

BORRADOR

COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL

REVISIÓN EXTERNA DE LA EVALUACIÓN DE LA CIAT DEL ATÚN PATUDO

La Jolla, California (EE.UU.)

3-7 de mayo de 2010

DOCUMENTO BET-01-01 (BORRADOR)

RESUMEN DE LOS TEMAS EN LA EVALUACIÓN DEL ATÚN PATUDO EN EL OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL

Mark N. Maunder, Alexandre Aires-da-Silva y Cleridy E. Lennert-Cody

ÍNDICE

1. Estructura de la población	1
2. Crecimiento	4
3. Captura por unidad de esfuerzo.....	5
4. Reclutamiento	6
5. Residuales de la composición por tamaño	8
6. Cómo usar los datos de marcado en la evaluación de la población.....	8
7. Otros temas.....	9
Referencias.....	11
Otra información pertinente.....	13
Anexo	14

1. ESTRUCTURA DE LA POBLACIÓN

Conocer la estructura de la población es una parte importante del desarrollo de una evaluación de una población pescada. Es importante identificar unidades de peces en la población para los fines tanto de ordenación como de evaluación. La especificación de las unidades de ordenación podría impulsar la estructura de la población usada en las evaluaciones de la población para facilitar la evaluación de las acciones de ordenación. Con respecto a la evaluación de la población, la estructura de la población podría relacionarse con la forma en la que se definen las pesquerías en la evaluación o en la que se modela la estructura espacial en la dinámica de la población.

Existen tres implementaciones principales de la estructura de la población en los modelos de evaluación de poblaciones: 1) poblaciones separadas, 2) sub-poblaciones que interactúan, y 3) pesquerías definidas espacialmente. Si ocurre poco o ningún intercambio entre áreas, entonces modelar las áreas como poblaciones separadas (o sea, evaluaciones separadas para cada área) sería apropiado. Si ocurre un intercambio sustancial entre áreas, pero existen diferencias en la explotación u otras características de pesca o biológicas entre áreas, entonces modelar sub-poblaciones que interactúan podría ser apropiado. Si ocurre una gran cantidad de intercambio entre áreas, pero algunas características, tales como tamaño o edad de los peces, son diferentes entre áreas, podría ser apropiado modelar cada área como pesquería separada para que las pesquerías puedan ser asignadas selectividad y capturabilidad diferentes. Modelar una selectividad diferente en cada área puede modelar adecuadamente el tamaño o los desplazamientos por edad sin necesidad de un modelo de dinámica de poblaciones estructurada espacialmente.

BORRADOR

El actual modelo de evaluación de atún patudo (Aires-da-Silva y Maunder 2010) trata al patudo del Océano Pacífico oriental (OPO) como una sola población, pero separa los datos en pesquerías con base en cierto grado en diferencias espaciales en el tamaño de los peces capturados, pero también en consideraciones de ordenación y la distribución del esfuerzo. La pesquería de cerco sobre objetos flotantes después de 1992 está separada en cuatro pesquerías y la pesquería de palangre está dividida en dos pesquerías, al norte y al sur de 15°N (Figura 1). Históricamente, se han realizado también varias versiones de una evaluación del Pacífico entero (Hampton y Maunder 2005), pero no han sido usadas para asesoramiento de ordenación. Diferencias en las tasas de crecimiento, los calendarios de madurez, y otra información del ci-

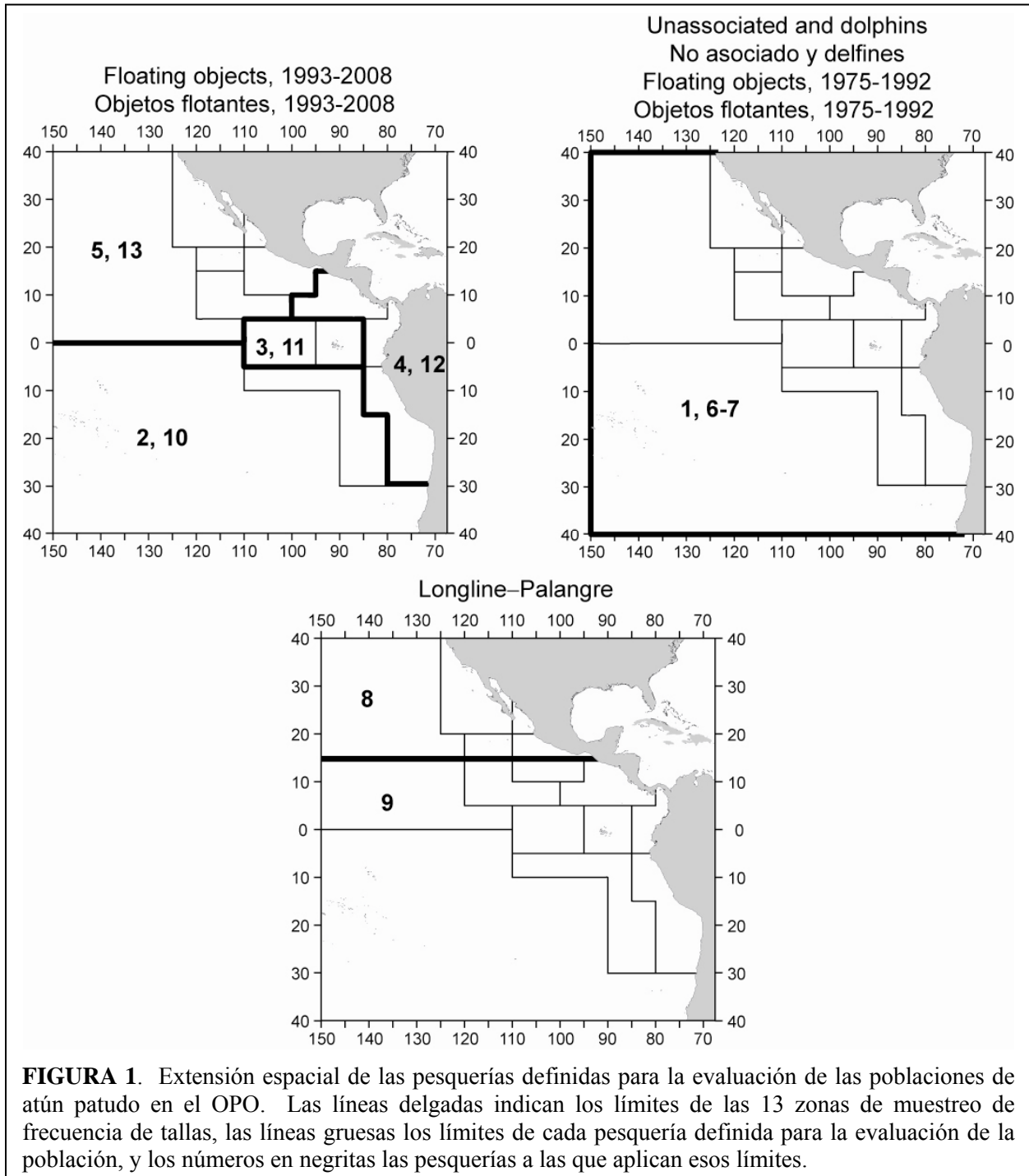


FIGURA 1. Extensión espacial de las pesquerías definidas para la evaluación de las poblaciones de atún patudo en el OPO. Las líneas delgadas indican los límites de las 13 zonas de muestreo de frecuencia de tallas, las líneas gruesas los límites de cada pesquería definida para la evaluación de la población, y los números en negritas las pesquerías a las que aplican esos límites.

BORRADOR

clo vital entre el Océano Pacífico oriental y occidental hacen problemáticas las evaluaciones del Pacífico entero. Los resultados de esas evaluaciones han sido generalmente similares a aquéllos de la región del OPO obtenidos del modelo de evaluación del OPO si se usan las mismas tasas de crecimiento en ambos modelos (Hampton y Maunder 2006).

Schaefer (2009) analizó la información sobre la estructura de la población de atún patudo en el Océano Pacífico. Con base en datos de maduración, composición por tamaño, y captura por unidad de esfuerzo (CPUE), el desove ocurre en amplias regiones del Pacífico ecuatorial durante la mayoría de los meses del año, sin ninguna indicación de la estructura de la población. Un estudio genético no produjo pruebas de diferenciación genética de patudo en el Pacífico. No se han realizado aparentemente investigaciones de diferencias geográficas en los caracteres morfométricos o merísticos, ni en marcadores biológicos que ocurren naturalmente en el patudo en el OPO. Datos de marcado en el OPO (Schaefer y Fuller 2009) indican, sin embargo, que el patudo demuestra fidelidad regional al área principal de liberación de marcas, cuya productividad biológica es muy alta, y sugiere un nivel muy bajo de mezcla de patudo entre el Océano Pacífico oriental y occidental. De los 6.562 patudos recapturados al fin de períodos de libertad de más de 30 días, 95% fueron recapturados a menos de 1.017 millas de sus posiciones de liberación. Los desplazamientos de patudo inferidos de peces marcados in el Pacífico occidental y Hawai sugieren asimismo contundentemente desplazamientos horizontal relativamente limitados y fidelidad regional a áreas geográficamente confinadas. En el OPO, parece existir una discontinuidad alrededor de 10°N en la distribución de las capturas de palangre. Los estudios de marcado de patudo emprendidos recientemente en el OPO ecuatorial demuestran que los desplazamientos están limitados principalmente a la región ecuatorial, y no se observó ningún desplazamiento de la región del sur a la del norte de la distribución de la captura de palangre. El patudo dentro de esas dos regiones del OPO, separadas en aproximadamente 10°N, puede potencialmente representar sub-poblaciones norte y sur espacialmente segregadas, con poca mezcla entre las dos.

Se han aplicado métodos de árbol de regresión multivariables a las tendencias de CPUE y los datos de composición por talla de las pesquerías de palangre y de cerco. Los resultados sugieren que existe estructura espacial en la población de patudo en el OPO. Hubo cierta similitud entre la estructura espacial identificada a partir de las distribuciones de composición por talla de palangre y aquella de las tendencias de esfuerzo de la CPUE de palangre. Análisis separados de los dos tipos de datos indicaron una partición alrededor de 150°O, consistente con la definición actual del límite occidental del área de la pesquería del OPO. Además, fueron indicadas particiones latitudinales del OPO alrededor de 10-15°N, en la línea ecuatorial, y en 15°S, y una partición costera longitudinal alrededor de 95°-100°O. La partición latitudinal alrededor de 15°N es asimismo consistente con la estratificación actual de la evaluación de la población para la pesquería de palangre. Los resultados del análisis de datos de cerco de composición por talla señalan una partición costa/alta mar en el OPO en 110°O. Además, hubo cierta evidencia que la región costera debería ser dividida de nuevo en un área ecuatorial entre 10°S-5°N, y una partición costera adicional a lo largo de 90°O. Esta estratificación del OPO muestra cierta similitud con aquella que se usa en la evaluación de cerco de la población (Figura 1). Los datos de CPUE de la pesquería de cerco no arrojan información sobre la estructura espacial.

Diferencias en los datos de composición por talla sugieren que, como mínimo, se deberían modelar pesquerías separadas con selectividades diferentes. Este es el método usado actualmente en la evaluación del patudo. No obstante, esto podría indicar también indicar que es necesario modelar sub-poblaciones. Diferencias en la CPUE entre áreas podrían indicar mermas locales, y sugieren también que se debería modelar poblaciones separadas o sub-poblaciones que interactúan. No obstante, diferencias espaciales en la estructura por edad podría también causar tendencias de CPUE diferentes.

Se realizó una evaluación preliminar de la estructura espacial en la evaluación de la población de patudo en el OPO. El OPO fue dividido en cuatro regiones geográficas principales – costera, central, norte, y sur – sin ninguna mezcla de peces supuesta entre regiones. Se realizó una evaluación de la población independiente para cada región. Los análisis preliminares muestran diferencias en los niveles de merma de

BORRADOR

patudo entre regiones geográficas en el OPO. Estos resultados indican que se debería considerar escalas espaciales más pequeñas. No obstante, tendencias similares del reclutamiento indican que las subpoblaciones de patudo podrían estar conectadas mediante el reclutamiento o procesos de reclutamiento similares. En el Documento [BET-01-02b](#) se presentan resultados detallados de las evaluaciones de patudo con estructura espacial in.

2. CRECIMIENTO

El crecimiento es uno de los principales procesos poblacionales modelados en las evaluaciones de de la población y puede ejercer una influencia importante sobre las estimaciones de las cantidades de ordenación. Las estimaciones del crecimiento son problemáticas en el caso del atún patudo porque se dispone de datos exactos de edad solamente hasta aproximadamente los cuatro años de edad, tras lo cual los anillos diarios que se usan para determinar la edad se vuelven difíciles de identificar (Schaefer y Fuller 2006). Los datos de marcado pueden también ser usados para estimar el crecimiento, pero desgraciadamente, es difícil capturar patudos grandes para marcarlos y se dispone de muy pocos datos de individuos grandes.

Una curva de crecimiento de von Bertalanffy ajustada a datos de edad-talla basados en incrementos diarios de otolitos estima un crecimiento que es casi lineal en el rango de edades para los que se dispone de datos (hasta los cuatro años solamente, de una longevidad estimada de al menos 15 años). Dados los datos disponibles para los peces más jóvenes, es difícil hacer que la curva de crecimiento se doble a una talla razonable para los individuos viejos sin dejar de ajustarse a los datos de edad-talla. Esto implica un tamaño muy grande y poco realista para los individuos viejos cuando se extrapola el modelo hasta las edades mayores. Por lo tanto, la curva de crecimiento más flexible de Richards es una mejor opción para representar adecuadamente la talla por edad promedio del patudo. El parámetro de talla asintótica es generalmente fijado en un valor que representa el tamaño medio de los patudos de mayor edad observados en las muestras de composición por tamaño.

En las dos evaluaciones previas de la población de patudo (Aires-da-Silva y Maunder 2009; 2008), la talla por edad usada en el modelo de evaluación modelo fue basada en la curva de crecimiento de von Bertalanffy. Esto se debe principalmente a que todavía no se cuenta con una función de Richards en *Stock Síntesis* (Versión 2). Los parámetros de la curva de crecimiento de von Bertalanffy fueron estimados con base en la mejor correspondencia de talla por edad usada en las evaluaciones previas que usaron una curva de Richards. La última evaluación (Aires-da-Silva y Maunder 2010) supone la función de crecimiento de von Bertalanffy igual que las dos evaluaciones previas. No obstante, se cuenta ahora con una curva de crecimiento de Richards en *Stock Síntesis* (Versión 3). Por lo tanto, se realizó un análisis de sensibilidad que usa la función de crecimiento de Richards recién implementada. Este supuesto mejoró el ajuste del modelo a los datos, particularmente a aquéllos de edad por tamaño (lecturas de otolitos) y composición por tamaño del patudo. Como resultado, el personal de la CIAT señaló que una curva de crecimiento de Richards podría potencialmente ser supuesta como el modelo de caso base en evaluaciones futuras.

Se realizaron análisis de sensibilidad para investigar las diferencias en los resultados obtenidos al usar las curvas de crecimiento de von Bertalanffy y de Richards y los valores de talla media del grupo plus (ver detalles en el Documento [BET-01-03](#)). En breve, el modelo de evaluación de poblaciones es muy sensible a los supuestos del modelo acerca del tamaño medio del atún patudo de mayor edad porque el modelo es ajustado a los datos de composición por talla. Si se supone que los individuos más viejos son demasiado pequeños, entonces el modelo predice que pocos viven hasta los tamaños grandes observados en los datos de composición por talla y se estima una tasa de explotación baja. Si se supone que los individuos más viejos son muy grandes, entonces el modelo predice que demasiados viven hasta llegar a tamaños mayores que aquéllos observados en los datos de composición por talla y se estima una tasa de explotación alta. Ocurre también un efecto similar en el caso de las estimaciones de la variación de talla por edad, que es también un componente importante de la estimación del crecimiento. Las cantidades de ordenación fueron altamente sensibles al valor supuesto de la talla media del grupo plus. En general, los resultados fueron más optimistas (menos mermados y mortalidad por pesca más baja) si se supuso que la

BORRADOR

talla media del grupo plus es más baja.

A fin de mejorar las estimaciones del crecimiento, se realizó un análisis para combinar los datos de edad-talla con los datos de marcado de incrementos de crecimiento usando la información sobre los individuos más grandes de los datos de marcado de incrementos de crecimiento. Debido a la diferencia entre los modelos estocásticos de edad-talla y los modelos de incrementos de crecimiento, las edades de liberación en el componente de marcado de incrementos del modelo fueron tratadas como efectos aleatorios. El modelo incluyó también un sub-modelo para modelar el encogimiento en los datos de marcado de incrementos de crecimiento. Las nuevas estimaciones del crecimiento siguen problemáticas, con una estimación de la talla de los individuos viejos alta de forma poco realista. Esto se debe probablemente a la falta de datos de los individuos viejos y a que los datos de individuos pequeños dominen la forma funcional. Es necesaria una mejor forma de ponderar los puntos de datos individuales para permitir a los individuos más viejos influir más en la curva de crecimiento.

La variación de la talla por edad puede ser igual de influyente que la talla media por edad. Los datos de edad-talla pueden también proveer información sobre la talla media por edad. Desgraciadamente, los datos de edad-talla no fueron tomados al azar; fueron tomados para cubrir una gama de tamaños para proveer información sobre el tamaño por edad. Por lo tanto, estos datos no brindan una buena medida de la variación de la talla por edad. En la evaluación previa con A-SCALA, se usó probabilidad condicional para aplicar una verosimilitud apropiada a los datos y estimar la variación de la talla por edad. En la evaluación actual se usa esta medida de la variación de la talla por edad. Es una función lineal de la talla medio por edad.

3. CAPTURA POR UNIDAD DE ESFUERZO

Los datos de captura por unidad de esfuerzo (CPUE) son los únicos datos disponibles para crear índices de abundancia para el atún patudo en el OPO. No se han realizado censos de la abundancia del atún en el OPO. Se dispone de datos de CPUE de tanto la pesquería de palangre como la de cerco. Los datos de CPUE de palangre proveen información sobre el patudo grande, mientras que los datos de CPUE de cerco proveen información sobre el patudo pequeño. Por lo tanto, es informativo contar con datos de CPUE de ambos tipos de pesquería. Se considera que las CPUE de las pesquerías de cerco proveen índices de abundancia menos fiables debido a que su blanco son las agregaciones de atunes. La ponderación de los datos de CPUE es determinada mediante la estimación de una constante aditiva sobre la desviación estándar de la verosimilitud para cada pesquería. No se usa la CPUE de ciertas pesquerías de cerco en el modelo (pesquerías sobre objeto flotante temprana, objeto flotante costera, y delfín/no asociada temprana y tardía), debido principalmente a que el esfuerzo es bajo o a que la CPUE es demasiado variable.

Se calcula la CPUE de cerco como la captura dividida por el número de días de pesca. Se supone que los días de pesca son una medida mejor del esfuerzo que el número de lances porque se relaciona con el tiempo de búsqueda. No obstante, los objetos flotantes llevan tecnología de localización y el éxito se relaciona más con el número de peces bajo un plantado examinado que la capacidad de encontrar plantados. Ya que los buques pueden realizar distintos tipos de lance (asociado con objeto flotante, asociado con delfines, no asociado) durante un viaje, no se sabe la cantidad de tiempo dedicado a la pesca con un tipo de pesca particular. El número de días de pesca por tipo de lance es calculado mediante una regresión del total de los días de pesca y el número de lances para los tres tipos de lance. Los coeficientes estimados son el número de días de pesca correspondiente a un solo lance de cada tipo de lance. A continuación pueden ser multiplicados por el número de lances por tipo de lance para estimar el número de días de pesca por tipo de lance.

Los datos de CPUE de palangre son estandarizados, usando un modelo lineal general delta-lognormal en el cual las variables explicativas son latitud, longitud, y anzuelos por canasta. En estos análisis se usan solamente datos de palangre japoneses porque los datos detallados de la flota japonesa cubren un mayor número de años. La profundidad de pesca del arte de palangre ha cambiado con el tiempo a medida que la pesquería ha dirigido el esfuerzo hacia el atún patudo. La profundidad de pesca del arte se relaciona

BORRADOR

con el número de anzuelos por canasta; como más anzuelos, mayor la profundidad de pesca del arte. Este cambio en la profundidad ha hecho el patudo más vulnerable a la pesquería de palangre y por lo tanto se ha usado anzuelos por canasta en la estandarización del modelo lineal general. Han sido usados además varios otros métodos para estandarizar la CPUE de palangre, incluidos los árboles de regresión (Watters y Deriso 2000), redes neuronales (Maunder y Hinton 2006), el modelo estadístico de estandarización basada en hábitat (Langley *et al.* 2005; Maunder *et al.* 2006). Estos modelos relacionan la profundidad de pesca con los datos ambientales en esa profundidad y la preferencia ambiental del atún patudo. En general, los diferentes métodos usados para estandarizar la CPUE no ejercen una gran influencia sobre los índices de abundancia estimados. Análisis en el Océano Pacífico occidental y central (Pacífico central y occidental) han demostrado que la inclusión de latitud y longitud elimina la necesidad de un efecto de hábitat en satHBS, lo cual indica que latitud y longitud podrían ser sustitutos de hábitat y que el hábitat es razonablemente constante con el tiempo.

Se realizó un análisis de sensibilidad en el que los únicos datos de CPUE usados en el modelo de evaluación de poblaciones fueron los de la pesquería de palangre del sur (al sur de 15°N, Figura 1). Los resultados son moderadamente diferentes del caso base. En particular, se estima que la biomasa reproductora actual está por encima del nivel correspondiente al RMS. Se realizó un análisis de sensibilidad que usa reponderación iterativa para investigar la ponderación de los conjuntos de datos. Específicamente, se determinaron de forma iterativa las desviaciones estándar y tamaños de muestra apropiados para las funciones de verosimilitud, a partir del ajuste a los datos. Al aplicar la reponderación iterativa, se asignó una mayor ponderación a los datos de composición por talla y el ajuste a los datos de CPUE de la pesquería de palangre del sur fue pobre. Se estimó que la población está mucho más mermada que en el caso base.

La evaluación del atún patudo supone que la capturabilidad es constante con el tiempo. Cualquier tendencia en la capturabilidad es en cierto grado absorbida en la estimación de la desviación estándar de la función verosimilitud. Los análisis previos han estudiado las tendencias en la capturabilidad de las pesquerías de cerco, bajo el supuesto que la capturabilidad de palangre ha permanecido constante. Análisis recientes por científicos de la Secretaría de la Comunidad del Pacífico (SPC) (Hoyle 2009) indican la capturabilidad de palangre va en aumento (la eficacia de los buques pesqueros aumenta) con el tiempo (un 0,4-1,0% por año). El aumento de la capturabilidad fue determinada mediante un análisis de incremento del efecto de buque de los nuevos buques que ingresan a la pesquería. Realizamos un análisis de sensibilidad en el que la capturabilidad aumento un 1% por año. El ajuste a los datos fue peor que en el caso base. Los resultados son similares al caso base excepto que la biomasa actual es más reducida.

La evaluación del patudo estructurada espacialmente en el Pacífico central y occidental supone que la capturabilidad y selectividad son iguales para cada área. Esto provee información sobre la abundancia relativa entre áreas. Los factores de ponderación que modifican la capturabilidad son calculados con base en la suma del término de interacción latitud-longitud de un área. En la evaluación del OPO, la capturabilidad de las pesquerías de palangre del norte y del sur son estimadas como parámetros separados.

4. RECLUTAMIENTO

El nivel medio de reclutamiento, la relación entre el reclutamiento y los reproductores, y la variabilidad temporal del reclutamiento son determinantes importantes del rendimiento y del estatus de la población. La serie de tiempo de reclutamiento estimado del atún patudo muestra varias características notables. En primer lugar, las estimaciones antes de 1995 son más bajas, más inciertas, y menos variables. La alta incertidumbre y baja variabilidad se deben a la falta de datos de composición por talla de los individuos pequeños antes de 1995. Esto se debe a que la pesquería sobre objetos flotantes fue relativamente pequeña y limitada al área costera, por lo que se modeló solamente una pesquería sobre objetos flotantes. A medida que se extendió la pesquería sobre objetos flotantes, se cuenta con más datos y las estimaciones son ahora más precisas y la variabilidad en el reclutamiento no está ahora extendida por múltiples años. El incremento del reclutamiento promedio a partir de 1995 podría ser un artefacto del modelado debido a la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes.

BORRADOR

Existen al menos dos hipótesis distintas sobre el cambio en el reclutamiento promedio en 1995: 1) ocurrió un cambio de régimen en los factores que afectan el reclutamiento y 2) el cambio es un artefacto del modelo debido al incremento de la captura de individuos pequeños por la pesquería de cerco. Otra posibilidad menos obvia es un artefacto del modelo debido a la reducción del esfuerzo de palangre desde principios de los años 1990. Es importante determinar la causa del cambio en los niveles de reclutamiento porque el motivo subyacente podría afectar los supuestos hechos al calcular las cantidades de ordenación. Ya que el reclutamiento medio estimado cambia con el tiempo, el período de tiempo usado para definir el reclutamiento medio afecta las cantidades de ordenación. El rendimiento máximo sostenible (RMS), la biomasa en ausencia de pesca (B_0), y la biomasa correspondiente al RMS (B_{RMS}) dependen del reclutamiento medio. En la actualidad, el reclutamiento medio usado en el cálculo de estas cantidades es definido durante el período entero modelado (1975 al presente) porque los cálculos se basan en la relación Beverton-Holt de reclutamiento a la población con una inclinación de 1 (o sea, el reclutamiento medio es igual al reclutamiento virgen). Si se usan los datos del período después de 1995 para calcular estimar el reclutamiento medio, el RMS, B_{RMS} , y B_0 serán mayores. La mortalidad por pesca actual y la mortalidad por pesca correspondiente al RMS no serán afectadas. El reclutamiento usado en las proyecciones será también mayor. Esto significa que los rendimientos posibles serán mayores, las proyecciones serán más optimistas para los mismos niveles de captura, pero se estimará que la población actual se encuentra más mermada con respecto a B_{RMS} y B_0 .

Se realizaron varios análisis de sensibilidad para investigar la posibilidad que el incremento del reclutamiento sea un artefacto de los supuestos usados en el modelo de evaluación (ver detalles en el Documento [BET-01-05](#)). Se ha sugerido que el incremento del reclutamiento es un artefacto de que la mortalidad natural de los individuos pequeños es demasiado baja en el modelo, por lo que en los años tempranos los individuos que alcanzan las pesquerías de palangre representan un número mayor de reclutas que murieron debido a mortalidad natural. Un análisis de sensibilidad a la mortalidad natural de individuos jóvenes ejerce poca influencia sobre las estimaciones relativas de reclutamiento entre los dos períodos de tiempo. No obstante, suponer que la mortalidad natural es mayor para los individuos más viejos (individuos maduros) incrementa el reclutamiento medio correspondiente a los años tempranos con respecto a los años posteriores. Esto podría ser consecuencia de la reducción de la captura en las pesquerías de palangre. No obstante, para que el reclutamiento medio sea igual para los dos períodos es necesario un incremento no realista de la mortalidad natural.

El incremento del reclutamiento podría ser debido a la expansión del área explotada por la pesquería sobre objetos flotantes o a algún otro aspecto de la estructura espacial de la pesquería o población. Los análisis de sensibilidad que modelaron subáreas como poblaciones independientes redujeron el cambio en el reclutamiento en algunas áreas, pero no en otras. El cambio en el reclutamiento fue mayor en las áreas en las que el incremento de la pesca sobre objetos flotantes fue máximo.

Una posibilidad para evitar el sesgo potencial indicado por el cambio en el reclutamiento es iniciar el modelo en 1995, después de ocurrir del cambio en el reclutamiento y la expansión de la pesquería sobre objetos flotantes. Iniciar el modelo en fecha posterior causa pérdida de información, pero esta pérdida podría ser mínima en comparación con el sesgo. Por un lado, hay muchos menos datos de composición por talla y CPUE de las pesquerías de cerco antes de 1995, por lo que la pérdida no es tan grande. Por otro lado, se estima que la población viene disminuyendo desde 1990, por lo que se perdería cierto contraste en el nivel de biomasa.

La inclinación de la relación población-reclutamiento puede ejercer un impacto grande sobre las cantidades de ordenación estimadas (por ejemplo, B/B_{RMS} y la mortalidad por pesca relativa a la mortalidad por pesca correspondiente al RMS (F/F_{RMS})), pero los impactos sobre las estimaciones absolutas o tendencias en el reclutamiento y biomasa son generalmente mucho menores. La estimación de verosimilitud máxima (MLE) de la inclinación es 1,0, lo cual indica que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población. No obstante, un análisis de simulación de poblaciones genéricas y poblaciones reales indica que la inclinación es difícil de estimar, y frecuentemente la estimación es 1,0 aun cuando el valor real es mu-

BORRADOR

cho menor. El análisis de simulación también señala que, en términos de maximizar el rendimiento, es mejor subestimar la inclinación que no sobreestimarla. Esto se debe a que la curva de rendimiento es plana cuando la inclinación es alta, por lo que subexplotar la población tendrá solamente una influencia pequeña sobre el rendimiento, mientras que la curva de rendimiento tiene más forma de domo cuando la inclinación es baja.

5. RESIDUALES DE LA COMPOSICIÓN POR TAMAÑO

Existe un patrón notorio en los residuales de la composición por talla de palangre que indica una especificación incorrecta en el modelo. En la pesquería de palangre del sur, el modelo predice más individuos pequeños que los observados antes de 1990 y más individuos grandes después de 1990. Este cambio en el patrón de residuales ocurre pocos años antes de la expansión completa de la pesquería sobre objetos flotantes. No obstante, sí se relaciona con un período en el cual la profundidad de pesca de los anzuelos en la pesquería de palangre (basada en anzuelos entre flotadores) cambia más que en los otros períodos de tiempo. Los datos de CPUE son estandarizados con respecto a los anzuelos entre flotadores, pero los datos de composición por talla no.

El patrón de residuales podría ser consecuencia de la estructura espacial en la pesquería de palangre y un cambio en la distribución de esfuerzo entre las distintas áreas. Se realizó un análisis de sensibilidad que divide la pesquería de palangre en más pesquerías a partir de la estructura espacial (ver detalles en el Documento [BET-01-06](#)). Este análisis descubrió un patrón de residuales reducido en algunas áreas, pero persistió en otras.

Una forma de tratar el patrón de residuales es suponer que la selectividad y capturabilidad cambiaron por algún motivo desconocido en 1990 e incorporar esto en el modelo. A análisis de sensibilidad que usa este supuesto eliminó el patrón de residuales. No obstante, usar este supuesto rompe el vínculo entre los dos períodos en los datos de CPUE (y composición por talla) y causa una pérdida de información. Alternativamente, se podría usar una covariable (por ejemplo, anzuelos entre flotadores) como covariable de selectividad, lo cual esencialmente estandarizaría los datos de composición por talla de forma similar a aquella con la que se estandariza los datos de CPUE para anzuelos entre flotadores. Iniciar el modelo a mediados de la década de 1990 eliminaría también el residual problemático, y al mismo tiempo evitaría los problemas con el cambio en el reclutamiento.

6. CÓMO USAR LOS DATOS DE MARCADO EN LA EVALUACIÓN DE LA POBLACIÓN

La CIAT ha reunido datos de marcado de atún patudo durante la última década, y la información de estos datos podría ser usada en el modelo de evaluación de poblaciones, o para proveer información para el mismo. Se han obtenido datos de marcas tanto convencionales como archivadoras. Actualmente, los datos de marcado son analizados fuera del modelo de evaluación de poblaciones. La información es usada para estudiar los desplazamientos horizontales y verticales, comportamiento, utilización de hábitat, y crecimiento, entre otros. No se ha usado nada de esto en la evaluación todavía. Los datos de incrementos de crecimiento del marcado pueden ser usados para ayudar a estimar el crecimiento de la forma antes comentada. La información de comportamiento y hábitat puede ser usada en la estandarización de la CPUE de cerco y de palangre. Los datos de marcado podrían ser integrados en el modelo de evaluación de poblaciones para proveer información sobre los desplazamientos y la mortalidad, tal como se hizo en el caso del patudo en el Pacífico central y occidental. No obstante, las liberaciones de las marcas provienen principalmente del área núcleo de la pesquería de cerco, y el desplazamiento fuera de esta área ha sido limitado. El alcance del marcado reciente y futuro es más amplio, y a medida que se disponga de estos datos, podrán también ser usados en las evaluaciones.

El uso de los datos de marcado en el modelo de evaluación para estimar los desplazamientos y/o la mortalidad es problemático debido al alcance espacial limitado de las liberaciones. Dos métodos posibles para usar los datos pese a este problema son 1) desarrollar una evaluación basada en el área en la cual los peces marcados fueron liberados y 2) tomar las estimaciones de dispersión de los datos de marcado y usarlas

BORRADOR

para estimar el desplazamiento entre áreas. El primer método es similar a aquél usado en el Pacífico central y occidental, excepto que se modelaría solamente una sola población aislada en el área central. Las recuperaciones fuera del área podrían ser incluidas en el área con el supuesto que la mortalidad por pesca fuera del área es similar a aquélla dentro del área. Este método no usaría información sobre desplazamientos. El segundo método usaría solamente información sobre desplazamientos, y supone que los desplazamientos ocurren solamente mediante difusión y que el proceso de difusión es igual en cada área. Los desplazamientos a través de los límites de las áreas tendrían que tomar en consideración la distribución espacial de individuos dentro de un área (por ejemplo, mediante el uso de CPUE a escala fina) para que las áreas de baja densidad que no tocan los límites no ejerzan una influencia desproporcionada sobre las estimaciones de desplazamiento.

7. OTROS TEMAS

7.1. Puntos de referencia

El mandato de la CIAT es mantener el tamaño de la población en un nivel que soporte el RMS. Esto implica que la biomasa esté en, o por encima de, B_{RMS} . Implica también que la mortalidad por pesca esté generalmente en, o por debajo de, F_{RMS} . Por lo tanto, reportamos los resultados de la evaluación relativos a B_{RMS} , la biomasa reproductora correspondiente al RMS (S_{RMS}), y la mortalidad por pesca correspondiente a F_{RMS} . Ya que existen múltiples artes de pesca y no hay una edad real plenamente seleccionada, no reportamos F_{RMS} , sino la cantidad por la cual F actual (el promedio de los tres años más recientes) necesita ser escalada para obtener F_{RMS} . La existencia de artes múltiples añade la complejidad que los puntos de referencia dependen de la F por edad, y ésta cambia a medida que cambia la distribución del esfuerzo entre las artes.

El punto de referencia $S_{RMS}/S_0 = 0,19$ es bajo comparado con lo que se esperaría para una población similar. Esto se debe en parte al supuesto que el reclutamiento es independiente del tamaño de la población y que una gran proporción de la captura consiste en peces jóvenes. Las características biológicas de crecimiento, mortalidad natural, y madurez podrían también desempeñar un papel. Si se fija la inclinación de la relación población-reclutamiento en 0,75, S_{RMS}/S_0 aumenta a 0,29. No queda claro si se debería seguir usando el valor de 0,19 o si se debería usar algún otro sustituto (ver la sección anterior sobre la relación población-reclutamiento).

7.2. Mortalidad natural por edad y sexo

La mortalidad natural es uno de los parámetros de mayor influencia en los modelos de evaluación de poblaciones. Desgraciadamente, es también uno de los más inciertos. Típicamente, se supone que la mortalidad natural es una sola constante, pero en realidad puede variar con la edad, el tiempo, el sexo, u otras características. En la evaluación del atún patudo, se usa un calendario de mortalidad natural por edad y sexo, basado parcialmente en supuestos y parcialmente en datos. Se supone que existe una disminución lineal de la mortalidad natural de un nivel alto en edad 0 a un nivel más bajo en edad 5 trimestres, y que posteriormente es constante hasta la madurez. A partir de la madurez, la mortalidad natural de las hembras aumenta. Ya que no todas las hembras son maduras a una cierta edad, la mortalidad natural es un promedio ponderado de la mortalidad natural de hembras maduras y aquélla de las hembras inmaduras. Se supone que la mortalidad natural de los machos no cambia cuando maduran. Se usan estos supuestos para construir un modelo de mortalidad natural, que es entonces ajustado a los datos de proporción de sexos y las estimaciones de mortalidad natural de los datos de marcado en el Pacífico central y occidental.

Maunder *et al.* (2010) aplicaron un análisis de cohortes, usando estos supuestos y datos, a los datos de marcado con la intención de mejorar las estimaciones de mortalidad natural. Estas estimaciones fueron consistentes con aquéllas usadas actualmente en la evaluación, pero fueron muy imprecisas debido a la incertidumbre en las tasas de notificación, la falta de peces grandes marcados, y la baja mezcla entre la pesquería sobre objetos flotantes y la pesquería de palangre.

El valor de mortalidad natural para el tamaño de los peces capturados en la pesquería ejerce un efecto sus-

BORRADOR

tancial sobre las estimaciones de abundancia absoluta y las cantidades de ordenación. Se realizaron varios análisis de sensibilidad.

7.3. Selectividad

Se supone que la selectividad es asintótica para la pesquería de palangre del sur y se permite que tenga forma de domo para las otras pesquerías, excepto las pesquerías de descarte. Se fijan las selectividades de las pesquerías de descarte que capturan peces pequeños. Se supone que las selectividades permanecen constantes con el tiempo, excepto aquéllas definidas como pesquerías separadas que son desglosadas por tiempo (la pesquería sobre objetos flotantes temprana y las otras pesquerías de cerco).

Existe una cantidad sustancial de variabilidad temporal y espacial en los datos de composición por talla, especialmente aquéllos de las pesquerías de cerco. Esto podría indicar que el modelo de evaluación debería tomar en cuenta variabilidad temporal adicional de la selectividad para que se extraigan de la pesquería los peces de tamaño correcto y que los datos de cerco de composición por talla ejerzan menos influencia sobre los resultados de la evaluación.

Se usa la función de selectividad normal doble aplicada en la síntesis de la población para aplicar la selectividad en forma de domo. Se fijan las selectividades de los patudos más pequeños en cero. Se fijan las selectividades de los patudos más grandes en cero para las pesquerías sobre objetos flotantes y son estimadas (usando la opción -999) para las otras pesquerías.

7.4. Covariables ambientales

Se han usado covariables ambientales a la evaluación de la población de patudo para ayudar a estimar y predecir el reclutamiento. En algunos años las covariables han sido significativas, y en otros años no. Es posible que las estimaciones pobres de reclutamiento antes de 1995 y el cambio en el reclutamiento promedio hagan que las correlaciones sean difíciles de detectar. Se podría usar las covariables para modelar otros procesos, tales como la capturabilidad, selectividad, y crecimiento.

7.5. Métodos usados para crear los datos de composición por talla

Los datos de composición por talla son un componente importante de la evaluación de la población de atún patudo. Los datos son juntados por área en las pesquerías definidas para la presente evaluación. La captura de cerco es muestreada por bodega. Se podría asumir que cada bodega es una muestra independiente de la composición por talla de la pesquería respectiva. Alternativamente, se podría ponderar las muestras por el patudo en una bodega, la captura en un viaje, y/o la captura en un estrato de área de medición de la composición por talla. El diseño del muestreo se basa en áreas de muestreo de composición por talla desarrolladas para el atún aleta amarilla, lo cual podría no ser razonable para el atún patudo. El tamaño de la muestra en el caso de los datos de cerco de composición por talla es el número de bodegas muestreadas. Esto suele ser menos que lo que indica el ajuste del modelo a los datos. Se podría usar un procedimiento *bootstrap* para investigar la varianza (relativa) que se debe usar en las funciones de verosimilitud.

7.6. Inclusión de datos de edad condicionados por talla

Se dispone de datos de edad limitados para el atún patudo en el OPO. No fueron obtenidos al azar, y fueron tomados para proveer información sobre una amplia gama de edades. Se usan los datos para calcular los parámetros de crecimiento que se usan en el modelo de evaluación de poblaciones. La síntesis de la población posee la capacidad de incluir datos de edad condicionados por talla. Los datos de edad podrían ser incluidos en el modelo para proveer información sobre la talla media por edad y la variación de la talla por edad.

7.7. Datos de captura

Los datos de captura de atún patudo en el OPO podrían no ser exactos debido a capturas no reportadas o incorrectamente reportadas. El atún patudo es a veces identificado o reportado incorrectamente como

BORRADOR

aleta amarilla, o hasta barrilete. La CIAT realiza muestreos de composición por especie para determinar la composición por especies de la captura. Se ajusta la captura histórica con base en estos cocientes. Es poco probable que las capturas tempranas de atún patudo fueran grandes, dado que el esfuerzo de cerco sobre objetos flotantes fue bajo.

Hay varias flotas de palangre en América Central y del Sur que posiblemente no reporten sus capturas de atún patudo. Aunque estas flotas consisten en capacidades relativamente pequeñas comparadas con los buques de palangre de aguas lejanas, el número de buques podría ser considerable y las capturas grandes.

REFERENCIAS¹

- Aires-da-Silva, A., and Maunder, M.N. 2010. Status of bigeye tuna in the eastern Pacific Ocean in 2008 and outlook for the future. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report, 10: in preparation.
- Fonteneau, A. 2007. Proposals targeting a better understanding of the IATTC stock assessment results. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Working Group to Review Stock Assessments, Eighth Meeting, SAR-8-12a.
- Fonteneau, A., and Ariz, J. 2008. An overview of 10 years of IATTC bigeye stock assessments in the eastern Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Working Group to Review Stock Assessments, Ninth Meeting, SARM-9-11d.
- Hampton J. 2000. Natural mortality rates in tropical tunas: size really does matter. Canad. Jour. Fish. Aquat. Sci., 57 (5): 1002-1010.
- Hampton, J., and Fournier, D.A. 2001. A spatially disaggregated, length-based, age-structured population model of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the western and central Pacific Ocean. Mar. Fresh. Res., 52 (7): 937-963.
- Hampton, J., and Maunder, M.N. 2005. Comparison of Pacific-wide, western and central Pacific, and eastern Pacific assessments of bigeye tuna. WCPFC-SC1 SA WP-2-SUP.
- Hampton, J., and Maunder, M.N. 2006. An update of Pacific-wide assessment of bigeye tuna with comparisons with eastern Pacific assessment results. WCPFC-SC2-2006/SA IP-1.
- Harley, S.J., Maunder, M.N., and Deriso, R.B. 2005. Assessment of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean. Inter. Comm. C ons. Atlan. Tunas, Coll. Vol. Sci. Pap., 57 (2): 218-241.
- Hoyle, S.D. 2009. CPUE standardisation for bigeye and yellowfin tuna in the western and central Pacific Ocean. WCPFC-SC5-2009/SA-WP-1.
- Hoyle, S.D., Bigelow, K.A., Langley, A.D., and Maunder, M.N. 2007. Proceedings of the pelagic longline catch rate standardization meeting. WCPFC-SC3-ME SWG/IP-1.
- Hoyle, S.D., and Maunder M.N. 2006. Standardisation of yellowfin and bigeye CPUE data from Japanese longliners, 1975-2004. IATTC Working Group on Stock Assessments, Sixth Meeting, SAR-7-07. <http://www.iattc.org/PDFFiles2/SAR-7-07-LL-CPUE-standardization.pdf>.
- Hoyle, S.D., and Nicol, S. 2008. Sensitivity of bigeye stock assessment to alternative biological and reproductive assumptions. WCPFC-SC4-2008/ ME-WP-1
- IATTC staff. 2009. Comments by the IATTC Staff on Document SARM-9-11d. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Working Group to Review Stock Assessments, Ninth Meeting, SARM-9-INF-B.
- Langley, A., Bigelow, K., Maunder, M.N., and Miyabe, N. 2005. Longline CPUE indices for bigeye and yellowfin in the Pacific Ocean using GLM and statistical habitat standardisation methods. WCPFC-SC1 SA WP-8.
- Lennert-Cody, C.E., Minami, M., Tomlinson, P.K., and Maunder, M.N. 2010. Exploratory analysis of

¹ No se citan todas

BORRADOR

- spatial-temporal patterns in length-frequency data: an example of distributional regression trees. *Fish. Res.*, 102 (3): 323-326.
- Lennert-Cody, C.E., Roberts, J.J., and Stephenson, R.J. 2007. An analysis of gear effects on the presence of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the catches of the purse-seine fishery in the eastern Pacific Ocean. *ICES Jour. Mar. Sci.*, 65 (6): 970-978.
- Lennert-Cody, C.E., and Tomlinson, P.K. 2010. Evaluation of aspects of the IATTC port sampling design and estimation procedures for tuna catches. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report*, 10: in preparation.
- Matsumoto, T., and Bayliff, W.H. 2008. A review of the Japanese longline fishery for tunas and billfishes in the eastern Pacific Ocean, 1998-2003. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.* 24 (1): 1-187.
- 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 a cohort analysis with auxiliary information to tagging data. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report*, 10: in preparation.
- Maunder, M.N., and Harley, S.J. 2006. Evaluating tuna management in the eastern Pacific Ocean. *Bull. of Mar. Sci.*, 78 (3): 593-606.
- Maunder M.N., Harley, S.J., and Hampton, J. 2006. Including parameter uncertainty in forward projections of computationally intensive statistical population dynamic models. *ICES Jour. Mar. Sci.*, 63 (6): 969-979.
- Maunder, M.N., and Hinton, M.G. 2006. Estimating relative abundance from catch and effort data, using neural networks. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Spec. Rep.* 15: 19 pp.
- Maunder, M.N., Hinton, M.G., Bigelow, K.A., Langley, A.D. 2006. Developing indices of abundance using habitat data in a statistical framework. *Bull. Mar. Sci.*, 79(3): 545-559.
- Maunder, M.N., and Watters, G.M. 2003. A-SCALA: an age-structured statistical catch-at-length analysis for assessing tuna stocks in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.*, 22 (5): 433-582.
- Methot, R. D. 2005. Technical description of the Stock Synthesis II assessment program. NOAA Fisheries. http://www.sefsc.noaa.gov/sedar/download/S16_AW_04.pdf?id=DOCUMENT.
- Methot, R. D. 2009. User manual for Stock Synthesis. Model Version 3.04b. NOAA Fisheries.
- Pilling, G.M. 2007. Peer review of stock assessment of bigeye tuna in the western and central Pacific Ocean, including an analysis of management options. Report.
- Schaefer, K.M. 1999. Comparative study of some morphological features of yellowfin (*Thunnus albacares*) and bigeye (*Thunnus obesus*) tunas. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.*, 21 (7): 489-525.
- Schaefer, K.M. 2008. Stock structure of bigeye, yellowfin, and skipjack tunas in the eastern Pacific Ocean. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep.*, 9: 203-221.
- Schaefer, K.M., and Fuller, D.W. 2006. Estimates of age and growth of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean, based on otolith increments and tagging data. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.*, 23 (2): 33-76.
- Schaefer, K.M., and Fuller, D.W. 2009. Horizontal movements of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean, as determined from conventional and archival tagging experiments initiated during 2000-2005. *Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull.*, 24 (2): 189-248.
- Schaefer, K.M., Fuller, D.W., and Block, B.A. 2009. Vertical movements and habitat utilization of skipjack (*Katsuwonus pelamis*), yellowfin (*Thunnus albacares*), and bigeye (*Thunnus obesus*) tunas in the equatorial eastern Pacific Ocean, ascertained through archival tag data. In Nielsen, J.L., H. Arizabalaga, N. Fragoso, A. Hobday, M. Lutcavage, and J. Sibert (editors), *Tagging and Tracking of Marine Animals with Electronic devices*. Springer: 121-144.

BORRADOR

- Schaefer, K.M., Fuller, D.W., and Miyabe, N. 2005. Reproductive biology of bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern and central Pacific Ocean. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 23: 1-32.
- Smith, S.J. 2007. Report for the Center of Independent Experts on the stock assessment of bigeye tuna in the western and central Pacific Ocean.
http://www.pifsc.noaa.gov/do/peer_reviews/Smith2007PacificBigeyeTunaReview.pdf.
- Tomlinson, P.K. 2002. Progress on sampling the eastern Pacific Ocean tuna catch for species composition and length-frequency distributions. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assess. Rep. 2: 339-365.
- Wang, S.-P., Maunder, M.N., and Aires-da-Silva, A. 2009. Implications of model and data assumptions: an illustration including data for the Taiwanese longline fishery into the eastern Pacific Ocean bigeye tuna (*Thunnus obesus*) stock assessment. Fish. Res., 97 (1-2): 118-126.
- Wang, S.-P., Maunder, M.N., Aires-da-Silva, A. and Bayliff, W.H. 2009. Evaluating fishery impacts: application to bigeye tuna (*Thunnus obesus*) in the eastern Pacific Ocean. Fish. Res., 99 (-): 106-111.
- Watters, G., and Deriso, R. 2000. Catch per unit of effort of bigeye tuna: a new analysis with regression trees and simulated annealing. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull., 21 (8): 527-571.

OTRA INFORMACIÓN PERTINENTE

Reuniones de la CIAT sobre la metodología de evaluaciones de poblaciones

<http://www.fisheriesstockassessment.com/TikiWiki/tiki-index.php?page=IATTC+October+Stock+Assessment+Methodology+Workshops>

Una lista completa de referencias pertinentes al atún patudo

<http://www.fisheriesstockassessment.com/TikiWiki/tiki-index.php?page=Bigeye+review+2010+papers>

BORRADOR

Anexo A: Análisis de sensibilidad realizados en evaluaciones previas de la población de patudo en el OPO.

Tipo de análisis de sensibilidad	RMS	C_{recent}/RMS	B_{recent}/B_{RMS}	S_{recent}/S_{RMS}	$F_{multiplier}$
Watters y Maunder (2001) - SAR1 2001, año de evaluación 1999					
BC	73,177	1.07	2.11	2.29	1.6
M constante en 0.1	57,079	1.32	1.36	1.54	0.92
Watters y Maunder (2002) – SAR2 2002, año de evaluación 2000					
BC – r ambiental, q ambiental (F3), crecimiento fijo	64,727	1.89	1.11	1.83	0.9
sin r ambiental, crecimiento estimado	84,559	NA	NA	NA	1.65
r ambiental, crecimiento estimado	61,373	NA	NA	NA	1.01
r ambiental, ambiental q (toda F), crecimiento estimado	60,646	NA	NA	NA	0.98
r ambiental, ambiental q (F3), crecimiento estimado	60,430	NA	NA	NA	0.95
captura alternativa	66,135	NA	NA	NA	0.88
inclinación incrementada	68,603	NA	NA	NA	1.15
M reducida	71,353	NA	NA	NA	0.39
M incrementada	91,598	NA	NA	NA	2.09
Maunder y Harley (2002) – SAR3 2002, año de evaluación 2001					
BC (h=0.1)	70,061	1.11	1.1	0.74	1.85
h=0.75	61,780	1.26	1.01	0.67	0.97
h=1, captura coreana	59,462	1.31	1.23	0.93	0.99
método de composición por especies	2				
Harley y Maunder (2004) – SAR4 2004, año de evaluación 2002					
BC (h=0.1)	67,948	1.40	0.75	1.49	0.79
h=0.75	65,882	1.45	0.56	0.86	0.53
Estimaciones de enlatadora de la captura de cerco	63,256	1.14	0.93	1.66	0.88
captura de palangre coreana de SPC	78,895	1.32	1.21	2.45	1.08
CPUE estandarizada por hábitat	68,246	1.41	1.04	2.11	0.94
Reponderación iterativa	65,393	1.46	0.45	0.66	0.54
Harley y Maunder (2005) – SAR5 2005, año de evaluación 2003					
BC (h=0.1)	77,747	1.26	0.57	0.68	0.62
h=0.75	62,849	1.56	0.42	0.43	0.38
Datos de captura cerquera de descargas	76,113	1.16	0.77	0.80	0.80
M de juveniles incrementada	69,910	1.41	0.69	0.80	0.65

² Resultados no reportados en el informe

BORRADOR

Tipo de análisis de sensibilidad	RMS	C_{recent}/RMS	$B_{\text{recent}}/B_{RMS}$	$S_{\text{recent}}/S_{RMS}$	$F_{\text{multiplier}}$
Maunder y Hoyle (2006) – SAR6 2006, año de evaluación 2004					
BC (h=0.1)	95,572	1.05	0.76	0.59	0.57
h=0.75	91,270	1.13	0.54	0.41	0.41
Maunder y Hoyle (2007) – SAR7 2007, año de evaluación 2005					
BC (h=0.1)	106,722	1.00	1.10	0.88	0.68
h=0.75	102,263	1.06	0.78	0.61	0.51
Linf=171.5 cm	140,329	0.77	1.74	1.68	1.44
Linf=201.5 cm	107,812	0.99	0.78	0.53	0.41
Frecuencia de talla de Taipei Chino	107,973	1.00	1.09	0.87	0.65
Aires-da-Silva y Maunder (2007) – SAR8 2007, año de evaluación 2006					
BC (h=0.1)	92,758	1.10	1.08	0.90	0.77
h=0.75	88,391	1.16	0.76	0.61	0.55
CPUE9 solamente	92,059	1.14	0.61	0.50	0.61
Crecimiento estimado	99,839	1.02	1.36	1.19	0.98
Linf=171.5 cm	117,348	0.87	1.71	1.58	1.34
Linf=201.5 cm	89,234	1.13	0.83	0.60	0.57
Ajuste eq. C	93,557	1.10	1.19	1.03	0.85
Reponderación iterativa	83,795	1.16	0.53	0.26	0.42
Bloques de tiempo	97,992	0.76	1.00	0.82	1.11
Bloques de tiempo – reponderación iterativa	82,122	0.85	0.77	0.43	1.14
Nuevos datos de Japón	94,215	1.40	1.14	0.97	0.77
Aires-da-Silva y Maunder (2009) - SAR9 2009 año de evaluación 2007					
BC (h=0.1)	81,350	1.08	1.15	0.90	0.82
h=0.75	78,150	1.12	0.74	0.56	0.57
CPUE9 solamente	85,005	1.03	1.23	0.90	0.85
Bloques de tiempo OBJ	79,654	1.18	1.12	0.89	0.81
Aires-da-Silva y Maunder (2010) – SAR10 2010, año de evaluación 2008					
BC (h=0.1)	83,615	1.19	0.99	0.89	0.81
h=0.75	81,482	1.22	0.62	0.52	0.54
Crecimiento Richards	79,122	1.26	0.91	0.80	0.73
Regiones del WCPO añadidas – con ajuste	119,638	1.38	0.73	0.53	0.59
Regiones del WCPO añadidas – sin ajuste, selectividad compartida	124,002	1.29	0.95	0.86	0.79