

COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL

COMITÉ CIENTÍFICO ASESOR

SEGUNDA REUNIÓN

La Jolla, California (EE.UU.)

9-12 de mayo de 2011

DOCUMENTO SAC-02-11

EVALUACIÓN DE LA GRÁFICA Y MATRIZ DE ESTRATEGIA DE KOBÉ Y SU APLICACIÓN A LOS ATUNES EN EL OPO

Mark N. Maunder y Alexandre Aires-da-Silva

1.	Introducción	1
2.	Gráfica de Kobe	1
3.	Matriz de Kobe	2
4.	Problemas	2
5.	Pesquerías del OPO.....	6
6.	Conclusion	7
	Referencias	8

1. INTRODUCCIÓN

La primera reunión conjunta de las organizaciones regionales de ordenación pesquera (OROP), celebrada en Kobe (Japón) en enero de 2007, produjo recomendaciones para estandarizar la presentación de los resultados de las evaluaciones de poblaciones y el asesoramiento de ordenación. Se acordó que los resultados de las evaluaciones de las poblaciones serían presentadas en el formato de « cuatro cuadrantes, rojo-amarillo-verde » ahora conocido como gráfica de Kobe. El próximo paso es una matriz de estrategia que brinda opciones alternativas para alcanzar las metas de la ordenación. Desgraciadamente, la construcción de la gráfica y la matriz de estrategia de Kobe no es sencilla, y es necesario tomar muchas decisiones acerca de cómo calcular los distintos componentes y la incertidumbre asociada. En este documento presentamos una evaluación crítica de la construcción de la gráfica de Kobe y la matriz de estrategia de Kobe y su aplicación a la evaluación y ordenación de los atunes en el Océano Pacífico oriental (OPO).

2. GRÁFICA DE KOBÉ

Se usa la gráfica de Kobe ([Informe](#) de la primera reunión conjunta de las organizaciones regionales de ordenación pesquera (OROP); también denominada gráfica de fase) para evaluar la condición de una población con base en la mortalidad por pesca (F_{RMS}) y biomasa (B_{RMS}) asociadas con el rendimiento máximo sostenible (RMS). Si la mortalidad por pesca (F) actual está por encima de F_{RMS} , se considera que está ocurriendo sobrepesca; si la biomasa actual (B ; o alguna medida de producción del desove) está por debajo de B_{RMS} , se considera que la población está sobrepescada. La gráfica de Kobe grafica B/B_{RMS} en el eje x y F/F_{RMS} en el eje y (Figura 1) de tal forma que las líneas vertical y horizontal en 1,0 dividen la gráfica en cuatro secciones, con la superior izquierda representando una fase no deseada: con sobrepesca y una población sobrepescada; y la inferior derecha representando una población sana: no ocurre sobrepesca y una población subpescada. Se grafica la trayectoria de la población a lo largo del tiempo para permitir ver el estatus histórico de la población. Típicamente, la población comienza en el cuadro inferior derecho a medida que se desarrolla la pesquería, luego se traslada al superior izquierdo a medida que la población es sobreexplotada, y finalmente, al aplicar una ordenación apropiada, gira alrededor del centro de la gráfica. Existe una incertidumbre sustancial en las cantidades usadas para generar las gráficas de

Kobe, y por lo tanto la incertidumbre en el estatus actual es a menudo incluida en las mismas (ver retículo en la Figura 1).

3. MATRIZ DE KOBE

La Matriz de Estrategia de Kobe ([Informe](#) de la segunda reunión conjunta de las organizaciones regionales de ordenación pesquera (OROP), San Sebastián, España, 29 de junio al 3 de julio de 2009) presenta las medidas de específicas de ordenación que lograrían la meta de ordenación deseada con una cierta probabilidad en un cierto plazo. En el caso de las pesquerías gestionadas con un sistema de capturas totales permisibles (CTP), los productos serían las varias CTP que lograrían un cierto resultado. En el caso de las pesquerías gestionadas con límites de esfuerzo, se expresarían los productos en la forme de, por ejemplo, niveles de esfuerzo de pesca niveles o vedas de tiempo/área. Indicaría también dónde existen niveles adicionales de incertidumbre asociados con huecos en los datos. Los gerentes podrían entonces basar las decisiones de ordenación en el nivel de riesgo y el marco de tiempo que determinen ser apropiado para esa pesquería. La Tabla 1 presenta ejemplos en los que la meta es dar fin a la sobrepesca, reconstruir una población mermada, o mantener una pesquería sostenible.

4. PROBLEMAS

La Matriz de Estrategia de Kobe requiere las siguientes consideraciones (basado en Adam Langley, com. pers.):

1. Seleccionar entre los modelos apropiados para emprender las proyecciones
2. Muestreo de la envoltura de incertidumbre de los modelos aceptados
3. Supuestos acerca de los reclutamientos futuros
4. Nivel de capturas o esfuerzo para las distintas pesquerías
5. Reevaluación de las definiciones de los puntos de referencia con cambios temporales en la matriz de F por edad

Las anteriores consideraciones pueden ser agrupadas en dos problemas principales en la construcción de la gráfica de Kobe y Matriz de estrategia de Kobe: a) cambios temporales en los puntos de referencia objetivo (4 y 5) y b) cálculo de la incertidumbre (1, 2, y 3). Presentamos una evaluación crítica y una discusión exploratoria de estas cuestiones y cómo se relacionan a la construcción de la gráfica de Kobe y la matriz de estrategia de Kobe y su aplicación a los atunes en el OPO.

4.1. Puntos de referencia

Las cantidades relacionadas con el RMS F_{RMS} y B_{RMS} son una función de características tanto biológicas como de pesca (Maunder 2008). El RMS es básicamente el trueque en el rendimiento por recluta (RPR) entre la mortalidad natural y el crecimiento ajustado por la relación población-reclutamiento. Tradicionalmente, se evalúa el RPR como función del tamaño de entrada a la pesquería. Esto es determinado esencialmente por la curva de selectividad de la pesquería y por lo tanto las cantidades de RMS se diferenciarán según el tipo de arte que se use o la mezcla de esfuerzo entre las artes (Sinclair 1993; Maunder 2002); se denomina RMS condicional (cRMS). A medida que evoluciona la pesquería a lo largo del tiempo (tal como lo indexa y), cambia la mezcla del esfuerzo entre las artes, y por tanto el $cRMS_y$ correspondiente también cambia a lo largo del tiempo. Se pueden usar dos enfoques para explicar este cambio: 1) calcular las cantidades del $cRMS_y$ cada año con base en la mezcla de esfuerzos (F por edad) en ese año o 2) desarrollar las cantidades de RMS con base en una sola selectividad que posee cierta característica deseable. En el último caso, la curva de selectividad podría, por ejemplo, basarse en la mezcla de esfuerzo actual o en una curva de selectividad hipotética que produce niveles de RMS razonables (por ejemplo la selectividad de filo de cuchillo que maximiza el RMS). Si se usa una sola curva de selectividad para calcular los puntos de referencia (como en el método 2 anterior), entonces el cálculo del valor de F relativo a F_{RMS} se vuelve complicado, ya que las F por edad bajo distintas mezclas de esfuerzo no son propor-

cionales a la selectividad usada para el punto de referencia. Por lo tanto, es necesario un método alternativo para representar F . Por ejemplo, el cociente de potencial reproductor (SPR) puede ser usado como métrica común (Goodyear 1993). El SPR es básicamente la biomasa reproductora de equilibrio de un solo recluta bajo los niveles actuales de mortalidad dividida por la biomasa reproductora producida de un solo recluta sin pesca. Se puede usar uno de los varios sustitutos de SPR para B_{RMS} (por ejemplo $SPR_{35\%}$). Una alternativa podría ser C_{eq}/RMS_{ref} , donde C_{eq} es la captura de equilibrio basada en la mortalidad por pesca a la edad en ese año y RMS_{ref} es el RMS calculado usando la selectividad de filo de cuchillo que maximiza el RMS. El método de C_{eq} trata tanto la naturaleza variable de la mortalidad por pesca por edad debida a cambios en la mezcla de esfuerzo y las implicaciones del RPR de distintas artes. No obstante, los cálculos se vuelven más complicados si se toma en consideración la variación del reclutamiento.

Los cálculos del F/F_{RMS} usados actualmente en las evaluaciones del atún del OPO se basan en el cálculo del factor de escala (multiplicador de F) que maximizaría el rendimiento en vista del F por edad en ese año (Aires-da-Silva y Maunder 2011; Maunder y Aires-da-Silva 2011). Esto es equivalente a calcular F_{RMS} y presentar el cociente $F_y/F_y/F_{MSY}$. Las estimaciones recientes de F son imprecisas, por lo que se considera más robusto tomar un promedio de varios años. Las actuales evaluaciones de los atunes en el OPO basan la mayoría de los cálculos y comparaciones del RMS en la tasa de mortalidad por pesca por edad promedio de los tres años más recientes.

Las cantidades de RMS dependen de la relación población-reclutamiento. Desgraciadamente, la forma y parámetros de la relación población-reclutamiento son a menudo altamente inciertos (Hilborn y Walters 1992; Quinn y Deriso 1999). En estos casos se usan a menudo sustitutos para representar las cantidades de RMS (Clark 1991). Estos sustitutos son a menudo cautelosos y son seleccionados para que las medidas de ordenación sean o cautelosas o robustas a la incertidumbre en la relación población-reclutamiento. Por ejemplo, se usan a menudo niveles de biomasa que son el 35 o 40% de la biomasa no explotada como sustitutos en el caso de los peces de fondo (Clark 1991). Alternativamente, la relación población-reclutamiento podría ser fijada con base en información externa (Williams y Shertzer 2003). Esta información externa podría ser tomada de estimaciones de especies relacionadas, tal vez de un meta-análisis (Myers *et al.* 1999). La inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt podría ser fijada en un nivel cauteloso (por ejemplo 0,75), lo cual es apoyado por la pequeña pérdida de rendimiento al subespecificar la inclinación de la relación población-reclutamiento cuando la inclinación real es alta (Jiangfeng *et al.* en revisión).

El reclutamiento de los atunes es altamente variable, y son aparentes en las estimaciones del reclutamiento varios cambios de régimen. Es posible que una población ligeramente explotada pudiera llegar a ser sobrepescada debido únicamente a fluctuaciones anuales del reclutamiento o un cambio de régimen en el reclutamiento. Por lo tanto, podría ser útil tomar la variación del reclutamiento en cuenta al calcular B_{RMS} . Se podría lograr esto mediante una proyección de la población a lo largo del período histórico bajo F_{RMS} , usando las desviaciones anuales estimadas del reclutamiento (para que los reclutamientos sean ajustados por la relación población-reclutamiento). La población inicial al principio del período de tiempo modelado necesitaría estar basada en condiciones de equilibrio al pescar en F_{RMS} . Los cálculos necesitarían también ser repetidos para la F_{RMS} por edad de cada año para crear una gráfica de Kobe que tomase en consideración tanto la variabilidad del reclutamiento como los cambios en la asignación del esfuerzo entre las artes. A fin de tomar en cuenta los cambios de régimen, B_{RMS} podría basarse en el reclutamiento medio del régimen apropiado.

Hay varias formas de calcular B_{RMS} . La opción obvia es la biomasa reproductora, ya que mantener el potencial reproductor podría ser una meta importante de la ordenación. Una alternativa es los peces que son vulnerables a la pesca. En ambos casos, la biomasa usada para comparar con B_{RMS} debería ser calculada con el mismo método. Las implicaciones para la ordenación podrían variar, según el método usado para calcular la biomasa.

4.2. Incertidumbre

La incertidumbre puede ser separada en varios componentes (Patterson *et al.* 2001):

1. Incertidumbre de los parámetros
2. Incertidumbre del modelo o estructural
3. Supuestos estadísticos
4. Variación de proceso
5. Error de implementación (para las estrategias de ordenación)

Existen varios métodos que pueden ser usados para calcular la incertidumbre (aproximación normal, perfil de verosimilitud, *bootstrap*, MCMC bayesiano (ver Punt y Hilborn 1997 para una revisión de métodos bayesiano) y difieren en sus demandas computacionales e interpretación (Maunder *et al.* 2009). La aproximación normal es generalmente el enfoque menos exigente, pero produce estimaciones simétricas de la incertidumbre que podría no describir la incertidumbre adecuadamente. El perfil de verosimilitud requiere que la función objetivo sea optimizada al orden de decenas de veces, pero esto necesita ser repetido para cada cantidad para la cual se está estimando la incertidumbre. *Bootstrap* requiere que la función objetivo sea optimizada al orden de centenares de veces, pero estima la incertidumbre de todas las cantidades simultáneamente. MCMC requiere que se calcule (no optimice) la función objetivo al orden de millones de veces y es normalmente el más exigente en términos computacionales, pero también estima la incertidumbre para todas las cantidades simultáneamente. Los métodos bayesianos son los únicos que brindan estimaciones de la incertidumbre como verdaderas declaraciones de probabilidad. No obstante, los métodos bayesianos requieren probabilidades a priori para todos los parámetros del modelo, incluyendo aquéllos para los que no se cuenta con información previa. Las probabilidades a priori, incluyendo aquéllas que representan falta de información, podrían afectar los resultados.

4.3. Incertidumbre de parámetros

La incertidumbre de parámetros es calculada suponiendo que el modelo es correcto y surge debido al error de muestreo en los datos. Es un producto típico de los modelos de evaluación de poblaciones y es fácil incorporarlo en una gráfica de Kobe y matriz de estrategia de Kobe. Los intervalos de confianza pueden ser calculados para los parámetros, las cantidades derivadas (por ejemplo, biomasa), y proyecciones. Los intervalos de confianza son a menudo calculados y presentados como cantidades simétricas, pero la incertidumbre puede ser sustancialmente asimétrica en el caso de algunas cantidades. Se puede calcular intervalos de confianza asimétricos con *bootstrap*, perfil de verosimilitud, o métodos bayesianos (por ejemplo MCMC).

4.4. Incertidumbre del modelo o estructural

Las evaluaciones de poblaciones son realizadas típicamente bajo el supuesto que el modelo y sus subprocesos (por ejemplo mortalidad natural, crecimiento, reclutamiento, desplazamientos, selectividad) son una representación razonable de la dinámica de la población y de cómo las observaciones se relacionan con la población (por ejemplo, si la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) es proporcional a la abundancia). No obstante, podrían existir varios modelos alternativos que podrían representar los subprocesos y podría ser incierto cuál proceso se debería usar (por ejemplo ¿sigue el reclutamiento el modelo de Beverton-Holt o de Ricker?).

La línea entre incertidumbre de parámetros e incertidumbre del modelo es borrosa. Típicamente, la primera es evaluada con base en la precisión de las estimaciones de los parámetros del modelo de evaluación de poblaciones (por ejemplo, errores estándar, intervalos de confianza), mientras que la incertidumbre en la estructura del modelo es evaluada mediante la ejecución de varios modelos con distintos supuestos estructurales (por ejemplo, distintas curvas de población-reclutamiento, mortalidad natural y selectividad). En algunos casos se define la incertidumbre en la estructura del modelo como incertidumbre debida a su-

puestos acerca de los parámetros del modelo que son fijos en el modelo (por ejemplo mortalidad natural, parámetro de inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt) para los cuales se realizan análisis de sensibilidad. La incertidumbre de tanto modelo como de parámetro debería ser incluida en cualquier estimación de incertidumbre, pero es más complicado combinar los dos, y por lo tanto son normalmente representadas por separado. En general, la incertidumbre de modelo es normalmente mayor que la incertidumbre de parámetro. Por la tanto, a fin de reflejar mejor la incertidumbre en la gráfica de Kobe y la matriz de estrategia de Kobe, podría ser apropiado incluir los resultados de distintos supuestos de estructura del modelo (Figura 2). No obstante, esto implicaría que todos los escenarios tienen una probabilidad igual, y requeriría la inclusión de escenarios realistas solamente. Asociar probabilidades entre los escenarios para los cálculos de probabilidad en la matriz de estrategia de Kobe es problemático.

Si las estructuras del modelo pueden ser representadas mediante la formulación de estructuras en un solo modelo para que sean representadas por distintos valores de los parámetros del modelo, entonces la incertidumbre en la estructura del modelo puede ser estimada como incertidumbre de parámetro (por ejemplo, los modelos de dos parámetros de Ricker y Beverton-Holt pueden ser representados por modelos población-reclutamiento de tres parámetros). De lo contrario, es necesario usar análisis de sensibilidad o métodos de estimación bayesianos (por ejemplo, MCMC de salto reversible (*reversible jump MCMC*)) para investigar o estimar la incertidumbre en la estructura del modelo.

4.5. Supuestos estadísticos

Se estiman los parámetros del modelo de evaluación de poblaciones mediante el ajuste del modelo a los datos. Se ha de hacer supuestos acerca de cómo los datos se relacionan con las cantidades estimadas por el modelo. Típicamente, se usa la distribución de muestreo supuesta para los datos para generar una función de verosimilitud que se usa para medir cuán bien se ajusta el modelo a los datos. No obstante, la distribución de muestreo supuesta podría ser incorrecta. Por ejemplo, a menudo se supone que los datos de composición por edad y talla siguen la distribución multinomial bajo un muestreo aleatorio, pero los métodos de recolección de datos no son completamente aleatorios y causan que los datos estén correlacionados (Crone y Sampson 1998). En estos casos, el tamaño efectivo de la muestra es menor que el tamaño real de la muestra, y la función de verosimilitud multinomial que usa el tamaño real de la muestra es incorrecta. Existen métodos que se pueden usar para ajustar el tamaño de la muestra (Deriso *et al.* 2007; Maunder en prensa) o seleccionar entre funciones de verosimilitud alternativas (Dick *et al.* 2004), pero el uso de estos métodos incrementa la incertidumbre en las estimaciones (Maunder en prensa).

4.6. Variación de proceso

Se supone que la mayoría de los procesos en los modelos de evaluación de poblaciones son invariables a lo largo del tiempo. La excepción es el reclutamiento, que es a menudo modelado como desviaciones anuales alrededor de una relación población-reclutamiento (Fournier y Archibald 1982; Needle 2002). Otros procesos, tales como mortalidad natural, crecimiento, y selectividad, pueden asimismo cambiar a lo largo del tiempo como función del tamaño de la población o impulsos ambientales. Variación de proceso no modelada puede conducir a un sesgo en las estimaciones de los parámetros, particularmente si existe una tendencia a lo largo del tiempo. La variación del proceso podría conducir a incertidumbre adicional en las estimaciones de los parámetros. Existen enfoques estadísticamente rigurosos para modelar la variación del proceso, pero son computacionalmente intensivos (Maunder y Deriso 2003). En su lugar se usan atajos adecuados (Fournier y Archibald 1982), incluyendo métodos para combinar variación de parámetros y del proceso in las proyecciones (Maunder *et al.* 2006). Se ha argumentado también que se puede acomodar la variabilidad del proceso mediante la estimación del tamaño de las muestras y la desviación estándar de las funciones de verosimilitud, pero no sabemos de ningún estudio que demuestre esto.

La variación del proceso es asimismo muy importante al usar proyecciones a futuro para evaluar las estrategias de ordenación. Ya que a menudo se carece de información acerca de los procesos en el futuro, la naturaleza estocástica de la variabilidad del proceso necesita ser incluida. En el caso de los atunes tropicales, cuyo reclutamiento puede a menudo ser altamente variable y cuyo reclutamiento puede formar una

porción sustancial de la biomasa, esto resulta en una incertidumbre sustancial. El reclutamiento futuro puede ser muestreado de una distribución paramétrica basada en supuestos o los datos históricos, o puede ser muestreada de los datos históricos directamente. Se puede muestrear los reclutamientos mismos o las desviaciones alrededor de la relación población-reclutamiento y aplicarlos a dicha relación. Cambios de régimen en el reclutamiento y otros procesos causan incertidumbre adicional en las proyecciones. Se necesita tomar una decisión acerca de cuál régimen persistirá en el futuro o si cada régimen debería ser muestreado con una cierta probabilidad.

Puede haber una diferencia importante entre las proyecciones a corto plazo y a largo plazo. Las proyecciones a corto plazo pueden contener información sobre el reclutamiento de estudios pre-recluta o relaciones con índice ambiental. Las proyecciones a largo plazo no cuentan con el lujo de este tipo de datos, y tiene que basarse en la relación población-reclutamiento y la variabilidad del reclutamiento.

4.7. Error de implementación

La evaluación de estrategias de ordenación que usan proyecciones al futuro generalmente supone que las acciones de ordenación son aplicadas de forma exactamente congruente con la intención. Desgraciadamente, el mundo real con sus limitaciones prácticas significa que las acciones de ordenación pueden no actuar de la forma deseada. Por ejemplo, cambios en el medio ambiente pueden causar que una acción de ordenación basada en esfuerzo resulte en una tasa de mortalidad por pesca más alta o más baja de la deseada debido a cambios en la capturabilidad. Distintos métodos de pesca a menudo capturan peces de distintos tamaños, y el tamaño del pescado capturado puede afectar los puntos de referencia y el impacto de la pesquería sobre la población. Las acciones de ordenación pueden cambiar la repartición del esfuerzo entre artes y por lo tanto distorsionar la efectividad de la acción de ordenación. Además, las evaluaciones de las poblaciones son imprecisas y pueden contener sesgos, por lo que el asesoramiento de ordenación usado para aplicar las acciones de ordenación contendrá error. Se podría usar una evaluación de la estrategia de ordenación (Butterworth *et al.* 1997; De Oliveira *et al.* 1998; Butterworth DS, Punt AE 1999) como alternativa a la matriz de estrategia de Kobe.

5. PESQUERÍAS DEL OPO

Las fuentes principales de incertidumbre que ejercen un impacto sustancial sobre las cantidades de ordenación en las evaluaciones de los atunes son la mortalidad natural, la inclinación de la relación población-reclutamiento, y el tamaño medio de los individuos viejos. Otras fuentes de incertidumbre incluyen la relación entre la CPUE y la abundancia.

Para representar la gama completa de incertidumbre en la evaluación, se debería estimar todos los parámetros del modelo, pero típicamente no es posible hacer esto. Aplicar probabilidades a priori informativas y realizar un análisis bayesiano podría permitir estimar la incertidumbre del modelo, pero construir estas probabilidades es problemático.

Las evaluaciones del OPO son realizadas actualmente con *Stock Synthesis* (Methot 2009), por lo que cualquier análisis es limitado a la funcionalidad de este programa. Son necesarias varias modificaciones del mismo para aplicar ciertos aspectos de los cálculos.

5.1. Inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt

Varios análisis recientes han demostrado que, en general, no es posible estimar la inclinación de la relación población-reclutamiento porque la estimación es imprecisa o estimada en el límite superior (ninguna relación entre reclutamiento y tamaño de la población; Conn *et al.* 2010; Lee *et al.* en preparación). Se puede usar un meta-análisis reciente de la inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt (Informe del Taller ISSF de 2011 sobre la Evaluación de Poblaciones, Roma, Italia, 14-17 de marzo de 2011) para guiar el desarrollo de una probabilidad a priori para la inclinación. La estimación para el atún aleta azul del sur (0,6) podría ser considerado un límite inferior de la inclinación, ya que se trata de un atún templado que desova solamente una vez al año, mientras que los atunes tropicales desovan conti-

nuamente durante el año. La mayoría de los atunes tropicales exhiben una inclinación de 0,75 o más. Una probabilidad a priori razonable para la inclinación correspondiente a los atunes tropicales podría tener una probabilidad de cero en 0,6, un incremento lineal a una probabilidad relativa de uno en 0,75, y entonces una probabilidad relativa de uno para todos los valores más altos de la inclinación (Figura 3). *Stock Synthesis* permite la inclusión de una probabilidad a priori en la inclinación, pero no de la forma ilustrada en la Figura 3.

5.2. Mortalidad natural

Se ha estimado la mortalidad natural para el atún patudo con un análisis de cohortes en datos de marcado con información auxiliar (Maunder *et al.* 2010). Las estimaciones podrían ser usadas como probabilidad a priori, pero son muy inciertas (Figura 4). La aplicación de la mortalidad natural en *Stock Synthesis* no es conducente a la aplicación de probabilidades a priori a una mortalidad natural por edad y sexo.

5.3. Talla media de peces viejos

La talla media por edad es calculada a partir de datos de edad-talla de lecturas de otolitos. Desgraciadamente, en el caso de los atunes patudo y aleta amarilla, se puede obtener la edad de peces hasta la edad de unos cuatro años solamente. La talla media por edad puede también ser obtenida de datos de marcado y recaptura: talla de liberación, talla de recuperación, y tiempo en libertad. Los datos de marcado pueden ser usados para suplir los datos de edad para obtener información sobre la talla media por edad de individuos viejos, usando métodos estadísticamente rigurosos recientemente desarrollados (Eveson *et al.* 2004). Desgraciadamente, son recapturados pocos patudos y aletas amarillas grandes. Además, las curvas de crecimiento usadas en la evaluación de estas dos especies (las curvas de von Bertalanffy y de Richards, más flexible) no son suficientemente flexibles para representar el crecimiento de las mismas, produciendo tallas máximas que son irracionalmente altas. Por lo tanto, las curvas de crecimiento actuales necesitan ser modificadas antes de que se puedan usar los datos para desarrollar una probabilidad a priori para la talla de individuos viejos. Si se crea una probabilidad a priori, debería ser una probabilidad a priori conjunta para todos los parámetros del modelo de crecimiento. *Stock Synthesis* no está ideado para incluir el modelo de crecimiento de dos estrofas o probabilidades a priori multivariadas.

5.4. Análisis MCMC bayesiano

Las ejecuciones iniciales de análisis MCMC bayesiano de la evaluación del atún patudo tardó varios días pero pareció prometedor. Con el equipo informático actual no es posible obtener estos resultados con rapidez para escenarios múltiples, pero podría ser posible obtener estimaciones de la incertidumbre para componentes clave de la gráfica de Kobe y Matriz de estrategia de Kobe para incluir en informes de evaluación de poblaciones o de ordenación.

El análisis bayesiano depende de que el estimador no esté sesgado, pero ocurre sesgo comúnmente porque el modelo está especificado erróneamente, hay anomalías en los datos, o simplemente porque el estimador está sesgado inherentemente. Por ejemplo, la incapacidad de *Stock Synthesis* de modelar una curva de crecimiento compuesta crea una especificación errónea que causa que la talla media de los peces viejos sea irracionalmente alta, lo cual afecta las estimaciones de las cantidades de ordenación. Existe un sesgo inherente en las estimaciones de la inclinación que frecuentemente impulsa a las estimaciones de los parámetros al límite superior de la probabilidad a priori. Aún si no se estima la inclinación en el límite, podría ser que son anomalías en los datos que afectan las estimaciones y no señales reales en los datos. Por lo tanto, aún si el análisis bayesiano parece estar funcionando adecuadamente, no queda claro si las declaraciones de probabilidad resultantes son apropiadas para usar en las gráficas de Kobe o la matriz de estrategia de Kobe.

6. CONCLUSION

Las fuentes principales de incertidumbre en la evaluación de las acciones de ordenación que usan proyecciones a futuro son: 1) parámetros para los cuales se cuenta con poca información en los datos y que son

fijos en el modelo (por ejemplo, mortalidad natural); 2) incertidumbre en la estructura del modelo; y 3) variabilidad futura del proceso (por ejemplo, reclutamiento). Los modelos actuales incorporan variabilidad futura del proceso en reclutamiento, y análisis de sensibilidad pueden ser usados para evaluar la incertidumbre en la estructura del modelo y los parámetros fijos. Existen enfoques que incluyen la incertidumbre en la estructura del modelo en el análisis (por ejemplo, análisis bayesianos que usan MCMC de salto reversible), pero son computacionalmente intensivos, particularmente en el caso de los modelos complejos de captura por talla estructurados por edad usados para evaluar los atunes en el OPO. Gran parte de la incertidumbre en las evaluaciones actuales de las poblaciones de atunes patudo y aleta amarilla en el OPO puede ser representada por parámetros del modelo, y los análisis iniciales indican que un análisis MCMC bayesiano inicial completo podría ser un método práctico para estimar la incertidumbre requerida para la creación de la gráfica de Kobe y la matriz de estrategia de Kobe. No obstante, los sesgos inherentes en los estimadores y los sesgos debidos a especificación errónea del modelo o anomalías en los datos seguirán presentes en la construcción de la gráfica de Kobe y la matriz de estrategia de Kobe. Los análisis de sensibilidad podrían ser un método más apropiado para evaluar estos sesgos y especificaciones erróneas del modelo, pero no es sencillo crear las declaraciones de probabilidad necesarias para la matriz de estrategia de Kobe a partir de análisis de sensibilidad. Es posible que sea necesario hacer caso omiso a las complejidades de la gráfica de Kobe relacionadas con la selectividad y reclutamiento que varían con el tiempo, pero son los valores actuales que son los más importantes, y las estimaciones de la incertidumbre deberían enfocarse en esas cantidades. *Stock Synthesis*, el programa usado actualmente para realizar evaluaciones de las poblaciones de atunes en el OPO, requiere varios cambios para implementar el tipo de análisis bayesiano que se usaría para producir la gráfica de Kobe y la matriz de estrategia de Kobe.

REFERENCIAS

- Aires-da-Silva, A. and Maunder, M.N. 2011. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2009 and outlook for the future. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report, 11: 17-156.
- Butterworth, D.S., Cochrane, K.L., De Oliveira, J.A.A. 1997. Management procedures: a better way to management fisheries? The South African experience. In: Pikitch EL, Huppert DD, Sissenwine MP (eds) Global Trends: Fisheries Management. American Fisheries Society Symposium 20, Bethesda, pp 83–90.
- Butterworth, D.S., Punt, A.E. 1999. Experiences in the evaluation and implementation of management procedures. ICES Journal of Marine Science 56: 985–998.
- Clark, W.G. 1991. Groundfish exploitation rates based on life history parameters. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48: 734-750.
- Conn, P.B., Williams, E.H., and Shertzer, K.W. (2010) When can we reliably estimate the productivity of fish stocks? Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 67: 511-523.
- Crone, P. R., Sampson, D. B., 1998. Evaluation of assumed error structure in stock assessment models that use sample estimates of age composition, in: Funk, F., Quinn II, T. J., Heifetz, J., Ianelli, J. N., Powers, J. E., Schweigert, J. J., Sullivan, P. J., C. I. Zhang, (Eds.), Fishery Stock Assessment Models: Proceedings of the International Symposium on Fishery Stock Assessment Models for the 21st Century held in Anchorage, Alaska, 8-11 October 1998, Alaska Sea Grant College Program Report No. AK-SG-98-01, University of Alaska Fairbanks, pp. 355-370.
- De Oliveira J.A.A., Butterworth D.S., Johnston S.J. 1998. Progress and problems in the application of management procedures to South Africa's major fisheries. In: Funk F, Quinn II TJ, Heifetz J, Ianelli JN, Powers JE, Schweigert JJ, Sullivan PJ, Zhang CI (eds) Fishery Stock Assessment Models. Alaska Sea Grant College Program Report No. AK-SG-98-01, University of Alaska Fairbanks, pp 513–530
- Deriso, R.B., Maunder, M.N., and Skalski, J.R. 2007. Variance estimation in integrated assessment models and its importance for hypothesis testing. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 64: 187-197.
- Dick, E.J. 2004. Beyond “lognormal versus gamma”: discrimination among error distributions for

- generalized linear models. *Fisheries Research* 70 351–366.
- Eveson, J.P., Laslett, G.M., and Polacheck, T. 2004. An integrated model for growth incorporating tag recapture, length-frequency, and direct aging data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 61 (2): 292-306.
- Fournier, D. and Archibald, C.P. 1982. A general theory for analyzing catch at age data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 39, 1195-1207.
- Goodyear, C. P. 1993. Spawning stock biomass per recruit in fisheries management: foundation and current use. p. 67-81. In S. J. Smith, J. J. Hunt and D. Rivard (ed.) *Risk evaluation and biological reference points for fisheries management*. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 120.
- Hilborn, R. and Walters, C.J.. 1992. *Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty*. Chapman and Hall, New York.
- Z., Jiangfeng Zhu, Chen, Y., Dai, X., Harley, S.J., Hoyle, S.D., Maunder, M.N., Aires-da-Silva, A. (in review). Implications of uncertainty in the spawner-recruitment relationship for fisheries management: an illustration using bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean. *ICES Journal of Marine Science*
- Lee, H-H., Maunder, M.N., Piner, K.R., and Methot, R.D. (in review) Can steepness of the stock-recruitment relationship be estimated in fishery stock assessment models?
- Maunder, M.N. (in press) Review and evaluation of likelihood functions for composition data in stock-assessment models: estimating the effective sample size. *Fisheries Research*.
- Maunder, M.N. 2002. The relationship between fishing methods, fisheries management and the estimation of MSY. *Fish and Fisheries*, 3: 251-260.
- Maunder, M.N. 2008. Maximum Sustainable Yield. In Sven Erik Jørgensen and Brian D. Fath (Editor-in-Chief), *General Ecology*. Vol. [3] of *Encyclopedia of Ecology*, 5 vols. pp. [2292-2296] Oxford: Elsevier.
- Maunder, M.N. and Aires-da-Silver, A. 2011. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2009 and outlook for the future. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report*, 11: 3-16.
- Maunder, M.N. and Deriso, R.B. 2003. Estimation of recruitment in catch-at-age models. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60: 1204-1216.
- Maunder M.N., Harley, S.J., and Hampton, J. 2006. Including parameter uncertainty in forward projections of computationally intensive statistical population dynamic models. *ICES Journal of Marine Science* 63: 969-979.
- Maunder M.N., Schnute, J.T., and Ianelli, J. 2009. Computers in Fisheries Population Dynamics. In Megrey, B.A. and Moksness, E. [eds.]. *Computers in Fisheries Research*. Springer, pp: 337-372.
- Maunder, M.N., Aires-da-Silva, A., Deriso, R., Schaefer, K., and Fuller, D. 2010. Preliminary estimation of age and sex specific natural mortality of Bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean by applying cohort analysis with auxiliary information to tagging data. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report*, 10: 253-278.
- Methot, R.D.Jr., 2009. Stock Assessment: Operational Models in Support of Fisheries Management, in Beamish, R.J., Rothschild, B.J. (Eds.), *The future of fisheries science in North America*, *Fish Fish. Ser.*, 137-165.
- Myers, R.A., Bowen, K.G., and Barrowman, N.J. 1999. Maximum reproductive rate of fish at low population sizes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56, 2404-2419.
- Needle, C.L. 2002. Recruitment models: diagnosis and prognosis. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 11: 95-111.
- Patterson, K., Cook, R., Darby, C., Gavaris, S., Kell, L., Lewy, P., Mesnil, B., Punt, A., Restrepo, V., Skagen, D.W., Stefánsson, G., 2001. Estimating uncertainty in fish stock assessment and forecasting.

- Fish Fisher. 2, 125-157.
- Punt, A.E. and Hilborn. R. 1997. Fisheries stock assessment and decision analysis: the Bayesian approach. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 7, 35-63.
- Quinn, T.J. II, and Deriso, R.B. 1999. *Quantitative Fish Dynamics*. Oxford University Press, New York, N.Y.
- Sinclair, A.F., 1993. Partial recruitment considerations in setting catch quotas. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50, 734-742.
- Williams, E.H. and Shertzer K.W. 2003. Implications of life-history invariants for biological reference points used in fishery management. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60: 710-720.

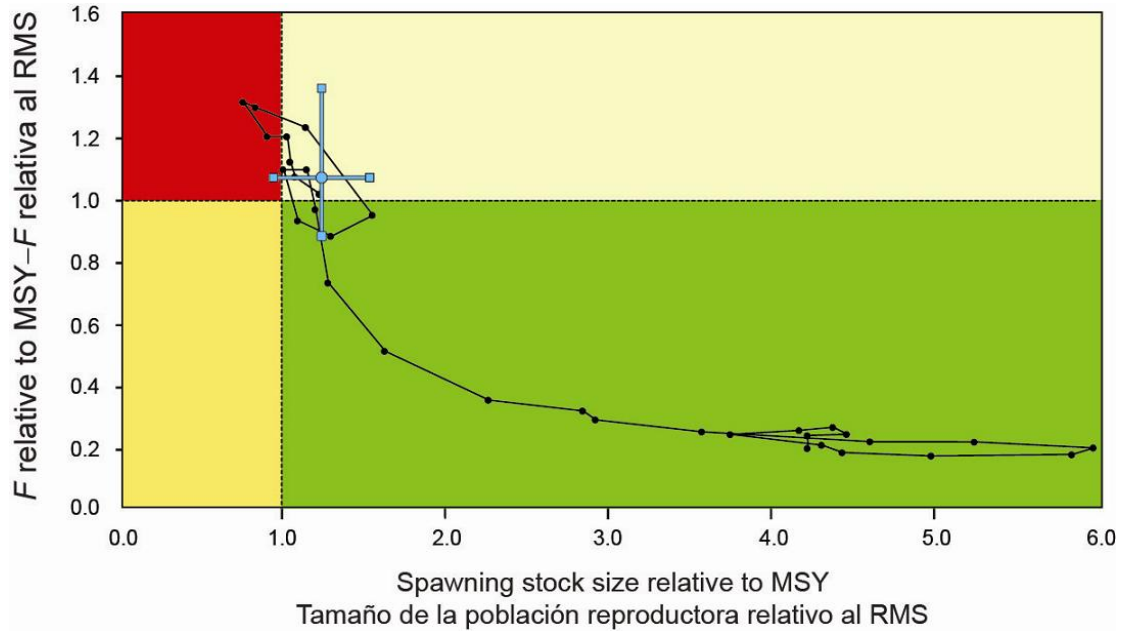


FIGURE 1. Kobe (phase) plot of the time series of estimates of stock size and fishing mortality relative to their MSY reference points. Each dot is based on the average fishing mortality rate over three years; the large dot indicates the most recent estimate. The squares around the most recent estimate represent its approximate 95% confidence interval. From Aires-da-Silva and Maunder (this meeting).

FIGURA 1. Gráfica de Kobe (fase) de la serie de tiempo de las estimaciones del tamaño de la población y la mortalidad por pesca en relación con sus puntos de referencia de RMS. Cada punto se basa en la tasa de explotación media de un trienio; el punto grande indica la estimación más reciente. Los cuadrados alrededor de la estimación más reciente representan su intervalo de confianza de aproximadamente 95%. De Aires-da-Silva y Maunder (esta reunión).

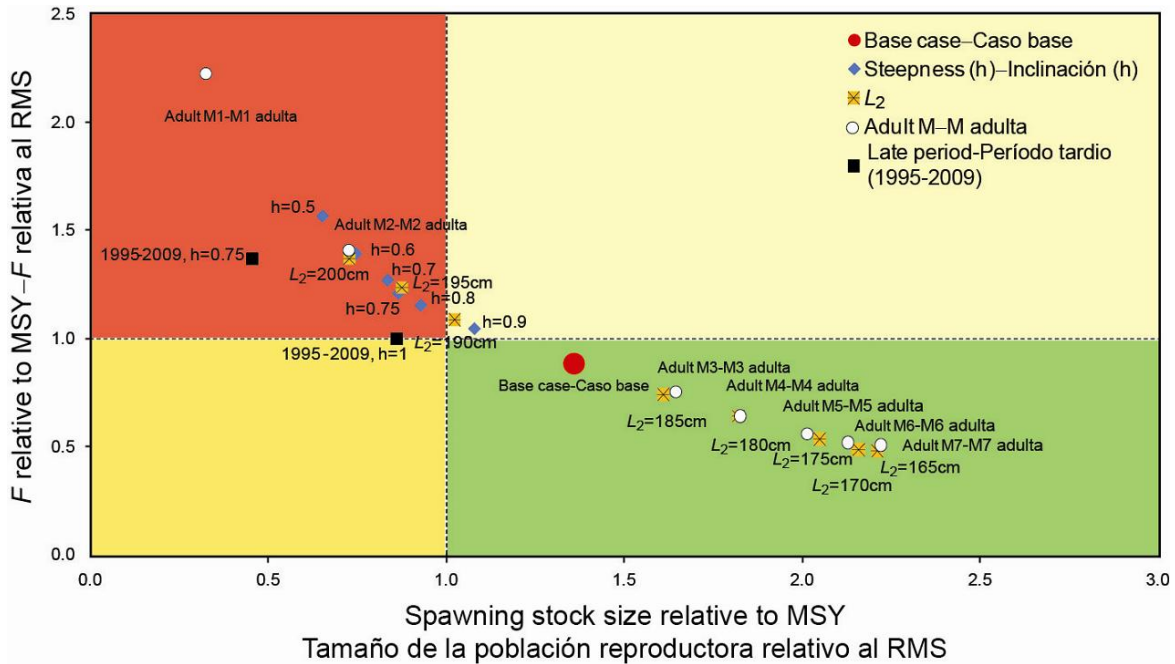


FIGURE 2. Phase plot of the most recent estimate of spawning biomass and fishing mortality relative to their MSY reference points for a range of sensitivity analyses. Each point is based on the average fishing mortality rate over the most recent three years. From Aires-da-Silva and Maunder 2011.

FIGURA 2. Gráfica fase de la estimación más reciente de la biomasa reproductora y la mortalidad por pesca en relación con sus puntos de referencia de RMS para una gama de análisis de sensibilidad. Cada punto se basa en la tasa de explotación media del trienio más reciente. De Aires-da-Silva y Maunder 2011.

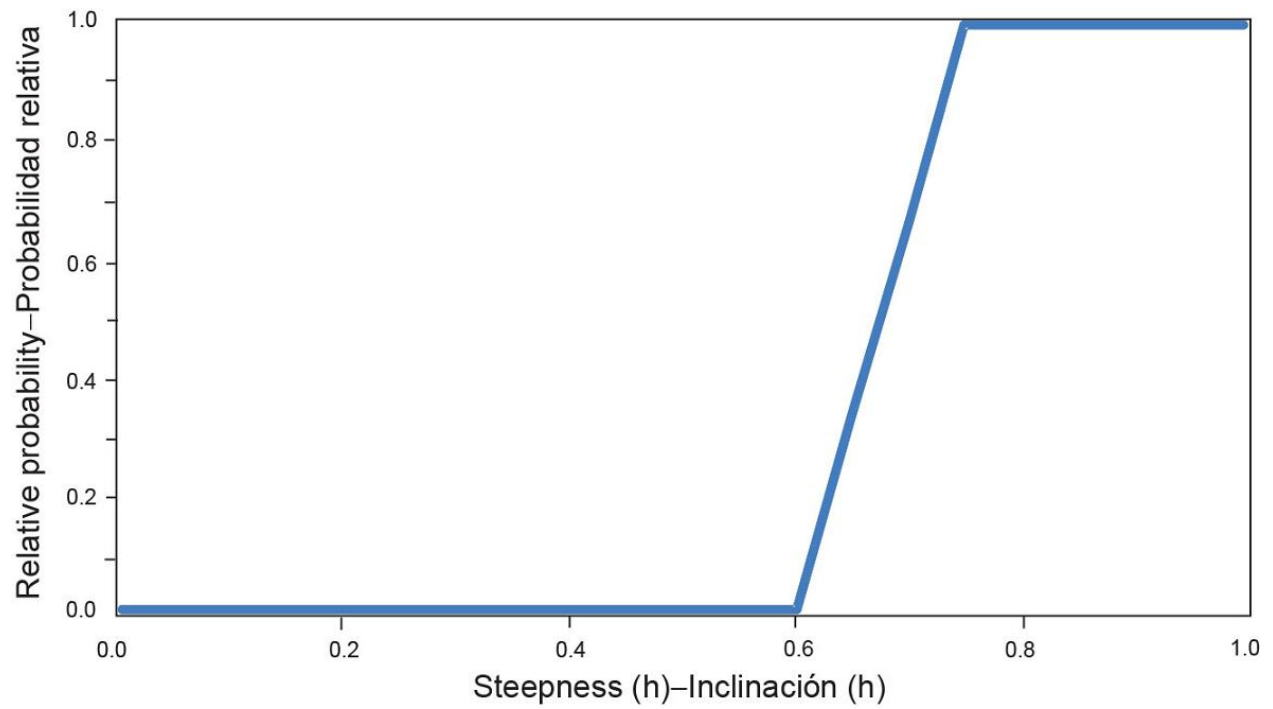


FIGURE 3. Proposed prior for the steepness of the Beverton-Holt stock-recruitment relationship for tropical tuna.

FIGURA 3. Probabilidad a priori propuesta para la inclinación de la relación población-reclutamiento de Beverton-Holt para el atún tropical.

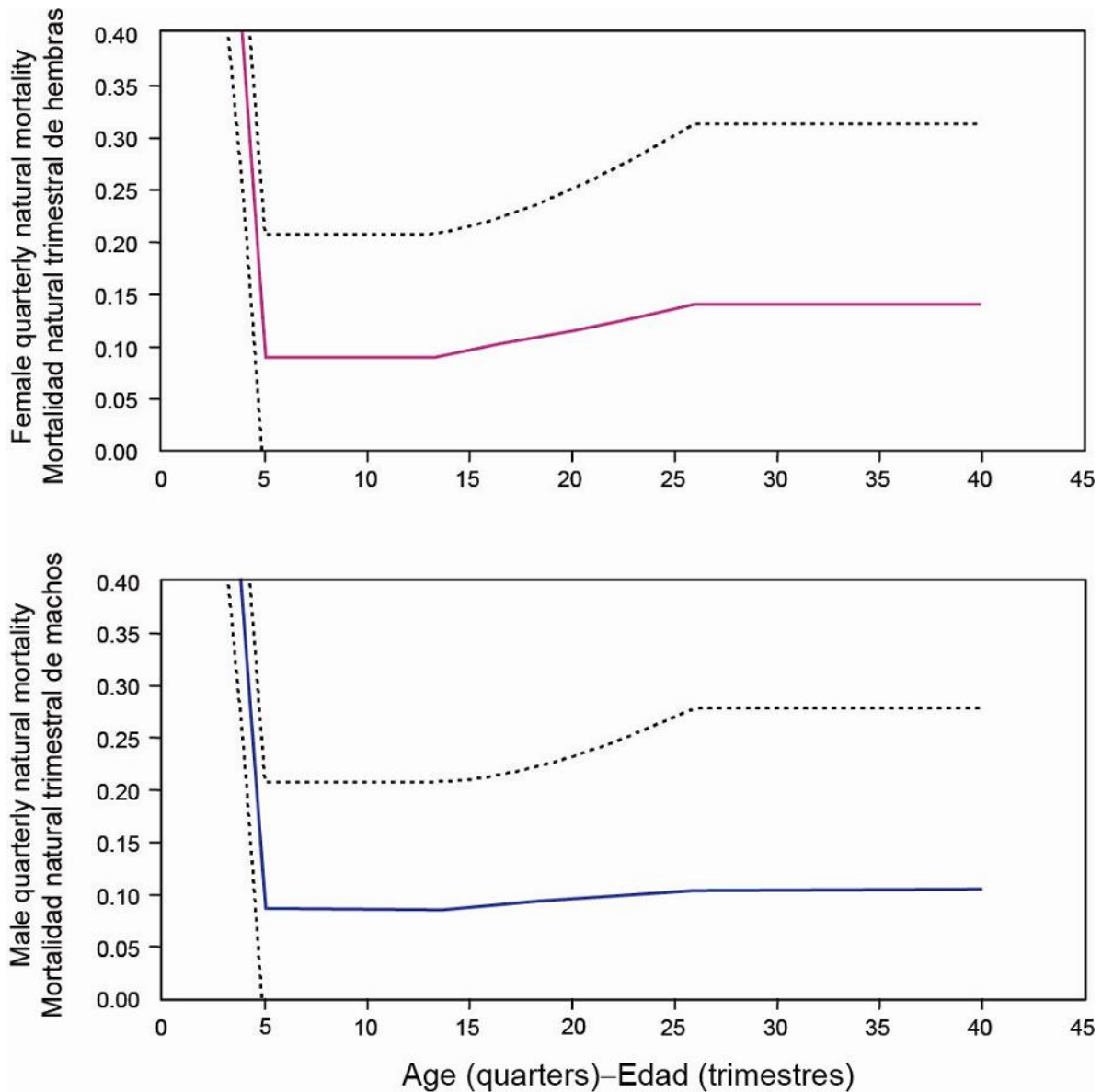


FIGURE 4. Estimates of female (top) and male (bottom) quarterly natural mortality by age in quarters, with 95% confidence intervals. The range of the y-axis has been restricted to show the contrast in the natural mortality for old bigeye. From Maunder *et al.* 2010.

FIGURA 4. Estimaciones de la mortalidad natural trimestral de hembras (arriba) y machos (abajo), por edad en trimestres, con intervalos de confianza de 95%. Se ha limitado el alcance del eje y para ilustrar el contraste en la mortalidad natural de patudo viejo. De Maunder *et al.* 2010.

TABLA 1. Ejemplos de matrices de estrategia de Kobe cuando la meta de la ordenación es poner fin a la sobrepesca (arriba), reconstruir una población mermada (centro), o mantener una pesquería sostenible (abajo). Tomado del [Informe](#) de la segunda reunión conjunta de las OROP atuneras, junio-julio de 2009).

Objetivo de ordenación	Plazo	Probabilidad de cumplir el objetivo			Rico en datos/Pobre en datos
		A%	B%	C%	
Mortalidad por pesca objetivo	En x años				
	En x años				
	En x años				

Objetivo de ordenación	Plazo	Probabilidad de cumplir el objetivo			Rico en datos/Pobre en datos
		A%	B%	C%	
Biomasa objetivo	En x años				
	En x años				
	En x años				

Objetivo de ordenación	Plazo	Probabilidad de cumplir el objetivo			Rico en datos/Pobre en datos
		A%	B%	C%	
Statu quo					

TABLE 1. Example outlines of Kobe strategy matrices when the management target is to end overfishing (upper), rebuild a depleted stock (middle), or maintain a sustainable fishery (lower). Taken from the [Report of the second joint meeting of the tuna RFMOs](#), June-July 2009.

Management target	Time frame	Probability of meeting target			Data rich/Data poor
		A%	B%	C%	
Fishing mortality target	In x years				
	In x years				
	In x years				

Management target	Time frame	Probability of meeting target			Data rich/Data poor
		A%	B%	C%	
Biomass target	In x years				
	In x years				
	In x years				

Management target	Time frame	Probability of meeting target			Data rich/Data poor
		A%	B%	C%	
Status quo					