimilitud por las distribuciones previas $cv(wts)/cv(lp)$. Dicha situación puede producirse cuando los índices de entrada o son contradictorios o no informativos, tal y como ocurrió en varias evaluaciones de stock de tiburones (McAllister y Kirkwood, 1998), produciendo una función de importancia muy estrecha. Como solución, McAllister recomendó aumentar la función de importancia ancha para permitir una mayor variabilidad de muestreo con la especificación del parámetro *expand.imp* o reduciendo los grados de libertad de la función de importancia de t multivariable (la función de importancia usada para estos modelos). El Grupo exploró varios ensayos (5 a 9) bien ampliando la función de importancia o aumentando los grados de libertad en los que cada expansión sucesiva mejoraba los criterios de convergencia $cv(wts)/cv(lp)$ y amplió la distribución posterior de r (**Figura 68**). Es muy probable que los ensayos 1-6 sean poco razonables dado que no se lograron los criterios de convergencia. Los ensayos 1-8 fueron realizados también con una distribución previa muy ancha de r ($sd=,5$) en lugar del 0,25 deseado originalmente. Para corregir esto, se llevó a cabo un ensayo 9 adicional con la distribución previa N correctamente especificada (1,17, 0,25).

Los resultados de los ensayos 7 y 8 alcanzaban ambos criterios de convergencia razonables pero no perfectos ($cv(wts)/cv(lp) \sim 1,6$) (**Tabla 31**). Los ensayos 1-8 fueron también realizados con una distribución previa muy ancha de r ($sd=,5$) en lugar del 0,25 deseado originalmente. Para corregir esto, se llevó a cabo un ensayo 9 adicional con la distribución previa N correctamente especificada (1,17, 0,25), sin embargo cabe señalar que la distribución posterior de r era muy ancha (**Figura 68**). El ajuste a los índices para el ensayo 9 era bastante pobre y no inesperado dadas las diferentes trayectorias de los índices (**Figura 69**) y la ponderación igual que se les había dado. La tasa intrínseca de aumento de población, r , para el ensayo 9 fue estimada como ligeramente inferior que la media de la distribución previa y en un valor de 1,159 con una desviación estándar de 0,278.

La **Figura 70** muestra la trayectoria de la biomasa, B/B_{RMS} , F y F/F_{RMS} con proyecciones de 25.000 t empezando en 2007 para el ensayo 9 del listado del Oeste mostrando el brusco aumento inicial en la mortalidad por pesca con la creación de las pesquerías y una evaluación de la situación actual de B por encima de B_{RMS} , y de F por debajo de F_{RMS} . Es importante indicar que ampliar la función de importancia tiende a dejar que el modelo estime una K menor y mayores tasas de mortalidad por pesca de tal modo que si existe un sesgo introducido por la falta

de convergencia de los ensayos anteriores, tiende a producir resultados más optimistas para esta configuración particular del modelo (**Tabla 31**).

6.2.2.2 Listado oriental

El modelo BSP para la evaluación del listado del Atlántico oriental utilizó ocho índices (**Figura 71, Tabla 24**). A pesar de la más bien contradictoria naturaleza de algunos de los índices, los ensayos del modelo BSP para el stock del Atlántico oriental del listado mostraban criterios de convergencia más aceptables que los del listado del Oeste.

Se realizaron diecinueve ensayos utilizando varias combinaciones de índices, límites en K, y con desviaciones estándar para las distribuciones previas de r (**Tablas 32 y 33**). Muchos de los ensayos utilizaban los mismos datos y realmente deberían considerarse como ensayos “de prospección” para determinar las condiciones limitativas adecuadas para posteriores modelos. Existía un fuerte efecto de los límites sobre la distribución previa uniforme de K (**Figura 72**). Rebajar el límite superior desde 2 millones de toneladas métricas (t) a 1 millón de toneladas métricas (un valor similar a 5 veces la captura máxima observada) reducía los valores de K desde aproximadamente 1,2-1,3 millones de toneladas métricas hasta valores cercanos a 720-790 mil toneladas métricas. Dados los extremadamente elevados valores de K predichos utilizando el límite superior de K (1,3 millones de t) es probablemente más plausible utilizar un límite cercano a los límites usados comúnmente, como 5 veces la captura máxima observada.

Cabe señalar que las distribuciones previas de r eran originalmente ensayadas con una varianza de 0,9 donde $N\sim(\text{media}=1,17, \text{sd}=0,3)$. Esto era ligeramente diferente de la desviación estándar del análisis demográfico que estimaba una sd de 0,25, sin embargo, los resultados son probablemente muy comparables a usar una distribución previa $N\sim(\text{media}=1,17, \text{sd}=0,3)$. Una entrada de la desviación estándar en lugar de la varianza como la media para la distribución previa facilitaba un análisis de sensibilidad improvisado de los efectos de utilizar una distribución previa estrecha ($\text{sd}=0,25$) o ancha ($\text{sd}=0,5$) de r . Este conjunto de ensayos indicaba que se producía poco efecto sobre las modas posteriores (**Tablas 32 y 33**) produciendo poco efecto real sobre los resultados de situación para cada ensayo. Las distribuciones posteriores resultantes eran, no obstante, mucho más amplias con la distribución previa ancha o no informativa, produciendo coeficientes de variación más amplios alrededor de la moda de las distribuciones posteriores para los resultados de situación (**Tablas 32 y 33**). Además, los valores más altos de r de la distribución posterior sugieren que liberar la distribución previa de r permite al modelo estimar un valor posterior más alto para r ($\sim 1,3-1,7$) que para las distribuciones previas informativas. Basándose en anteriores modelos demográficos (sección 5.3.2) estos valores más altos parecen improbables para el listado.

Por tanto, RUN5BZ, utilizando una distribución previa uniforme (250000, 1000000) de $\ln K$, una distribución previa $N\sim(1,17, 0,3)$ de r y todos los índices ponderados igualmente puede ser considerado el mejor modelo que incorpora todos los datos, aunque los ajustes a los índices eran generalmente pobres (**Figura 73**). Las trayectorias de biomasa, B/B_{RMS} , F y F/F_{RMS} con proyecciones de 100.000 t empezando en 2007 para el SKJE-RUN5BZ (**Figura 74**) indican la situación relativamente alta de B/B_{RMS} , y la baja situación de F/F_{RMS} predicha por el modelo.

6.2.3 Modelo sólo con captura

Listado occidental

Para el stock occidental se llevaron a cabo dos conjuntos de ensayos (**Tabla 34**). Para ambos conjuntos, la serie de captura utilizada oscilaba desde el año 1976 hasta 2006 con el fin de incluir los años en los que las capturas empezaron a aumentar (**Figura 7**). Para el primer conjunto (A), la distribución previa de x se estableció como valores amplios $x\sim U(0,10)$. Las exploraciones del comportamiento del modelo para las combinaciones de los parámetros a , x mostraron que para una x elevada y una a baja, las predicciones del modelo para la biomasa y la captura tenían oscilaciones irrealistas amplias. Se llevó a cabo también un segundo conjunto de ensayos (B) con una distribución previa estrecha de x . Cuando se asumían distribuciones previas más estrechas de x , el modelo era capaz de obtener más información de las capturas que para una distribución previa más ancha de x . La **Figura 75** tiene los resultados sólo para el ensayo 1 de los dos conjuntos, que eran similares para los demás ensayos de cada conjunto (véase el **Apéndice 8** para todos los resultados).

Las estimaciones eran sensibles a la distribución previa de x . El primer conjunto de ensayos (A) incluía menos información de las capturas tal y como sugerían las distribuciones posteriores más anchas al compararlas con las

distribuciones previas (**Figuras 75 y 76**). Para el primer conjunto de ensayos, la mediana de la distribución posterior de RMS oscilaba entre 54.000 y 83.000 t. El segundo conjunto de ensayos (B) era capaz de incorporar más información de las capturas que el primer conjunto, tal y como sugerían las distribuciones posteriores más estrechas de los parámetros y las cantidades derivadas, al compararlo con las distribuciones previas (**Figura 75**), y fue seleccionado para la inferencia. Para el segundo conjunto de ensayos, la mediana de las distribuciones posteriores de RMS era de aproximadamente 30.000 t.

Listado oriental

Para el stock de listado oriental, se llevaron a cabo tres conjuntos de ensayos (**Tabla 35**). Para el primer conjunto (A) se utilizó la serie de capturas de 1950 a 2006 así como una distribución previa más amplia de x . La serie de captura mostraba un descenso a mediados de los 80 cuando se produjo el desplazamiento de gran parte de las flotas de cerqueros españoles y franceses al océano Índico. El modelo sólo con captura asume que la tasa de captura aumenta y se estabiliza siguiendo una curva logística. El Grupo sugirió ensayar el modelo sólo con las capturas desde 1985 hasta 2006 con el fin de cumplir los supuestos del modelo sólo con captura. Se llevaron a cabo otros dos conjuntos de ensayos. El conjunto B incluye ensayos ajustados a las capturas desde 1965 hasta 1984 y el conjunto C incluye ensayos ajustados a las capturas desde 1985 hasta 2006. Para estos dos conjuntos, la distribución previa de x era más estrecha (**Tabla 35**).

De forma similar al listado occidental, los resultados parecían sensibles a las distribuciones previas de x , y el primer conjunto de ensayos (A) incluía menos información de las capturas que el conjunto C tal y como sugerían las distribuciones posteriores más amplias (**Figura 77**). El conjunto de ensayos C fue considerado el mejor ajuste porque ninguna distribución posterior se concentraba hacia los límites como ocurría en los conjuntos A y B (**Figura 77 y Apéndice 8**). Para el conjunto de ensayos A, las medianas de las distribuciones posteriores de RMS oscilaban entre 200.000 y 275.000 t. Para el conjunto de ensayos C, las medianas de las distribuciones posteriores de RMS oscilaban entre 143.000 y 156.000 t.

6.2.4 PROCEAN

6.2.4.1 Listado oriental

El modelo, por lo general, ajustaba bien los datos para los diferentes ensayos aunque las pesquerías de cebo vivo europeas y senegalesas y los cerqueros europeos con base en Dakar mostraban tendencias crecientes en los residuos. En todos los ensayos, se demostró que eran necesarias distribuciones previas informativas para la convergencia del modelo. Las estimaciones de la distribución posterior máxima de RMS se encontraban en el rango de 154.000-185.000 t y parecían bastante sensibles a la media de la distribución previa de RMS (**Tabla 36**). F_{RMS} parecía robusta ante los cambios realizados en los parámetros de entrada y en las distribuciones previas, y el valor de 0,48 para $m = 2$ está relacionado con la forma de la curva de producción y conduce a un valor de F/F_{RMS} en 2006 cercano al de los demás ensayos.

Para el ensayo estándar las capturas observadas y predichas eran cercanas a la curva de producción en equilibrio (**Figura 78**). Esto podría deberse al ciclo vital relativamente corto del listado que se captura principalmente antes de la edad 4 y a su elevada tasa de crecimiento. El stock parecía subexplotado en 2006 con la tasa de mortalidad por pesca por debajo de la mortalidad por pesca en RMS, es decir, $F/F_{RMS} = 0,32$ en 2006 y la biomasa por encima de la biomasa en RMS, es decir $B/B_{RMS} = 1,79$.

El ensayo del modelo llevado a cabo con el índice de abundancia combinado condujo a resultados similares en términos de diagnóstico del stock, aunque el RMS se estimó en aproximadamente 10.000 t menos que en el ensayo estándar (**Tabla 36**). Sin embargo la calidad del ajuste era bastante pobre y los resultados demostraron una tendencia creciente en los residuos indicando que los datos no se ajustaban al supuesto de error lognormal. La inclusión del error de proceso en la capturabilidad para las especificaciones de parámetros del ensayo estándar mejoró el ajuste del modelo eliminando la tendencia en los residuos y permitió hacer un seguimiento de los cambios en la capturabilidad en el tiempo (**Figura 79**).

En particular, los resultados sugerían que la capturabilidad de las flotas pesqueras de cebo vivo con base en Dakar habría aumentado de forma continua en aproximadamente el 4% cada año desde los 70. Esto podría estar relacionado en los años 80 con la introducción y desarrollo de la pesca sobre manchas (Fonteneau y Diouf, 1994). A pesar del aumento del 3% ya tenido en cuenta en los índices de abundancia, la flota pesquera europea de cerco con base en Dakar que pesca sobre banco libre mostraba un aumento gradual en la capturabilidad en torno a 1990 seguido de una estabilidad relativa (**Figura 79**). Esto sugeriría que las mejoras tecnológicas a finales de los

años 80 y principios de los 90 habrían conducido a un mayor aumento en la capturabilidad de lo que se había asumido generalmente (véase la sección 5.3.1).

7 Proyecciones

7.1 Proyecciones – rabil

7.1.1 Proyecciones del modelo VPA

Especificaciones

Las proyecciones para el rabil (Ensayos 5 y 10) se basaban en las réplicas de bootstrap de las matrices de mortalidad por pesca por edad y números por edad producidas por el programa VPA-2BOX. El Grupo acordó que las proyecciones y los elementos de referencia deberían ser calculados usando un remuestreo de los reclutamientos observados durante 1970-2006. Esto produjo un reclutamiento esencialmente constante en el valor medio de la serie temporal. Esto contrasta con el enfoque utilizado durante la evaluación de 2003 que utilizaba una relación fija S-R de Beverton y Holt estimada de forma externa al modelo. El alcance de la variabilidad de reclutamiento, σ_R , para cada réplica de bootstrap fue modelado utilizando una desviación estándar de 0,5 sin autocorrelación.

Dado que durante 2007 y 2008 no se habían producido cambios de ordenación (proyectados por el modelo VPA porque los datos no estaban aún disponibles) estos años fueron proyectados en F actual¹. Se hicieron proyecciones a varios niveles de captura constante o F constante incluyendo:

1) Captura = 50.000 t	2009-2016
2) Captura = 70.000 t	2009-2016
3) Captura = 90.000 t	2009-2016
4) Captura = 110.000 t	2009-2016
5) Captura = 130.000 t	2009-2016
6) Captura = 150.000 t	2009-2016
7) Mortalidad por pesca = F _{0,1}	2009-2016
8) Mortalidad por pesca = F _{max}	2009-2016
9) Mortalidad por pesca = F _{actual}	2009-2016
10) Mortalidad por pesca = F ₁₉₉₂	2009-2016

Las proyecciones que utilizaban diversos niveles de captura constante empleaban una restricción, que la F plenamente seleccionada estaba restringida para que no superara 3 yr⁻¹.

Resultados

El Grupo de trabajo recomendó que el asesoramiento en materia de ordenación fuera construido utilizando la distribución conjunta de los ensayos 5 y 10 del VPA. Por tanto, las proyecciones reflejan el resultado de la mediana de ambos ensayos base.

Las proyecciones de la biomasa, rendimiento, mortalidad por pesca, SSB y reclutamiento totales se muestran en las **Figuras 80 y 81**. La SSB y la F están también dibujadas en relación a los elementos de referencia de la ordenación (F_{max} y la SSB correspondiente en equilibrio). Las proyecciones de captura constante (**Figura 81**) indican que capturas de 130.000 t o menos son sostenibles durante el intervalo de proyección. Capturas de más de 130.000 t causarían una condición de sobrepescado y objeto de sobrepesca durante el intervalo de proyección. Las proyecciones de mortalidad por pesca constante (**Figura 81**) indican que los niveles actuales de mortalidad por pesca (2003-2006) permiten a la biomasa reproductora aumentar gradualmente durante el intervalo de proyección. Aumentar la presión pesquera hasta los niveles de 1992 provocaría que la situación del stock se deteriora hasta una condición de sobrepescado y objeto de sobrepesca durante el intervalo de proyección.

¹ F actual fue calculada como el valor máximo (apical) de la media geométrica F por edad. La media geométrica fue calculada para los años 2003-2006.

7.1.2 ASPIC

Las proyecciones de ASPIC (**Figura 82**) para cada uno de los 4 casos fueron ensayadas para los siguientes escenarios de captura: 108.263 t (nivel de captura de 2006), 80,000 t, 100,000 t, 120,000 t, 140,000 t, y 160,000 t. Todos los ensayos indicaban que niveles de captura de 120.000 t o menos recuperarían el stock de la condición de sobrepescado. Un nivel de captura de 140.000 t no recuperaría el stock de acuerdo con los resultados del caso 6, pero lo recuperaría para los otros tres casos. Los 4 casos mostraban que el stock no se recuperaría si los niveles de captura eran de 160.000 t o más.

8 Recomendaciones

- El Grupo acordó que el nivel de desembarques de “*faux poisson*” en Abidján (del orden de 10.000 t para el listado) y la pequeña talla de los peces desembarcados era lo suficientemente importante para afectar potencialmente a los resultados de las evaluaciones de stock. Por tanto, el Grupo recomienda el desarrollo y la implementación de protocolos de muestreo para recopilar información detallada sobre el volumen de los desembarques, la composición por especies y la composición por tallas de los desembarques de “*faux poisson*”.
- Al igual que se ha implementado ya en otras OROP, diseñar cuidadosamente amplios estudios de marcado convencional que deberían ser implementados por ICCAT para complementar el uso de datos dependientes de la pesquería utilizados para estimar los índices de abundancia.
- Aunque se han producido algunas mejoras, el Grupo acuerda que es necesario aumentar los esfuerzos en los estudios biológicos de las tres especies de túnidos tropicales: rabil, listado y patudo.
- El Grupo se mostró alentado por los resultados preliminares obtenidos para el stock de listado occidental y recomendó que en el futuro se refinen los análisis del modelo Multifan-CL para este stock. Respecto al stock oriental, el Grupo recomendó realizar más modelos intersesiones y posiblemente incluir los datos de marcado una vez que estén totalmente verificados.
- La Secretaría necesita recursos suficientes para preparar los archivos de datos disponibles (tablas de sustituciones, captura por talla, captura por edad, marcado) al menos dos semanas antes de la reunión y los científicos nacionales deben dedicar recursos suficientes a revisar estos archivos antes del inicio de la reunión y solicitar cualquier modificación necesaria, si procede. Cabe señalar que este tema debería ser tratado por el Subcomité de Estadísticas y revisado en las sesiones plenarias del SCRS y que debería considerarse el uso de técnicas modernas de conferencia a través de la web.

9 Otros asuntos

El Grupo revisó el Informe de la Subcomisión 1 de 2007 que incluía como parte de sus debates la sugerencia de que “*el SCRS analizase y presentase a la Comisión, para que las considere en la reunión extraordinaria de 2008, un abanico de opciones para aumentar el rendimiento por recluta y el RMS del patudo reduciendo la mortalidad del patudo pequeño mediante el uso de vedas espaciales (es decir, una veda total a todas las pesquerías de superficie) y moratorias al uso de dispositivos de concentración de peces (DCP)*”. Además, se sugirió que *el SCRS analizase el impacto de dichas medidas también en las capturas de rabil y listado* (ICCAT 2008). El Grupo consideró que la sugerencia de la Subcomisión se refería a los análisis llevados a cabo en 2005 que incluían una amplia gama de escenarios de ordenación así como diferentes enfoques para evaluar el efecto de la moratoria y otras medidas alternativas. No obstante, el Grupo consideró útil analizar el efecto de la veda espacio-temporal establecida por la [Rec. 04-01] porque en el momento de la reunión de 2005 no había datos de observación para realizar dichos análisis, ya que en aquel momento la Recomendación acababa de ser adoptada. Sin embargo, estos análisis no pudieron realizarse en la reunión de evaluación ya que el principal objetivo de la reunión de evaluación era actualizar las evaluaciones de la situación de los stocks de listado y rabil. Se mantuvieron discusiones para planificar la realización de análisis entre la reunión de evaluación y la reunión del Grupo de especies en septiembre de 2008.

Al igual que para los análisis previos, el Grupo discutió el periodo de referencia a considerar en los análisis. Teniendo en cuenta que el cumplimiento durante la primera veda espacio-temporal fue sólo parcial, considerar el periodo previo a 2004 como referencia conduciría probablemente a una sobrestimación de los efectos de la

actual veda espacio-temporal. Por otra parte, considerar los años previos a la primera moratoria (1993-1996) haría difícil separar el efecto del descenso continuo del esfuerzo por parte de las flotas europea y asociadas desde este periodo. Como alternativa, el Grupo decidió limitar los análisis a las flotas europea y asociadas asumiendo que estas flotas han implementado totalmente las diferentes vedas espacio-temporales.

Además de estos análisis, el Grupo consideró que podrían llevarse a cabo algunos escenarios generales de reducción en el esfuerzo para los diferentes componentes de la flota, tal y como sugirió la Subcomisión 1, y sus efectos en el rendimiento por recluta. Estos análisis podrían proporcionar el rango de opciones solicitado por la Subcomisión 1.

Con el fin de facilitar el trabajo del Grupo en septiembre, durante la reunión del Grupo de especies, se sugirió que los científicos llevaran a cabo estos análisis antes de la reunión del Grupo de especies y presentaran los resultados como documentos SCRS.

El resultado de los análisis llevados a cabo antes y durante la reunión del Grupo de especies se incluye como **Apéndice 9**.

10 Adopción del informe y clausura

El Presidente dio las gracias una vez más a los anfitriones por la organización de la reunión. El informe fue adoptado y la reunión fue clausurada.

TABLAS

- Tabla 1.** Tarea I – Capturas estimadas (t) de rabil (*Thunnus albacares*) por área, arte y pabellón principales.
- Tabla 2.** Tarea I – Capturas estimadas (t) de listado (*Katsuwonus pelamis*) por área, arte y pabellón principales.
- Tabla 3.** Desglose de las capturas atlánticas “sin clasificar” de rabil de Tarea I en las unidades de ordenación oriental y occidental utilizando la información geográfica de captura y esfuerzo de Tarea II.
- Tabla 4.** Catálogo de datos de talla de Tarea II de rabil en la base de datos de ICCAT.
- Tabla 5.** Catálogo de datos de talla de Tarea II de listado en la base de datos de ICCAT.
- Tabla 6.** Matriz de captura por talla global de rabil (número de peces) obtenida para todo el Atlántico.
- Tabla 7.** Matriz de captura por talla global de listado (número de peces) obtenida para el stock oriental.
- Tabla 8.** Matriz de captura por talla global de listado (número de peces) obtenida para el stock occidental.
- Tabla 9.** Matriz de captura por edad para el rabil.
- Tabla 10.** Límites de talla superiores del rabil utilizados para la determinación de la edad (filo de cuchillo).
- Tabla 11.** Definiciones de la pesquería utilizadas para las preparaciones de los análisis MFCL del listado.
- Tabla 12.** Definiciones de la pesquería utilizadas para las preparaciones de los análisis MFCL del rabil.
- Tabla 13.** Índices combinados ponderados y no ponderados estimados para el rabil y el listado. Véase el texto para la explicación de las flotas utilizadas en el procedimiento GLM.
- Tabla 14.** Especificaciones del archivo de control utilizadas para los ensayos del modelo VPA.
- Tabla 15.** Especificaciones del archivo de parámetros utilizadas para los ensayos del modelo VPA.
- Tabla 16.** Índices de abundancia utilizados para los ensayos del modelo VPA.
- Tabla 17.** Métodos utilizados para estimar las selectividades de los índices para los modelos VPA. (B&G = Butterworth y Geromont, 1999).
- Tabla 18.** Índices estimados de abundancia usados en los ensayos de ASPIC.
- Tabla 19.** Series de captura utilizadas en los ensayos de ASPIC.
- Tabla 20.** Escenarios resumidos para los ensayos de ASPIC del rabil.
- Tabla 21.** Valores de entrada iniciales de los parámetros del BSP del listado occidental y valores de entrada técnicos para todos los ensayos.
- Tabla 22.** Valores de entrada iniciales de los parámetros del BSP del listado oriental y valores de entrada técnicos para todos los ensayos.
- Tabla 23.** Índices del BSP del listado occidental.
- Tabla 24.** Listado oriental – ocho índices utilizados en el modelo BSP. Las ponderaciones están determinadas por el inverso de la fracción del área total pescada que el índice tiene en cuenta cada año². Las ponderaciones se utilizan en el modelo BSP como CV para que cuanto mayor sea el valor menor sea su influencia.
- Tabla 25.** Índices combinados del listado oriental e índices EU-PS construidos con variable q o un aumento del 3% en q por año usados para el modelo BSP.
- Tabla 26.** Resumen de resultados de los análisis de las tendencias en la capturabilidad en la pesquería de cerco. Los valores de la pendiente de regresión pueden utilizarse para inferir un cambio en el porcentaje anual medio en la capturabilidad para diferentes periodos.
- Tabla 27.** Serie temporal de esfuerzo pesquero nominal del cerco de la CE, estimaciones de las tendencias de capturabilidad por especies (y especies combinadas) y esfuerzo ajustado para los cambios en la capturabilidad estimados por año. La última columna muestra el esfuerzo ajustado para el rabil asumiendo un cambio del 3% por año siguiendo el método aplicado en 2000.

² Para 1960, la ponderación para SKJ-GHN-BB = 1/% área total pescada = 1/(4/19)=4,75

Tabla 28. Elementos de referencia y referencias de la ordenación calculadas a partir de la distribución conjunta de los ensayos 5 y 10 del VPA del rabil.

Tabla 29. Resultados que no son del bootstrap de los ensayos iniciales de ASPIC.

Tabla 30. Resultados de bootstraps de los casos 2, 4, 6 y 8 de ASPIC.

Tabla 31. Ensayos del modelo, criterios de convergencia y resultados del modelo BSP para el listado occidental.

Tabla 32. Ensayos del modelo, criterios de convergencia y resultados del modelo BSP para el listado oriental para las distribuciones previas de r con desviaciones estándar más estrechas (0,3 o 0,25). Cabe señalar que $sd=0,25$ estaba originalmente especificada a partir de los análisis demográficos.

Tabla 33. Ensayos del modelo, criterios de convergencia y resultados del modelo BSP para el listado oriental con desviaciones estándar amplias (0,5) de la distribución previa de r .

Tabla 34. Tabla resumen de los ensayos del modelo solo con captura para el listado occidental. Abreviaturas: $\ln K$ es $\ln(K) \sim U(\ln(100), \ln(1000))$, U es $K \sim U(100, 1000)$, $\log N$ es $K \sim \log N(\text{media}=350000, CV=0.5)$, u es $r \sim U(0.4, 2.0)$, D es $r \sim \text{demographic}$, L es $x \sim U(0, 10)$, s es $x \sim U(0, 1.1)$. Los datos de captura utilizados eran desde 1976 a 2006.

Tabla 35. Tabla resumen de los ensayos del modelo solo con captura para el listado oriental. Abreviaturas: $\ln K$ es $\ln(K) \sim U(\ln(200), \ln(2000))$, U es $K \sim U(200, 2000)$, $\log N$ es $K \sim \log N(\text{media}=350000, CV=0.5)$, u es $r \sim U(0.4, 2.0)$, D es $r \sim \text{demographic}$, L es $x \sim U(0, 10)$, s es $x \sim U(0, 1.1)$. Los ensayos fueron ajustados a la siguiente serie de captura: A- 1950 hasta 2006, B – 1965 hasta 1984, C- 1985 hasta 2006.

Tabla 36. Estimaciones máximas de la distribución posterior de los parámetros y puntos de referencia basados en los diferentes ensayos llevados a cabo con PROCEAN. SD = desviación estándar; q = capturabilidad.

FIGURAS

Figura 1. Distribución geográfica de la captura de rabil por arte y década.

Figura 2. Distribución geográfica de la captura de listado por arte y década.

Figura 3. Captura de rabil del Atlántico por área.

Figura 4. Captura de rabil del Atlántico por arte.

Figura 5. Captura de rabil por arte – este.

Figura 6. Captura de rabil por arte - oeste.

Figura 7. Captura de listado del Atlántico por área.

Figura 8. Captura de listado por arte en el Atlántico oriental.

Figura 9. Captura de listado por arte en el Atlántico occidental.

Figura 10. Cambios en el tiempo de la capacidad de transporte de la flota de cerco europea y asociada.

Figura 11. Comparación de la captura por talla de Tarea II y la Tarea I (t) para el rabil del Atlántico.

Figura 12. Distribución relativa de las capturas de rabil del Atlántico por edad (0-5+) y año (el tamaño de la burbuja es proporcional a las capturas totales).

Figura 13. Comparación de la captura por talla de Tarea II y la Tarea I (t) para el listado.

Figura 14. Captura trimestral de listado por trimestre acumulativo empezando en 1956 hasta 2006, por definiciones de pesquería de MFCL (**Tabla 11**).

Figura 15. Patrones trimestrales de tasas de captura por pesquería preparados para el listado (**Tabla 11**).

Figura 16. Captura trimestral de rabil por trimestre acumulativo empezando en 1956 hasta 2006, por definiciones de pesquería de MFCL (**Tabla 12**).

Figura 17. Patrones trimestrales de tasas de captura por pesquería preparados para el rabil (**Tabla 12**).

Figura 18. Cambio en el tiempo de la capacidad de transporte de los buques de cebo vivo con base en Dakar.

Figura 19. Proporción de lances sobre DCP, % de lances con éxito y número total de lances de los cerqueros de la CE en el Atlántico oriental.

Figura 20. Cambio en el tiempo del área total que han visitado y en la que pescan los cerqueros de la CE.

Figura 21. Cambio en el tiempo del área total que han visitado y en la que pescan los buques de cebo vivo con base en Dakar.

Figura 22. Cambios a lo largo de los años en la mortalidad total aparente Z , basados en la ecuación de Beverton y Holt, para las tres especies de túnidos tropicales en el Atlántico. YFT = rabil, BET = patudo, SKJ = listado (stock oriental y occidental). La talla de pleno reclutamiento se fijó en 50 cm (FL).

Figura 23. CPUE estandarizada para el listado para la pesquería de cebo vivo de las Azores. El índice se obtuvo ajustando un GLM delta-lognormal a los registros diarios de captura. Símbolos abiertos: CPUE observada. Líneas: CPUE predicha e intervalos de confianza de aproximadamente el 95%.

Figura 24. CPUE estandarizadas para el stock del Atlántico oriental (1969-2006).

Figura 25. CPUE estandarizadas para el stock del Atlántico occidental (1981-2006). Las letras w y n indican estimaciones reunidas en el análisis de la captura en peso y número respectivamente.

Figura 26. Peso medio del listado desembarcado en el Atlántico este y oeste.

Figura 27. Peso medio del rabil desembarcado en el Atlántico.

Figura 28. Peso medio del rabil desembarcado por flota pesquera.

Figura 29. CPUE estandarizada para el rabil capturado por las flotas de cerco.

Figura 30. CPUE nominal para el rabil capturado por las flotas de cebo vivo.

Figura 31. CPUE estandarizada para el rabil capturado por la flota estadounidense de caña y carrete.

Figura 32. CPUE estandarizada para el rabil capturado por las flotas de palangre.

Figura 33. Índices combinados estimados ponderados y sin ponderar de las abundancias de rabil y de los dos stocks de listado.

Figura 34. Series de captura de entrada utilizadas en el análisis de las tendencias de capturabilidad.

Figura 35. Series de esfuerzo nominal de entrada utilizadas en el análisis de las tendencias de capturabilidad. La figura de la derecha excluye los puntos de datos de 1983 y 1984.

Figura 36. Trayectorias de biomasa que resultan de los análisis de la tendencia de la capturabilidad.

Figura 37. Tendencias en la capturabilidad estimada (en unidades logarítmicas) para los tres stocks, individualmente y combinados. La línea sólida es una media móvil.

Figura 38. Esfuerzo pesquero de cerco de la CE y asociada (días de pesca). La línea negra sólida es la serie nominal. Las líneas con símbolos representan el esfuerzo pesquero ajustado para los potenciales cambios en la capturabilidad. Todas las series están escaladas para que empiecen con el mismo valor en 1969.

Figura 39. Esfuerzo pesquero de cerco de la CE y asociada (días de pesca). La línea negra sólida es la serie nominal. Las líneas con símbolos representan el esfuerzo pesquero ajustado para los potenciales cambios en la capturabilidad del rabil: la línea roja con cuadrados abiertos asume un cambio del 3% anual en q empezando a partir de 1980; la línea azul con círculos sólidos está ajustada para los cambios en la capturabilidad estimados en el presente análisis.

Figura 40. Ajustes a los índices de CPUE del modelo de continuidad VPA del rabil.

Figura 41. Ajustes a los índices de CPUE para los Ensayos 5 y 8 del VPA del rabil. Los rombos azules son los valores observados. La línea roja y el símbolo "X" son los valores predichos a partir de los ensayos 5 y 10, respectivamente.

Figura 42. Tendencias retrospectivas de la biomasa reproductora (t) y reclutas (número a edad 0) a partir de los casos base del VPA del rabil. La leyenda indica el año terminal del análisis.

Figura 43. Patrones retrospectivos en la mortalidad por pesca por edad (FAA) a partir de los casos base del modelo del rabil. La leyenda indica el año terminal del análisis.

Figura 44. Patrones retrospectivos en los números por edad (NAA) a partir de los casos base del modelo del rabil. La leyenda indica el año terminal del análisis.

Figura 45. Estimaciones anuales de la mortalidad por pesca media por grupo de edad, de la biomasa del stock reproductor (SSB), del reclutamiento y de la ratio de F para el ensayo del caso base de 2003 (línea roja) del VPA y para el de continuidad de 2008 (línea azul) del VPA.

Figura 46. Ensayo 5 – Estimaciones anuales de rendimiento, biomasa total, mortalidad por pesca apical, reclutas (edad 0), biomasa del stock reproductor (SSB) y SSB relativa a SSB en F_{MAX} . Las líneas de puntos son los intervalos de confianza del 80% obtenidos a partir de 500 ensayos de bootstrap.

Figura 47. Ensayo 10 - Estimaciones anuales de rendimiento, biomasa total, mortalidad por pesca apical, reclutas (edad 0), biomasa del stock reproductor (SSB) y SSB relativa a SSB en F_{MAX} . Las líneas de puntos son los intervalos de confianza del 80% obtenidos a partir de 500 ensayos de bootstrap.

Figura 48. Trayectoria de la situación del stock desde 1970 a 2006. La situación del stock en 2006 (círculo grande) se estimó utilizando SSB_{2006}/SSB_{MAX} y F_{actual}/F_{MAX} . Los puntos amarillos indican que se estaba produciendo sobrepesca. Los puntos verdes indican que la población ni está sobrepescada ni sufriendo sobrepesca.

Figura 49. Diagrama de fase que muestra la situación del stock en 2006 (símbolo sólido) obtenido utilizando la mediana de la distribución conjunta de los modelos 5 y 10 del VPA. Los círculos abiertos muestran 500 ensayos de bootstrap de cada modelo VPA.

Figura 50. Histogramas de estimaciones de bootstrap de la situación del stock en 2006. Fueron construidos para examinar el sesgo y la normalidad.

Figura 51. Biomasa relativa (B/Brms) y mortalidad por pesca relativa (F/Frms) estimadas para 10 ensayos de ASPIC. Véase el texto para una explicación más detallada de las especificaciones de cada ensayo.

Figura 52. Trayectorias de biomasa relativa – F relativa (*snail tracks*) para 4 casos de ASPIC.

Figura 53. Diagramas de fase de las condiciones de 2006 a partir de los ensayos de bootstrap para 4 ensayos de ASPIC. El rombo verde indica resultados deterministas.

Figura 54. Trayectorias estimadas de biomasa relativa e intervalos de confianza del 80% estimados a partir de 500 bootstraps.

Figura 55. Trayectorias estimadas de F relativa e intervalos de confianza del 80% estimados a partir de 500 bootstraps.

Figura 56. Estimaciones de Multifan-CL de la biomasa para la región del Atlántico oriental utilizando datos desde 1950 a 2006.

Figura 57. Estimaciones de Multifan-CL de la biomasa relativa a Brms para la región del Atlántico oriental utilizando datos desde 1950 a 2006.

Figura 58. Estimaciones de Multifan-CL de la F relativa a F_{RMS} para la región del Atlántico oriental utilizando datos desde 1950 a 2006.

Figura 59. Estimación de Multifan-CL de la biomasa para la región del Atlántico oriental utilizando datos desde 1970 a 2006.

Figura 60. Estimaciones de Multifan-CL de la biomasa relativa a Brms para la región del Atlántico oriental utilizando datos desde 1970 a 2006.

Figura 61. Estimaciones de Multifan-CL de la F relativa a F_{RMS} para la región del Atlántico oriental utilizando datos desde 1970 a 2006.

Figura 62a. Desviaciones de esfuerzo estimadas a partir de la aplicación de Multifan-CL al listado occidental para las tres pesquerías.

Figura 62b. Frecuencias de talla totales ajustadas en la aplicación de Multifan-CL al listado occidental para las tres pesquerías.

Figura 63. Selectividades estimadas por la aplicación de Multifan-CL al listado occidental para las tres pesquerías.

Figura 64. Tendencias de reclutamiento y biomasa reproductora estimadas por la aplicación de Multifan-CL al listado occidental.

Figura 65. Intervalos de confianza de aproximadamente el 95% para la SSB y el reclutamiento estimados por la aplicación de Multifan-CL al listado occidental.

Figura 66. Trayectoria conjunta de biomasa y mortalidad por pesca relativa a los niveles de RMS, estimada por la aplicación de Multifan-CL al listado occidental.

Figura 67. Diagrama de los índices de abundancia utilizados para los modelos de proyección BSP para el listado occidental.

Figura 68. Distribuciones previas y posteriores de r , K y distribuciones posteriores para RMS y F_{RMS} para los ensayos 1, 5, 7, y 9 del BSP mostrando la expansión de la distribución posterior de r y la migración de K hacia valores más bajos. Cabe señalar que para el ensayo 9 la distribución previa de r era $N(1,17, 0,25)$ y $N(1,17, 0,5)$ para todos los demás.

Figura 69. Ajustes a los índices para el ensayo 9 del BSP del listado occidental.

Figura 70. Trayectoria de biomasa, B/B_{RMS} , F , y F/F_{RMS} con proyecciones de 25.000 t empezando en 2007 para el ensayo 9 del listado occidental. Las líneas discontinuas son intervalos de confianza del 90% basados en muestreos de importancia.

Figura 71. Diagrama de índices de abundancia utilizados para modelos de proyección BSP para el listado oriental.

Figura 72. Comparación del listado oriental. A. Ensayo 5B con una distribución previa ancha de r ($sd = 0,5$) y B. Ensayo 5BZ con una distribución previa estrecha de r ($sd = 0,25$).

Figura 73. Ajustes a los índices para el ensayo 5BZ del BSP con una distribución previa de r con varianza baja.

Figura 74. Trayectoria de biomasa, B/B_{RMS} , F , y F/F_{RMS} con proyecciones de 100.000 t empezando en 2007 para el ensayo 5BZ del listado oriental, distribución previa de r con varianza baja. Las líneas discontinuas son intervalos de confianza del 90% basados en muestreos de importancia.

Figura 75. Distribuciones previas y posteriores para los ensayos A.1 y B.1 para el stock de listado occidental. Las distribuciones previas (cajas de líneas discontinuas) y las posteriores (cajas de líneas sólidas) fueron relativizadas para que estuvieran en la misma escala. Las cajas de líneas discontinuas para las cantidades de ordenación son los valores obtenidos al ensayar el modelo sólo con las distribuciones previas.

Figura 76. Distribuciones posteriores para K , r y RMS para los ensayos A1 a A6 (izquierda) y B1 a B6 (derecha) para el stock occidental de listado (las unidades para K y RMS están en 1000 t).

Figura 77. Distribuciones posteriores para K , r y RMS para los ensayos A1 a A6 (izquierda) y C1 a C6 (derecha) para el stock oriental de listado (las unidades para K y RMS están en 1000 t).

Figura 78. Capturas totales observadas (círculos), predichas (línea sólida) y curva de producción en equilibrio estimada en el ensayo estándar.

Figura 79. Cambios relativos en la capturabilidad estimados con un error de proceso sobre la capturabilidad para las 8 flotas pesqueras consideradas en el ensayo estándar. GHN.BB = buques de cebo vivo de Ghana; CAN.BB = buques de cebo vivo de las Canarias; POR.BB = buques de cebo vivo de las Azores; EUDKR.BB = buques de cebo vivo europeos y senegaleses; EC.PS.FAD = cerqueros europeos que pescan sobre DCP; EUDKR.PS = cerqueros españoles que pescan en aguas de Senegal.

Figura 80. Resultados de la proyección de la captura constante utilizando la distribución conjunta de los ensayos 5 y 10 del VPA del rabil.

Figura 81. Resultados de la proyección de F constante utilizando la distribución conjunta de los ensayos 5 y 10 del VPA del rabil.

Figura 82. Proyecciones de biomasa para niveles de captura de 80.000 t, 100.000 t, 120.000 t, 140.000 t y 160.000 t para cada uno de los 4 casos de ASPIC.

APÉNDICES

Apéndice 1. Orden del día

Apéndice 2. Lista de participantes

Apéndice 3. Lista de documentos

Apéndice 4. Apéndices MFCL

Apéndice 5. Estimación de índices combinados para el rabil y el listado

Apéndice 6. Desarrollo de distribuciones previas demográficas para el rabil y el listado

Apéndice 7. Resultados del VPA. Archivo de salida para los Ensayos 5 y 10 del caso base del VPA del rabil

Apéndice 8. Resultados detallados de la aplicación del modelo solo con captura a la evaluación del listado del Atlántico

Apéndice 9. Rendimiento por recluta y biomasa reproductora por recluta de los túnidos tropicales con modificación de la mortalidad por pesca específica de la flota