

# COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL

## REUNIÓN SOBRE MÉTODOS DE EVALUACIÓN DE POBLACIONES

La Jolla, California (EE.UU.)  
7-11 de noviembre de 2005

### INFORME

Compilado por Mark N. Maunder

#### ÍNDICE

1.	Introducción.....	1
2.	Revisión de modelos:.....	1
2.1.	A-SCALA.....	1
2.2.	MULTIFAN-CL.....	2
2.3.	<i>Stock Synthesis II</i> .....	3
2.4.	CASAL.....	3
2.5.	Modelo de operación de la CCSBT.....	4
3.	Aplicación de los modelos a los datos de atún aleta amarilla.....	4
4.	Discusión de los modelos.....	4
5.	Preguntas:.....	4
5.1.	Cómo modelar la mortalidad por pesca: aproximación de Pope, desvíos de esfuerzo (MULTIFAN-CL), resolución de la ecuación de captura, o variación anual de selectividad tipo análisis de poblaciones virtuales (VPA).....	4
5.2.	Cómo modelar la selectividad: forma funcional, penas de suavidad, <i>splines</i> cúbicos.....	5
5.3.	¿Necesitamos integrar a través de los efectos aleatorios (desvíos del reclutamiento, por ejemplo) y estimar las desviaciones estándar?.....	6
5.4.	Cómo estimar incertidumbre: Bayesiano; perfil de verosimilitud; <i>bootstrap</i> ; incertidumbre del modelo.....	6
5.5.	Cómo incluir datos ambientales.....	7
5.6.	Cómo realizar proyecciones a futuro.....	7
5.7.	Cuáles funciones de verosimilitud usar para diferentes conjuntos de datos y cómo ponderar conjuntos de datos en la evaluación.....	7
5.8.	¿Deberíamos usar estructura espacial en la dinámica de poblaciones, o son adecuadas las pesquerías definidas espacialmente?.....	8
6.	Otros temas.....	8
6.1.	Inclusión de información previa en los modelos de evaluación de poblaciones.....	8
6.2.	¿Pueden los modelos generales de pesca ser usados para modelar especies protegidas?.....	9
6.3.	Computación distribuida.....	9
7.	Recomendaciones para resolver las 8 preguntas.....	9
8.	Recomendaciones para añadiduras a los modelos.....	11
8.1.	Cambios que serían fácilmente incorporados con una modificación del código actual de A-SCALA (en orden de importancia percibida).....	11
8.2.	Cambios que probablemente requerirían un cambio a otra plataforma de modelado o cambios importantes del código de A-SCALA.....	12
9.	Investigaciones recomendadas.....	12
10.	Referencias.....	13
11.	Anexo A. Participantes.....	14
12.	Anexo B. Comparación de los cuatro modelos discutidos en la reunión.....	15
13.	Anexo C. Información de fondo (en inglés).....	18

## 1. INTRODUCCIÓN

La CIAT celebra cada año una reunión técnica sobre un tema de importancia para la evaluación de las poblaciones de los atunes y peces picudos inen el Océano Pacífico oriental (OPO). El tema de la reunión de noviembre de 2005 surgió de las necesidades de investigación identificadas en la revisión anual de la sexta reunión del Grupo de Trabajo de la CIAT sobre la Evaluación de Poblaciones, celebrada en mayo de 2005.

La reunión analizó métodos alternativos de evaluación de poblaciones. En particular, A-SCALA, el método usado actualmente por la CIAT para evaluar los atunes en el OPO, fue comparado con otros modelos generales de evaluación de poblaciones: 1) MULTIFAN-CL, usado por la Secretaría de la Comunidad del Pacífico (SPC) para las evaluaciones de las poblaciones de atunes en el Pacífico occidental y central (WCPO) y para la evaluación del atún patudo del Pacífico entero; 2) Stock Synthesis II, usado para evaluar los peces de fondo en el litoral occidental de Estados Unidos; y 3) CASAL, usado para las evaluaciones de poblaciones en Nueva Zelanda por el Instituto Nacional de Investigación Acuática y Atmosférica (NIWA). Fueron discutidas asimismo otras metodologías de evaluación. El resultado de la reunión afectará la dirección futura de la metodología de evaluación de atunes en el OPO.

Las preguntas específicas abordadas durante la reunión incluyeron:

- 1) Cómo modelar la mortalidad por pesca: aproximación de Pope, desvíos de esfuerzo (MULTIFAN-CL), resolución de la ecuación de captura, o variación anual de selectividad tipo análisis de poblaciones virtuales (VPA);
- 2) Cómo modelar la selectividad: forma funcional, penas de suavidad, *splines* cúbicos;
- 3) ¿Necesitamos integrar a través de los efectos aleatorios (desvíos del reclutamiento, por ejemplo) y estimar las desviaciones estándar?
- 4) Cómo estimar la incertidumbre: Bayesiano; perfil de verosimilitud; *bootstrap*; incertidumbre del modelo;
- 5) Cómo incluir datos ambientales;
- 6) Cómo realizar proyecciones a futuro;
- 7) Cuáles funciones de verosimilitud usar para diferentes conjuntos de datos y cómo ponderar conjuntos de datos en la evaluación;
- 8) ¿Deberíamos usar estructura espacial en la dinámica de poblaciones, o son adecuadas las pesquerías definidas espacialmente?

En el presente documento se resumen las presentaciones hechas durante la reunión, se contestan las preguntas, se hacen recomendaciones sobre cambios en las evaluaciones de poblaciones de la CIAT y sobre la investigación futura. Se integra en estas secciones información de las discussions sostenidas en la reunión.

Durante the reunión fueron elaboradas varias tablas (Anexo 2) que describen las diferencias entre los cuatro modelos comparados en la reunión.

En preparación para la reunión, fue enviado a los participantes un documento con información sobre los modelos de evaluación y las preguntas que serían consideradas en la reunión. Dicho documento fue actualizado con base en la información de la reunión (Anexo 3; en inglés solamente) y contiene mayor detalle técnico que los resúmenes presentados a continuación.

## 2. REVISIÓN DE MODELOS:

### 2.1. A-SCALA

Mark Maunder presentó una introducción a los modelos integrados de evaluación de poblaciones y A-

SCALA. El análisis integrado consiste en incluir todos los datos disponibles en un solo análisis estadístico. Por ejemplo, los modelos estadísticos de evaluación de poblaciones modernos generalmente incluyen datos de edad o de frecuencia de talla e índices de abundancia de datos o estudios de captura por unidad de esfuerzo (CPUE). Estos análisis pueden ser usados para estimar cantidades de ordenación tales como el rendimiento máximo sostenible (RMS), efectuar proyecciones a futuro, y representar la incertidumbre en estas estimaciones o proyecciones.

A-SCALA (análisis estadístico por edad de la captura por talla) es el modelo de evaluación de poblaciones elaborado por el personal de la CIAT para evaluar los atunes en el OPO. Está basado en el método MULTIFAN-CL, descrito en la subsección 2.2, y ajusta un modelo de población a los datos de captura y frecuencia de talla condicionados sobre esfuerzo. Permite también el uso de información previa para informar o restringir muchos de los valores de los parámetros.

Dos características principales de A-SCALA son la inclusión de los datos de frecuencia de talla en el análisis y el método usado para modelar la mortalidad por pesca. En lugar de convertir los datos de frecuencia de talla en edad afuera del modelo y luego usar los datos de frecuencia de edad en el modelo, A-SCALA (y los otros modelos comparados en la reunión) ajustan los modelos directamente a los datos de frecuencia de talla. Este método asegura consistencia por todo el análisis, y permite a la información de todos los conjuntos de datos para convertir la frecuencia de talla en edad y estimar los parámetros de crecimiento. Garantiza además que las proporciones a edad usadas para convertir la frecuencia de talla en edad sean consistentes con la dinámica de población supuesta.

A-SCALA usa el método de desviaciones de esfuerzo para modelar la mortalidad por pesca. Este método supone que existen errores en los datos de captura observada, y modela la mortalidad por pesca proporcional al esfuerzo con parámetros que se estima representan desvíos temporales en esta relación. Se penaliza a los desvíos temporales, con base en un supuesto distribucional. A-SCALA usa también el supuesto de separabilidad que separa la mortalidad por pesca en componentes de edad (selectividad) y tiempo, con el componente de edad constante con el tiempo. Esto es diferente de los métodos de análisis de poblaciones virtuales (VPA), que permiten a la mortalidad por pesca por edad cambiar libremente con el tiempo.

Para mayor información sobre A-SCALA, ver Maunder y Watters (2003), que describe su elaboración inicial, y los Informes de Evaluación de Stocks posteriores (por ejemplo, Maunder y Hoyle 2006) que describen las modificaciones.

## **2.2. MULTIFAN-CL**

Pierre Kleiber presentó una síntesis de MULTIFAN-CL y los cambios que se le han efectuado en el último año. MULTIFAN-CL (Fournier *et al.* 1998; Hampton y Fournier 2001) es un modelo de evaluación de poblaciones basado en talla, con estructuras de edades y espacial. Acomoda el reclutamiento variable por región, la selectividad por flota, y la capturabilidad que varía con el tiempo. Las características de flota pueden ser agrupadas, si así se desea, para reducir el número de parámetros estimados. Los datos de entrada consisten en captura, esfuerzo, muestras de talla, y datos de marcado en caso posible. Los datos de muestra pueden ser por talla, por peso, o ambos. Se acomodan apropiadamente los estratos con captura, o esfuerzo, o datos de muestra que faltan. Se pueden aplicar distribuciones previas bayesianas a muchos de los parámetros básicos y a varios parámetros derivados. El ajuste del modelo avanza en fases, y puede ser coordinado con un archivo "doitall" que especifica las propiedades y el orden de las fases.

El producto de MULTIFAN-CL es voluminoso, ya que consiste de una variedad de resultados diagnósticos e información de la evaluación de poblaciones. Esta última incluye varios puntos de referencia relacionados con el RMS, tales como la razón de la mortalidad por pesca a la mortalidad por pesca correspondiente al RMS ( $F/F_{RMS}$ ) y la razón de la biomasa a la biomasa correspondiente al RMS ( $B/B_{RMS}$ ). Se dispone también de resultados del impacto de la pesca, que son estimaciones de las

trayectorías de abundancia bajo regímenes hipotéticos de esfuerzo de pesca reducido o eliminado. Se estima la incertidumbre estadística con la matriz hessiana inversa y de perfiles de verosimilitud que se generan forzando ajustes del modelo a un rango de valores objetivo para un parámetro de interés.

MULTIFAN-CL está acompañado por varias utilidades para ayudar a construir archivos de entrada y y visualizar e interpretar los archivos de salida; incluyen dos paquetes de función para el programa estadístico y gráfico, R. Hay un guía de usuario disponible para MULTIFAN-CL.

Ocurrieron varios avances y mejoras de MULTIFAN-CL en el último año. La selectividad puede ahora ser especificada con curvas de *splines* cúbicos, lo cual reduce el número de parámetros por estimar. Se ha mejorado el sistema para proyectar las estimaciones de biomasa al futuro. La estacionalidad y la variación regional en el reclutamiento han sido incluidas en el proceso de estimar la distribución de las edades al principio de la serie de tiempo. Se ha incorporado más flexibilidad en la especificación de la estacionalidad del reclutamiento, así como producto para facilitar los perfiles de verosimilitud. Se efectúan continuamente mejoras y actualizaciones de la utilidad de gráficas R y otras, así como al Guía del Usuario. En <http://www.multifan-cl.org/> se presentan mayor información sobre MULTIFAN-CL y documentación actualizada..

### **2.3. Stock Synthesis II**

Richard Methot presentó una síntesis de *Stock Synthesis II* (SS2), un modelo general de evaluación de poblaciones elaborado para los peces de fondo del litoral occidental de EE.UU. Es la versión de segunda generación del *Stock Synthesis* original elaborado en 1988. Se programa con *AD Model Builder* (ADMB), y por lo tanto hereda todas las características y funciones del mismo. Contiene varias modificaciones con respecto a la versión previa de *Stock Synthesis*, entre ellas una mejor estimación de la varianza por las características de ADMB, la aproximación de Pope (1972) (o sea, eliminar la captura instantáneamente a mitad de año) para modelar la mortalidad por pesca, morfos de crecimiento para aproximar la supervivencia por talla, y estructura de metapoblación para tratar cuestiones espaciales.

SS2 puede aceptar varios tipos de datos: captura, abundancia, CPUE de la pesca, composición por edad y/o talla (incluyendo composición de edad por talla), descartes, y peso medio del cuerpo. SS2 incluye varias parametrizaciones de selectividad por edad y/o talla, incluyendo una forma funcional general representada por la logística doble. Se incorpora la imprecisión de la edad en el análisis de los datos de composición por edad. Cada sexo puede ser modelado como una colección de morfos de crecimiento, lo cual permite a la selectividad por talla modificar la distribución general de la talla a edad. SS2 tiene una representación general de parámetros de modelo que incluye variables ambientales, desvíos temporales, bloques de tiempo, y diferencias de otros parámetros. SS2 permite un control de la estimación de parámetros, incluyendo límites, valores iniciales o fijos, fase de la estimación, y distribuciones previas. SS2 contiene estimación de cantidades de ordenación relacionados con RMS, y puede realizar pronósticos que incorporan estimaciones de imprecisión. Se pueden ver los resultados en un archivo de Excel, algunos de los cuales están en un formato de base de datos para facilitar la interrogación y presentación. Se está elaborando un interfaz gráfico con ayuda ajustada al contexto, y estará disponible a principios de 2006 en <http://nft.nefsc.noa.gov/>, con correo electrónico a [alan.seaver@noa.gov](mailto:alan.seaver@noa.gov).

### **2.4. CASAL**

Chris Francis presentó una síntesis de CASAL, diseñado en 2001 como programa general de evaluación de poblaciones para uso en Nueva Zelanda. Una consideración principal en su diseño fue permitir a cada analista una flexibilidad máxima en aplicaciones individuales. Con este fin, fueron formalizados e incluidos explícitamente los dos conceptos que son implícitos en muchos modelos de evaluación: la partición de poblaciones y el ciclo anual. CASAL permite un amplio rango de tipos de observación, estructuras de errores de observación, y distribuciones previas. Una construcción de pseudoobservación permite al usuario una gran flexibilidad en los productos del modelo. Además de estimación puntual y análisis bayesiano de cadena de Markov Monte Carlo (MCMC), el modelo puede calcular

automáticamente perfiles, proyecciones, y varios tipos de rendimientos determinísticos y estocásticos. El programa está escrito en C++ y usa diferenciación automática (basada en el programa freeware ADOL-C) para hacer la estimación más eficaz. Puede ser descargado en <ftp://ftp.niwa.co.nz/software/casal>, (latest\_casal.zip).

## **2.5. Modelo de operación de la CCSBT**

Hiroyuki Kurota presentó un resumen del modelo de operación para el atún aleta azul del sur (SBT) usado para la evaluación del procedimiento de ordenación. Este modelo incluye muchas de las características de los otros modelos generales discutidos en la reunión. Fue diseñado para imitar la dinámica del SBT y los procesos de pesca con una incertidumbre realista, para ajustarse a los datos históricos para estimar parámetros como los modelos de evaluación de poblaciones, y tuvo su origen en un modelo de evaluación de poblaciones para el SBT. El modelo incluye índices de CPUE palangrera estandarizada, datos de captura a edad, datos de captura a talla, y datos de marcado. Una característica interesante del modelo es que se permite a la selectividad variar con el tiempo. Para representar la incertidumbre para la evaluación de estrategias de ordenación, se usa un enfoque bayesiano basado en desglosar el análisis sobre varios supuestos y ponderar cada escenario con base en ponderaciones *a priori* o usando la verosimilitud del ajuste.

## **3. APLICACIÓN DE LOS MODELOS A LOS DATOS DE ATÚN ALETA AMARILLA**

Simon Hoyle presentó los resultados del ajuste de los diferentes modelos a los datos de atún aleta amarilla en el OPO. Hubo dificultades sustanciales para aplicar SS2 y CASAL a los conjuntos de datos del aleta amarilla. En estos dos modelos, la aplicación del aleta amarilla fue demasiado grande y usó memoria virtual, lo cual incrementó mucho el tiempo de procesamiento. Esto se debe a que el modelo A-SCALA actual contiene un gran número de pesquerías (16) y los datos de talla son incorporados en el modelo en intervalos de 1 cm. SS2 permite intervalos de tamaños diferentes, y al cambiar los intervalos se pudo estimar en SS2. Al reducir el número de intervalos de talla a 103, el modelo SS2 terminó en unos 40 minutos. Es posible que cambios similares del tamaño de los intervalos en CASAL haga que la aplicación al aleta amarilla sea práctica para el ambiente CASAL.

Los resultados de la aplicación MULTIFAN-CL fueron bastante diferentes de aquéllos de A-SCALA, debido probablemente a los diferentes supuestos acerca del tamaño efectivo de la muestra de los conjuntos de datos de captura a talla entre los dos análisis. Los resultados preliminares de SS2 fueron asimismo algo diferentes, pero no se determinaron los motivos de las diferencias. Es necesario más trabajo en ambos análisis para elaborar una comparación más completa.

## **4. DISCUSIÓN DE LOS MODELOS**

Durante la reunión fueron elaboradas varias tablas (Anexo 2) que describen las diferencias entre los cuatro modelos comparados en la reunión.

## **5. PREGUNTAS:**

### **5.1. Cómo modelar la mortalidad por pesca: aproximación de Pope, desvíos de esfuerzo (MULTIFAN-CL), resolución de la ecuación de captura, o variación anual de selectividad tipo análisis de poblaciones virtuales (VPA)**

Richard Methot hizo una introducción a los diferentes métodos usados para modelar la mortalidad por pesca. A-SCALA y MULTIFAN-CL suponen que hay error en los datos de captura observada, y hacen la mortalidad por pesca proporcional al esfuerzo, con parámetros estimados para representar los desvíos temporales en esta relación. Los desvíos temporales son penalizados de acuerdo a un supuesto distribucional. SS2 y CASAL suponen que la captura es observada perfectamente, y usan la aproximación de Pope (1972) para modelar la mortalidad por pesca (la captura es extraída a mitad de año).

Hay dos aspectos separados de la parametrización de la mortalidad por pesca ( $F$ ) en los modelos de

evaluación de poblaciones. Uno es la forma funcional de la estimación de la mortalidad. Las dos opciones son: 1) parametrizar  $F$  como continua durante todo un período de tiempo ( $F$  continua) y 2) parametrizar  $F$  como una extracción instantánea en el punto medio del período de tiempo (denominado comúnmente aproximación de Pope–U de mitad de período). En realidad, ambas son aproximaciones del curso real de  $F$  y de la captura dentro de un período de tiempo. El segundo aspecto es la forma en la que se estima el nivel de mortalidad. Tres opciones que han sido usadas son: 1) cada  $F$  es un parámetro libre del modelo (parámetro libre); 2)  $F$  es actualizada continuamente en el modelo para corresponder exactamente a la captura observada (captura conocida); y 3)  $F$  es estimada como una diferencia de una relación general  $F$ -esfuerzo ( $f$ (esfuerzo)).

	<b>Parámetro libre</b>	<b>Captura conocida</b>	<b>f(esfuerzo)</b>
$F$ continua	Modelos de Ianelli	SS1; CASAL (solamente una pesquería)	A-SCALA; MFCL
U de mitad de período		SS2; Coleraine CASAL (preferido)	

Las cuestiones de parametrización y estimación no son completamente independientes, y varios factores pueden afectar la mejor opción para una situación dada. Algunos de estos factores son:

<b>MEJOR</b>		<b>PEOR</b>
	Captura faltante o imprecisa	
f(esfuerzo)	Free parámetro	Captura conocida
	Esfuerzo faltante o impreciso	
Captura conocida	Parámetro libre	f(esfuerzo)
	Flotas múltiples	
$F$ continua		U de mitad de período
	$F$ alta	
$F$ continua		U de mitad de período
	Pendiente suave	
$F$ continua – f(esfuerzo)	$F$ continua – parámetro libre	U de mitad de período
	Velocidad	
U de mitad de período y captura conocida	$F$ continua y captura conocida, f(esfuerzo)	Parámetro libre
	Inflación de parámetros	
Captura conocida	f(esfuerzo)	Parámetro libre

## 5.2. Cómo modelar la selectividad: forma funcional, penas de suavidad, *splines* cúbicos

Pierre Kleiber presentó una síntesis de cómo se modela la selectividad. La capturabilidad puede variar con el tiempo y con la edad. Se usa a menudo el supuesto de separabilidad para dividir la mortalidad por pesca en componentes por edad (selectividad) y tiempo, pero la selectividad puede también cambiar con el tiempo. La estimación de la selectividad para cada clase de edad (o tamaño) usa muchos parámetros, y puede causar inestabilidad o falta de convergencia. Esto puede ser superado con restricciones, imponiendo una forma matemática para la selectividad, o con interpolación en selectividades estimadas en un número de edades (o tamaños) razonable (por ejemplo, interpolación con *splines* cúbicos).

La selectividad puede estar relacionada con el tamaño, la edad, o ambos. Ya que los modelos generalmente tienen una estructura de edades subyacente, se convierte la selectividad basada en talla en un equivalente de edad. Sin embargo, el sencillo uso de la talla a edad media para determinar la selectividad no explica completamente el efecto de la selectividad basada en talla. Para modelar los datos de captura a talla correctamente, se debe aplicar la selectividad por talla a la distribución de la talla a edad.

### **5.3. ¿Necesitamos integrar a través de los efectos aleatorios (desvíos del reclutamiento, por ejemplo) y estimar las desviaciones estándar?**

Mark Maunder presentó una introducción al uso de los efectos aleatorios en los modelos de evaluación de poblaciones. Se pueden usar estos efectos para modelar cambios temporales en los parámetros del modelo. Son usados principalmente para los desvíos anuales del reclutamiento, pero MULTIFAN-CL los usa para los desvíos de esfuerzo y capturabilidad. Podrían ser usados asimismo para otros procesos tales como la selectividad, mortalidad natural, o crecimiento. La mayoría de los modelos de pesquerías usan un método de verosimilitud penalizada para modelar los efectos aleatorios, con la pena basada en el supuesto distribucional y la desviación estándar de la pena fijada, pero los métodos más tradicionales integran a través de los efectos aleatorios y estimar la desviación estándar de la distribución de los efectos aleatorios.

Pruebas de simulación de un modelo con reclutamiento como efecto aleatorio demostraron que integrar a través de los efectos aleatorios produjo estimaciones mejores de la desviación estándar de la distribución de los efectos aleatorios, particularmente cuando no se disponía de datos de captura a edad para todos los años. El método de verosimilitud penalizada produce estimaciones negativamente sesgadas de la desviación estándar. Estimaciones buenas de la desviación estándar podrían ser importantes para el reclutamiento en las proyecciones y, en el caso de A-SCALA y MULTIFAN-CL, para la ponderación de los datos de captura y esfuerzo.

Los efectos aleatorios pueden ser aplicados tanto en un marco bayesiano como de verosimilitud. Integrar a través de los efectos aleatorios es más conveniente en un marco MCMC bayesiano, pero esto requiere distribuciones previas para todos los parámetros del modelo. No obstante, en ambos marcos el análisis implica computación muy intensiva para los modelos complejos de evaluación de poblaciones, y no es práctico para las evaluaciones actuales con A-SCALA. *AD Model Builder* incluye ahora aproximación de Laplace y muestreo de importancia para efectuar el modelado de efectos aleatorios, con solamente una sola línea de modificación del código en comparación con la verosimilitud penalizada.

### **5.4. Cómo estimar incertidumbre: Bayesiano; perfil de verosimilitud; *bootstrap*; incertidumbre del modelo**

Mark Maunder presentó una introducción a la estimación de la incertidumbre. Hay varios métodos que se pueden usar para estimar la incertidumbre: aproximación normal, perfil de verosimilitud, *bootstrap*, integración bayesiana, y análisis de sensibilidad; y varios métodos para presentar la incertidumbre: intervalos de confianza, distribuciones de confianza, perfiles de verosimilitud, distribuciones *bootstrap*, intervalos de credibilidad, y distribuciones posteriores. Tradicionalmente, se han usado pruebas de hipótesis, intervalos de confianza, y análisis de sensibilidad para representar o tratar la incertidumbre. Más recientemente, se han hecho populares los métodos de verosimilitud y bayesianos, y se están promoviendo las distribuciones de confianza, pero los métodos de verosimilitud son difíciles de interpretar, el análisis bayesiano exige distribuciones previas, y las distribuciones de confianza tienen la misma interpretación que los intervalos de confianza.

Los distintos métodos tienen distintas demandas de computación. La aproximación normal requiere solamente la estimación de la matriz hessiana, la bayesiana requiere una evaluación de la función objetivo millones de veces, el *bootstrap* requiere la optimización de la función objetivo centenares de veces, y el perfil de verosimilitud requiere la optimización de la función objetivos decenas de veces para cada cantidad de interés.

Las distribuciones de confianza podría constituir una forma de unir los marcos bayesiano y frecuentista mediante el cálculo automático de las distribuciones posteriores objetivo. Estas distribuciones poseen las características deseables de buena cobertura e invarianza a la transformación. En este caso, las distribuciones frecuentista (distribución de confianza) y bayesiana (distribución posterior) son iguales, los intervalos de incertidumbre (intervalo de confianza e intervalo de credibilidad) son iguales, y los

intervalos de incertidumbre son interpretados normalmente de la misma forma (95% de probabilidad que el valor real esté en el intervalo).

### **5.5. Cómo incluir datos ambientales**

Mark Maunder hizo una presentación sobre cómo incluir los datos ambientales en los modelos de evaluación de poblaciones. Pueden ser incluidos como componente estructural del modelo o como una serie de datos a la cual se ajusta el modelo. Estos métodos son idénticos en muchas situaciones, pero pueden diferir según los supuestos. Los resultados del análisis de simulación sugieren que la relación debería ser integrada en el modelo, y que, al usar el método estructural, se debería modelar un error de proceso adicional como efecto aleatorio. Podría ser apropiado eliminar el efecto aleatorio usando integración.

En algunos casos, se podría no disponer de los datos ambientales para todos los períodos de tiempo. En tal caso se pueden estimar los datos que faltan como efecto aleatorio, posiblemente con los parámetros de la distribución del efecto aleatorio basados en el promedio y la varianza de los datos ambientales. Bajo los supuestos de normalidad de tanto el índice ambiental como el error de proceso adicional, podría ser necesario solamente modificar la desviación estándar del supuesto distribucional del efecto aleatorio del error de proceso para compensar por los datos ambientales que faltan.

### **5.6. Cómo realizar proyecciones a futuro**

Mark Maunder hizo una presentación sobre las proyecciones a futuro, usando modelos de evaluación de poblaciones. Existen varios tipos de incertidumbre que deberían ser incorporados en las proyecciones a futuro: de parámetro, estatus actual, modelo, y demográfica futura. La mayor sensibilidad a esta incertidumbre depende de la duración de la proyección a futuro. Las proyecciones a corto plazo son sensibles a la incertidumbre en el estatus actual y los reclutamientos recientes; las proyecciones a largo plazo son sensibles a la incertidumbre causada por la variación estocástica, los supuestos estructurales (por ejemplo, la relación población-reclutamiento), y la incertidumbre de parámetro. Se han usado varios métodos para realizar las proyecciones a futuro: proyecciones estocásticas de estimaciones puntuales, muestrear parámetros de distribuciones normales y realizar proyecciones estocásticas, métodos de verosimilitud que extienden la duración de la estimación para incluir el período de proyección, *bootstrap*, y bayesiano. Las demandas computacionales son distintas entre los métodos: son relativamente bajas para los métodos de estimación puntual y de aproximación normal a la verosimilitud, y relativamente altas para los métodos bayesiano, *bootstrap*, y de perfil de verosimilitud. Se usa el método de aproximación normal para las evaluaciones A-SCALA a raíz de las altas demandas computacionales de A-SCALA, pero necesita ser modificado debido al sesgo causado por el término  $\ln(\sigma)$  en la pena por residual de reclutamiento y el término de corrección de sesgo logarítmico normal para los desvíos futuros del reclutamiento o esfuerzo.

Las proyecciones exigen supuestos acerca de la asignación del esfuerzo entre las artes de pesca en el futuro. Las estimaciones de las tasas de mortalidad por pesca por edad en los últimos años son generalmente inciertas. Por tanto, no deberían ser usadas para representar la mortalidad por pesca futura por edad, pero, ya que las pesquerías cambian con el tiempo, las estimaciones históricas podrían no ser buenos predictores de esa mortalidad. Por tanto, es necesario encontrar un equilibrio entre años recientes e históricos para calcular la mortalidad por pesca por edad para las proyecciones.

### **5.7. Cuáles funciones de verosimilitud usar para diferentes conjuntos de datos y cómo ponderar conjuntos de datos en la evaluación**

Chris Francis introdujo el uso de las funciones de verosimilitud. La ponderación de los datos es de gran importancia en los modelos de evaluación de poblaciones, pero es un problema difícil, y no hay ninguna solución sencilla que sirva para todos los casos. La presentación describió algunas técnicas que probaron ser útiles en las evaluaciones de poblaciones en Nueva Zelanda y concluyó con una descripción de un problema no resuelto. En general, lo mejor parece ser evitar decisiones subjetivas y expresar la

ponderación de los datos en términos de parámetros de error (por ejemplo, coeficientes de variación o tamaños de muestra), en lugar de parámetros arbitrarios, difíciles de interpretar. En caso posible, es útil pensar en un error (la diferencia entre una observación y una predicción del modelo) como la suma de dos términos: el error de observación (la diferencia entre un valor observado y la verdad) y el error de proceso (la diferencia entre la verdad y una predicción del modelo). En el caso de muchos tipos de observaciones, es posible cuantificar el error de observación (por ejemplo, mediante un *bootstrap* del proceso de muestreo). Los errores de proceso pueden ser estimados con meta-análisis (por ejemplo, Francis *et al.* 2003) o dentro de un modelo de evaluación de población.

Queda por resolver el problema de estructura de correlación dentro de las frecuencias de talla (y edad). Estas correlaciones podrían ser sustanciales, pero tradicionalmente no se toman en cuenta. Esto tiene la mayor probabilidad de causar problemas en las evaluaciones en las que haya tendencias en la talla promedio en los datos de frecuencia de talla. Las estructuras de error normalmente supuestas para estos datos tenderán a asignar demasiado peso a estas tendencias.

### **5.8. ¿Deberíamos usar estructura espacial en la dinámica de poblaciones, o son adecuadas las pesquerías definidas espacialmente?**

Adam Langley presentó una introducción a la estructuración espacial de los modelos de evaluación de poblaciones. MULTIFAN-CL permite la estructuración espacial de tanto la dinámica de poblaciones como de las pesquerías, y permite también la inclusión de datos de marcado, que pueden proveer información sobre los desplazamientos entre regiones. Las evaluaciones del Océano Pacífico occidental y central (WCPO) típicamente contienen de 4 a 6 regiones para la dinámica de poblaciones.

La dinámica de poblaciones están estructuradas espacialmente porque la población ocupa una zona muy grande, y los procesos podrían no ser los mismos en la zona entera. Se pueden identificar “subpoblaciones” en la zona de la población, las tasas de mezcla en la zona entera de la población son relativamente bajas, hay distintas tasas de explotación en distintas zonas, los procesos de reclutamiento son a escala local, hay diferencias entre zonas en los parámetros biológicos (crecimiento, por ejemplo), por lo que el modelado debería incorporar la investigación de cuestiones de ordenación a escala “local”.

Las regiones debería ser definidas sobre la base de zonas geográficamente distintas, delineadas por condiciones bio-oceanográficas, límites importantes de las pesquerías, la abundancia relativa de las especies, cuestiones de ordenación, la disponibilidad de datos para definir las tendencias de la abundancia y la composición por talla por región (con el tiempo), la homogeneidad con respecto a la magnitud de la CPUE y las tendencias de la CPUE, y una composición por talla comparable de la captura. Sin embargo, se ha de balancear la resolución espacial con la disponibilidad de datos/complejidad del modelo.

Los modelos del WCPO cuentan generalmente con datos de marcado insuficientes para determinar los desplazamientos entre todas las regiones. Por tanto, a fin de proveer información adicional sobre el tamaño relativo de las poblaciones en cada región, se comparte entre regiones la capturabilidad de las pesquerías palangreras, para que las tasas de captura provean información sobre la abundancia relativa. Desgraciadamente, para algunas poblaciones, los desplazamientos estimados no corresponden a los datos de marcado u otra información. Por lo tanto, es necesario más trabajo para determinar cuáles y cuántos datos son necesarios para producir estimaciones razonables de un modelo con estructura espacial. La Secretaría de la Comunidad del Pacífico (SPC) está realizando investigaciones en este campo.

## **6. OTROS TEMAS**

Además de las ocho preguntas, fueron considerados tres temas para presentación y discusión.

### **6.1. Inclusión de información previa en los modelos de evaluación de poblaciones**

Mark Maunder hizo una introducción a la inclusión de información previa en los modelos de evaluación de poblaciones. La información puede provenir de estudios previos de la misma población, estudios de otras poblaciones o especies, juicio experto, o teoría. La información previa puede ser incluida en un

marco bayesiano, pero puede también ser incluida en un marco de verosimilitud mediante verosimilitud conjunta aproximada, verosimilitud subjetiva, o usando penas/restricciones.

Si se usan priors distribuciones previas en un análisis, se debería incluir la incertidumbre relacionada con la aplicabilidad de la distribución previa, además de la incertidumbre de la estimación del análisis que se usó para crear la distribución previa. Por ejemplo, si la distribución previa es de una especie relacionada ¿cuánta aplicabilidad tiene esa información a la especie de interés? La aplicabilidad puede ser formulada con un método jerárquico, análogo a un meta-análisis jerárquico.

## **6.2. ¿Pueden los modelos generales de pesca ser usados para modelar especies protegidas?**

Mark Maunder hizo un resumen de cómo los modelos generales de pesca podrían ser usados para modelar especies protegidas. Gran parte de la estructura de modelado de los modelos de pesca es aplicable a las especies protegidas. Por ejemplo, la mayoría de los análisis de marcado y recaptura de datos con recapturas múltiples tratan las segundas liberaciones como nuevas liberaciones; por lo tanto, la única diferencia con un modelo de pesca que la recuperación no debería ser sustraída de la población total.

Hay algunos otros aspectos de las especies protegidas que deberían ser considerados en los análisis. Se dispone de pocos o ningunos datos de captura para muchas especies protegidas; por lo tanto, son necesarios métodos como aquéllos usados en MULTIFAN-CL para estimar la captura. Los datos de especies protegidas son a menudo registrados por etapa de desarrollo del individuo, y el análisis debería tomar esto en consideración. Se debería usar una estructura de etapas, aprovechando la estructura por zona que ya contienen los modelos. Las poblaciones de especies protegidas son a menudo más pequeñas que la mayoría de las poblaciones de peces, y la incertidumbre en los procesos o dinámica binomiales de la población, tales como los efectos Allee, podrían ser importantes. Las especies protegidas podrían también precisar relaciones población-reclutamiento diferentes de los modelos normales usados para las pesquerías.

En general, son necesarias solamente unas pocas modificaciones para que los modelos generales de pesca sean aplicables a las especies protegidas.

## **6.3. Computación distribuida**

Edward Dick describió el sistema de computación distribuido construido por el laboratorio del Servicio Nacional de Pesquerías Marinas en Santa Cruz para realizar los análisis computacionalmente intensivos. El sistema puede ser usado para realizar análisis de *bootstrap* o simulación, usando modelos grandes.

## **7. RECOMENDACIONES PARA RESOLVER LAS 8 PREGUNTAS**

### **1) Cómo modelar la mortalidad por pesca: aproximación de Pope, desvíos de esfuerzo (MULTIFAN-CL), resolución de la ecuación de captura, o variación anual de selectividad tipo análisis de poblaciones virtuales (VPA)**

Usar la aproximación de Pope en una escala de tiempo adecuada.

### **2) Cómo modelar la selectividad: forma funcional, penas de suavidad, *splines* cúbicos**

La selectividad debería ser estimada con *splines* o métodos relacionados, en los que la suavidad puede ser estimada a partir de los datos, en lugar de supuestos arbitrarios. Otros métodos podrían ser necesarios para la selectividad que varía con el tiempo (por ejemplo, formas funcionales).

Se debería modelar la selectividad basada en talla de forma que conserve las características basadas en talla al pronosticar datos de frecuencia de talla y para evitar selectividades basadas en la edad que difieren más entre edades adyacentes de lo que es consistente con la distribución supuesta de la talla a edad.

Se deberían investigar formas de modelar la selectividad que varía con el tiempo y la edad, usando modelos aditivos generales (MAG) o estadísticas espaciales para los cuales se usan los datos para

seleccionar la suavidad adecuada.

**3) ¿Necesitamos integrar a través de los efectos aleatorios (desvíos del reclutamiento, por ejemplo) y estimar las desviaciones estándar?**

La desviación estándar de la pena por desvíos del esfuerzo debería ser estimada. No se sabe si es necesario integrar los desvíos del esfuerzo para estimar la desviación estándar.

Hay muchos factores que deberían ser considerados antes de decidir si la desviación estándar de los desvíos del reclutamiento debería ser estimada, y cómo hacerlo.

Integrar los desvíos del reclutamiento tiene el potencial de eliminar el problema de corrección de sesgo, pero podría ser suficiente un ajuste apropiado en un contexto de verosimilitud penalizada. Hace falta más investigación.

**4) Cómo estimar la incertidumbre: bayesiano; perfil de verosimilitud; *bootstrap*; incertidumbre del modelo**

Si fuese práctico, se debería usar un método aparte de la aproximación normal.

Las distribuciones de confianza podría ser un método prometedor para representar la incertidumbre. En particular, los métodos *bootstrap* puede proveer aproximaciones de las distribuciones de confianza.

**5) Cómo incluir datos ambientales**

Los datos ambientales pueden ser incluidos en el modelo, como componente estructural o como datos a los que se ajusta. Es necesaria una investigación para comparar estos dos métodos, particularmente cuando faltan datos ambientales.

**6) Cómo realizar proyecciones a futuro**

El método de verosimilitud, con las correcciones apropiadas, parece ser razonable en el caso de la ausencia de una relación población-reclutamiento, pero podría causar sesgos en la presencia de una relación población-reclutamiento. Otros métodos son actualmente demasiado intensivos computacionalmente para las evaluaciones de los atunes de la CIAT con la versión actual de A-SCALA.

**7) Cuáles funciones de verosimilitud usar para diferentes conjuntos de datos y cómo ponderar conjuntos de datos en la evaluación**

Se debería usar una verosimilitud logarítmica normal verdadera, porque incorpora el “factor de corrección de sesgos,” importante cuando cambia la desviación estándar por observación o al aplicar información previa a un parámetro relacionado.

Las funciones de verosimilitud debería incluir la varianza del error de observación y una varianza adicional que representa del error de proceso. Esto debería ser balanceado o comparado con añadir procesos a la estructura del modelo (por ejemplo, desvíos del reclutamiento o selectividad que varía con el tiempo).

La desviación estándar de la función de verosimilitud debería ser estimada. Esto incluye la desviación estándar de la pena sobre los desvíos del esfuerzo y el tamaño efectivo de la muestra para los datos de frecuencia de talla.

**8) ¿Deberíamos usar estructura espacial en la dinámica de poblaciones, o son adecuadas las pesquerías definidas espacialmente?**

La necesidad de una estructura espacial depende de tanto los requisitos de ordenación y la dinámica de la población y las pesquerías.

La capacidad de la evaluación de tratar adecuadamente la estructura espacial depende de la cantidad y el tipo de los datos disponibles. Es necesaria mucha investigación en este área para determinar cuando los modelos con estructura espacial mejorará los resultados de la evaluación.

Se deberían realizar análisis exploratorios para investigar la estructura espacial de los datos y esto debería ser tomado en consideración al determinar la estructura espacial del modelo.

**9) ¿Pueden los modelos generales de pesca de evaluación de poblaciones ser usados para modelar especies protegidas?**

En A-SCALA y MULTIFAN-CL ya se modelan los datos de captura que faltan, la estructura de etapas puede ser modelada, usando la estructura de área. CASAL podría ya tomar en cuenta las liberaciones de individuos recapturados vivos.

**8. RECOMENDACIONES PARA AÑADIDURAS A LOS MODELOS**

Se hicieron varias recomendaciones con respecto a cambios en la evaluación de poblaciones actual de la CIAT. Han sido agrupadas en 1) cambios que serían fácilmente incorporados con una modificación del código actual de A-SCALA y 2) cambios que probablemente requerirían un cambio a otra plataforma de modelado o cambios importantes del código de A-SCALA.

**8.1. Cambios que serían fácilmente incorporados con una modificación del código actual de A-SCALA (en orden de importancia percibida)**

Los datos de captura y esfuerzo necesitan ser ponderados adecuadamente en el modelo. Se puede lograr esto mediante la estimación de la desviación estándar de la pena por desvío del esfuerzo, pero si se usa el método de “captura conocida sin error” (ver más adelante), la CPUE puede ser usada como índice de abundancia, y la desviación estándar de la función de verosimilitud puede ser estimada. Si las desviaciones estándar anuales de los datos de CPUE son diferentes, podría ser apropiado estimar una constante aditiva para la desviación estándar para representar el error de proceso.

El tamaño efectivo de la muestra de los datos de captura por talla debería ser estimada, o similarmente, si fuese apropiado, se debería estimar la desviación estándar de la verosimilitud de la captura por talla. Una método de determinar las desviaciones estándar es un *bootstrap* de los datos de captura por talla basado en el esquema de muestreo. Podría ser apropiado estimar una constante aditiva para la desviación estándar para representar el error de proceso.

Los datos de captura pueden ser tratados como exactos mediante el uso de la aproximación de Pope (por ejemplo, extraer la captura conocida a mitad de la temporada) o mediante la resolución de la ecuación de captura, o sea, abandonar el método de desvíos de esfuerzo que requiere la estimación de cada realización del efecto aleatorio.

La selectividad debería ser modelada con *splines* cúbicos o con formas funcionales, con la posibilidad de variación temporal.

La selectividad debería ser modelada con base en talla, y debería ser aplicada correctamente para que se calculen las proporciones predichas de captura por talla mediante la aplicación de la selectividad por talla a la distribución de la talla por edad.

Investigar el número apropiado de pesquerías por usar en la evaluación. Esto podría implicar estudiar la CPUE y las frecuencias de talla a escala espacial pequeña. Una reducción en el número de pesquerías reducirá el tiempo de computación.

Investigar un incremento del tamaño de los intervalos de talla. El uso actual de intervalos de 1 cm resulta en tiempos de computación largos. El intervalo de los datos de palangre es de 2 cm. Incrementar el tamaño de los intervalos de talla podría reducir el tiempo de computación sin sacrificar precisión.

Considerar la inclusión de datos de pesquerías palangreras no japonesas.

Se debería modificar el modelo de crecimiento para tomar en cuenta la variabilidad temporal en el crecimiento.

Se deberían aplicar tamaños de intervalo de talla variables y compresión de las colas de los intervalos de talla para reducir el tiempo de computación y posiblemente y reducir el sesgo.

Se debería aplicar la capacidad de incluir datos de marcado y recaptura no espaciales a fin de aprovechar los datos de marcado existentes.

Se debería incorporar en el modelo error por edad para que esto pueda ser tomado en consideración al incluir los datos de edad a talla en el análisis.

## **8.2. Cambios que probablemente requerirían un cambio a otra plataforma de modelado o cambios importantes del código de A-SCALA**

Inclusión de dinámica de población espacial en la evaluación. Asociada con esto es la necesidad de incluir datos espaciales de marcado en el análisis. Esto podría ser apropiado solamente si hay suficientes datos para estimar los parámetros de desplazamiento. Son necesarias pruebas de simulación para determinar si esto es apropiado, y cuáles datos son necesarios.

Inclusión de estructura por sexo en el modelo. Esto sería útil solamente si hay información o datos que sean específicos por sexo y existan diferencias entre los sexos. Esto podría ser importante para los peces picudos.

Inclusión de morfos de crecimiento para permitir a la selectividad basada en tamaño cambiar la distribución de talla a edad. No se sabe si un modelo con morfos de crecimiento sería factible.

## **9. INVESTIGACIONES RECOMENDADAS**

La reunión identificó varias áreas de investigación que posiblemente lleven a mejores evaluaciones de las poblaciones de atunes en el OPO.

Es necesaria mucha investigación para determinar cuándo los modelos con estructura espacial mejorarían los resultados de las evaluaciones. Esto incluye determinar las circunstancias en las cuales una sencilla estratificación espacial de las pesquerías es suficiente, y cuáles y cuántos datos son necesarios para permitir evaluaciones espaciales razonables.

Se pueden incluir datos ambientales en el modelo, como componente estructural o como datos a los que se ajusta. Es necesaria una investigación para comparar estos dos métodos, particularmente cuando faltan datos ambientales.

Las distribuciones de confianza son un método para proveer distribuciones posteriores bayesianas objetivas. Se deberían investigar métodos para estimar las distribuciones de confianza y compararlas con otros métodos bayesianos.

La estimación de la desviación estándar de la pena por desvíos del esfuerzo es importante para la ponderación apropiada de los datos de captura y esfuerzo. Se deberían realizar investigaciones para determinar el mejor método de estimate la desviación estándar de los desvíos del esfuerzo. Esto podría requerir el uso de integración para eliminar los desvíos del esfuerzo.

Integrar a través de los desvíos del reclutamiento tiene el potencial de eliminar el problema de corrección de sesgos, pero podría ser suficiente un ajuste apropiado en un contexto de verosimilitud penalizada. Es necesaria más investigación para determinar el método mejor o más práctico para tratar los efectos aleatorios, tanto en la estimación como en las proyecciones.

Se debería realizar una investigación para determinar el método más apropiado do modelar la mortalidad por pesca. En particular, los estudios deberían determinar las diferencias en tiempo de computación entre los métodos que permiten incertidumbre en la captura (el método de desvíos del esfuerzo) y aquéllos que suponen una captura conocida (aproximación de Pope y resolución de la ecuación de captura).

Se deberían elaborar métodos para modelar la selectividad. Estos métodos deberían permitir a los datos determinar la suavidad de las curvas de selectividad. Es necesaria la capacidad de permitir una variación temporal en la selectividad. Se deberían realizar estudios para determinar si y cuándo se debería estimar una plena mortalidad por pesca por edad y tiempo (método VPA) y cuándo son necesarias más restricciones, y cómo combinar los dos métodos para distintas pesquerías en el mismo modelo.

La investigación adicional sobre selectividad incluye la investigación de bimodalidad en las curvas de selectividad actualmente estimadas para determine las causas de este fenómeno, por ejemplo, investigación de las muestras de frecuencia de talla por espacio, tiempo, y buques, *etc.* Una exploración de la interacción entre la flexibilidad en la selectividad (que varía con el tiempo) y ajustes de la varianza de la verosimilitud y cómo esto afecta los resultados y cómo los cambios temporal en la selectividad se relacionan con la estructura espacial de las pesquerías.

Se debería explorar el número óptimo de pesquerías por incluir en una evaluación. Menos pesquerías permite tiempos de estimación más cortos y resultados más estables, pero podría añadir sesgos.

## 10. REFERENCIAS

- Fournier, D.A., Hampton, J., y Sibert, J.R. (1998) MULTIFAN-CL: a length-based, age-structured model for fisheries stock assessment, with application to South Pacific albacore, *Thunnus alalunga*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55, 2105-2116.
- Francis, R.I.C.C., Hurst, R.J. y Renwick, J.A. (2003) Quantifying annual variation in catchability for commercial and research fishing. Fishery Bulletin 101, 293-304.
- Hampton, J. y 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. Marine and Freshwater Research 52, 937-963.
- Maunder, M.N. y Hoyle, S.D. (2006) Condición del atún patudo en el Océano Pacífico oriental en 2004 y perspectivas para 2005. Comisión Interamericana del Atún Tropical, Informe de Evaluación de Stocks 6, 103-206.
- Maunder, M.N. y Watters, G.M. (2003a) A-SCALA: un análisis estadístico de captura a talla estructurado por edad para la evaluación de las poblaciones de atunes en el Océano Pacífico oriental. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Bull. 22, 433-582. (<http://www.iattc.org/PDFFiles2/Bulletin-Vol.-22-No-5SPN.pdf>)
- Pope, J.G. (1972) An investigation of the accuracy of virtual population analysis using cohort analysis. ICNAF Research Bulletin 9, 65-74.

## 11. Anexo A. Participantes

### DEPARTMENT OF FISHERIES AND OCEANS, CANADA

MAX STOCKER

### NATIONAL TAIWAN UNIVERSITY, CHINESE TAIPEI

CHI-LU SUN

### NATIONAL RESEARCH INSTITUTE FOR FAR SEAS FISHERIES, JAPAN

HIROYUKI KUROTA

YUKIO TAKEUCHI

### MEXICO

MICHEL DREYFUS

### NATIONAL INSTITUTE OF WATER AND ATMOSPHERIC RESEARCH (NIWA), NEW ZEALAND

CHRIS FRANCIS

### PARTICIPANTES PATROCINADOS POR LA COMISIÓN PERMANENTE DEL PACÍFICO SUR (CPPS)

IVÁN CEDEÑO – Instituto Nacional de Pesca  
(INP), Ecuador

ERICH DÍAZ – Instituto del Mar del Perú  
(IMARPE), Peru

JUAN CARLOS QUIROZ – Instituto de Fomento  
Pesquero (IFOP), Chile

### NATIONAL MARINE FISHERIES SERVICE (NMFS), USA

#### PACIFIC ISLANDS FISHERIES SCIENCE CENTER, HONOLULU

GERARD DINARDO

PIERRE KLEIBER

#### ALASKA FISHERIES SCIENCE CENTER, SEATTLE

RICHARD METHOT

#### SOUTHEAST FISHERIES SCIENCE CENTER, MIAMI

LIZ BROOKS

MAURICIO ORTIZ

#### SOUTHWEST FISHERIES SCIENCE CENTER, SANTA CRUZ

EDWARD DICK

XI HE

#### SOUTHWEST FISHERIES SCIENCE CENTER, LA JOLLA

RAY CONSER  
PAUL CRONE  
EMMANIS DORVAL  
TOMO EGUCHI

KEVIN HILL  
SUZANNE KOHIN  
HUIHUA LEE (visiting scientist)  
KEVIN PINER

### THE COLUMBIA RIVER INTER-TRIBAL FISH COMMISSION (CRITFC), USA

RISHI SHARMA

### UNIVERSITY OF CALIFORNIA AT SANTA CRUZ, USA

KATE SIEGFRIED

### ROSENSTIEL SCHOOL OF MARINE AND ATMOSPHERIC SCIENCE, UNIVERSITY OF MIAMI, USA

DAVID DIE

### SECRETARIAT OF THE PACIFIC COMMUNITY, NEW CALEDONIA

ADAM LANGLEY

### BILLFISH FOUNDATION

RUSSELL NELSON

### CIAT

ROBIN ALLEN  
RICK DERISO  
MICHAEL HINTON  
SIMON HOYLE

CLERIDY LENNERT  
MARK MAUNDER  
PAT TOMLINSON

## 12. Anexo B. Comparación de los cuatro modelos discutidos en la reunión

Las tablas siguientes describen las diferencias entre los cuatro programas de evaluación de poblaciones comparados en la reunión: 1) A-SCALA; 2) MULTIFAN-CL 3) Stock Synthesis II; y 4) CASAL.

### 1) General

	A-SCALA	MULTIFAN-CL	Stock Synthesis II	CASAL
Método	ADMB	AUTODIF	ADMB	BETADIF
Aproximación normal	Sí	Sí	Sí	Sí
Perfil de verosimilitud automático	Sí <sup>1</sup>	No	No <sup>2</sup>	Sí
Bayesiano	MCMC	No	MCMC	MCMC
Es MCMC práctico para el modelo actual de YFT del OPO	No	NA	No	No
Incertidumbre del modelo en MCMC	No	No	No	No
<i>Bootstrap</i>	No	No	Automático	Automático
Revisión	Programación dual, comparaciones con MFCL, revisión de publicación	Revisión de publicación, comparación con A-SCALA (no espacial ni mercado)	Reunión de modelado con revisión de CIE (experto independiente), revisiones intensivas Panel 5 STAR (expertos independientes) de aplicaciones, comparaciones con otros modelos, pruebas de simulación, comparación con otros modelos en UW	Comparación con Coleraine en varias evaluaciones, comparación con modelos Hoki y Paua existentes, comparación con otros modelos en UW, aplicaciones revisadas por expertos independientes
Evaluaciones	Evaluaciones de la CIAT (YFT, BET, SKJ) y con WCPO	WCPO YFT BET, ALB, SKJ, BUM, SWO, tiburón azul, langosta, BET ALB del Atlántico	15 evaluaciones de peces de fondo en costa occidental y Alaska, pez espada del SEPO	De 10 a 20 poblaciones en NZ y CCAMLR, peces de aleta y crustáceos
Aprox. máximo de parámetros estimados en una aplicación	2000 <sup>3</sup>	3000 <sup>3</sup>	200	200
Tiempo aproximado necesario para el modelo YFT del OPO	4 horas	4 horas	40 minutos <sup>4</sup>	No evaluado

<sup>1</sup> Pero generalmente no es práctico para las evaluaciones actuales de la CIAT

<sup>2</sup> ADMB tiene esta capacidad y podría ser fácilmente desarrollado

<sup>3</sup> Muchos de estos parámetros son realizaciones de efectos aleatorios

<sup>4</sup> Con intervalos de talla reestructurados

## 2) Estructura del modelo

Estructura	A-SCALA	MULTIFAN-CL	Stock Synthesis II	CASAL
Espacial población dinámica	No	Sí	Sí	Sí
Mortalidad por pesca	Desvíos del esfuerzo	Desvíos del esfuerzo	Pope	Pope/resolver ecuación de captura (una pesquería)
Temporadas	Limitado	General	General	General
Modelado específico de descartes	No	No	Sí	No
Estructura de sexos	No	En desarrollo	Opcional	Opcional
Morfos de crecimiento	No	No	Sí	Sí
Multiespecífica	No	En desarrollo pero no depredador-presa	No	Sí pero no depredador-presa
Selectividad	Penas por suavidad	Formas funcionales, no paramétrico con penas por suavidad, y <i>splines</i> cúbicos	Formas funcionales y no paramétrico	Formas funcionales y no paramétrico con penas por suavidad
Base de la selectividad	Pena por edad, talla	Edad o talla	Edad, talla, y sexo	Edad talla y partición
Parámetros que varían con el tiempo	Capturabilidad	Capturabilidad	Todos los parámetros estimados	Limitado
Ambiente	R y q	R	Todos los parámetros estimados	R (no probado)
Relación población-reclutamiento	B-H	B-H	B-H, Ricker	B-H, Ricker
M	Estructura por edad completa	Estructura por edad completa con suavidad	2 puntos de ruptura	Estructura por edad completa con suavidad
Desplazamientos	NA	Tasas de transferencia con pasos de tiempo implícitos	Tasas de transferencia	Tasas de transferencia, dependiente de densidad
Error por edad	No	No	Sí	Sí
Tamaño de intervalo de talla variable	No	No	Sí	Sí

### 3) Ajuste de datos en el modelo

Datos	A-SCALA	MULTIFAN-CL	Stock Synth. II	CASAL
Captura-esfuerzo	Desvíos de esfuerzo	Desvíos de esfuerzo	Índice	Índice
Captura a edad		√	√	√
Captura a talla	√	√	√	√
Índice abundancia	√		√	√
Marcado		√		√
Captura a peso		√		
Edad-talla	√		√	√
Peso medio			√	
Descarte (ajuste)			√	
Proporción madura				√
Proporción migradora				√
Edad de madurez				√

### 4) Las ocho preguntas

	A-SCALA	MULTIFAN-CL	Stock Synthesis II	CASAL
1	Desvíos de esfuerzo	Desvíos de esfuerzo	Captura/Biomasa	Captura/Biomasa o resolver ecuación de captura de Baranov
2	Penas por suavidad	Formas funcionales, no paramétrico con penas por suavidad, y <i>splines</i> cúbicos	Formas funcionales y no paramétrico	Formas funcionales y no paramétrico con penas por suavidad
3	Verosimilitud penalizada	Verosimilitud penalizada	Verosimilitud penalizada /MCMC	Verosimilitud penalizada /MCMC
4 <sup>5</sup>	Aproximación normal pero MCMC y perfil de verosimilitud posible pero impráctico	Aproximación normal, perfil de verosimilitud a mano y limitado en la práctica	Aproximación normal, MCMC, perfil de verosimilitud, <i>bootstrap</i>	Aproximación normal, MCMC, perfil de verosimilitud, <i>bootstrap</i>
5	Ajuste a índice o como relación	No determinado	Relación	Relación
6	Estimaciones puntuales o basado en verosimilitud con aproximación normal	Basado en verosimilitud con aproximación normal	Basado en verosimilitud con normal aproximación, MCMC	MCMC, estimaciones puntuales, reclutamiento paramétrico o no paramétrico
7				Estimar componente de error de proceso
8	Solamente en pesquerías	En pesquerías y población dinámica, usa datos de marcado	En pesquerías y población dinámica, usa datos de marcado	En pesquerías y población dinámica, usa datos de marcado

<sup>5</sup> El método usado para representar la incertidumbre es específico a la aplicación

### 13. Anexo C. Información de fondo (en inglés)

This section provides some background information on the eight questions that will be discussed at the working group workshop.

#### 1. How to model fishing mortality: Pope's approximation, effort deviates (MULTIFAN-CL), solving the catch equation, or virtual population analysis (VPA)-type annual variation in selectivity

The current method to model fishing mortality in the IATTC assessments (Maunder and Watters 2003a) uses the MFCL approach (Fournier *et al.* 1998). This method fits to the catch data conditioned on the effort using the fishing mortality-effort relationship and the Baranov catch equation (Fournier and Archibald 1982). The method models continuous fishing throughout the year acting simultaneously with natural mortality. It also allows for deviations from the fishing mortality-effort relationship using effort deviations (the "effort deviate approach") and allows the predicted catch to be somewhat different from the observed catch through the catch likelihood. The effort deviations are estimated parameters constrained with a penalty based on the log-normal distributional assumption that is added to the objective function. The larger the standard deviation assumed for this penalty, the more freedom the model has to deviate from the fishing mortality-effort relationship and the less influence catch and effort has on the biomass trajectory (this has a similar influence as the standard deviation of the likelihood function for catch per unit of effort (CPUE) when CPUE is used as an index of relative abundance).

The effort deviate approach has two limitations: computational demand and estimation of the standard deviation. The effort deviate approach is an approximation to implementation of a random effect. Even without integration across the random effect (*i.e.* the penalized likelihood implementation) the method is highly computationally intensive due to the large number of parameters (effort deviates) that must be estimated. The models have thousands of parameters, and even with efficient optimizers (*e.g.* automatic differentiation as implemented in AD Model Builder) they take several hours to converge. Currently, the standard deviation of the penalty is fixed at a predetermined value. However, it would be preferable to estimate the standard deviation based on how well the model fits the data.

An alternative method to the effort deviate approach, is to use Pope's approximation, which takes all the catch out half way though the year. This approximates continuous fishing throughout the year acting simultaneously with natural mortality. Pope's approximation assumes that catch is known without error, but eliminates the effort deviate parameters, greatly reducing the computational demand and reducing the run time. Pope's approximation is used in SS2, CASAL, and Coleraine. The use of seasons in SS2 and CASAL can improve the approximation.

The catch equation can be solved iteratively within the model. However, this requires doing the iteration within the already iterative estimation procedure, increasing the amount of calculations required and thus increasing the run time. In initial investigations into this approach by IATTC staff gave similar run times to the effort deviate approach or the method was unstable. However, the approach could be improved.

The methods described above use the separability assumption: fishing mortality is separated into age and time components. This differs from the VPA methods, which allow the age-specific fishing mortality to change temporally. Deviation from the separability assumption in the catch-at-age data can arise due to a) temporal variation in age-specific catchability and/or b) sampling error. The former requires flexibility in the temporal variability in selectivity; the latter can be accommodated under the separability assumption. Therefore, the choice of method will depend on the reliability of the sampling.

Statistical models can incorporate temporal changes in the selectivity (*e.g.* Butterworth *et al.* 2003). This provides an intermediate between the separable models and the VPA models. However, most methods rely on an arbitrary assumption about the amount of temporal variability that is allowed.

## 2. How to model selectivity: functional form, smoothness penalties, cubic splines

Most statistical stock assessment models rely on the separability assumption. Fishing mortality is separated into age and temporal components. The age component is referred to as the selectivity curve. There are several methods that have been used to model selectivity. Selectivity can be fixed *a priori* based on assumptions or data, or, more commonly, when age- or length-frequency data are available, estimated. The selectivity can be length or age based. Length-based methods can be either a simple function of mean length at age, or based on length and averaged over the length distribution at age to calculate an age selectivity, or the length based selectivity applied directly to the length distribution at age. The latter method makes sure that the correct selectivity is used to predict the length-frequency data.

Knife edge: Selectivity is zero below a given age and one for that age and older.

Functional form: A mathematical function of age or length is used to represent selectivity. Common forms are the logistic for monotonically increasing selectivity and the Coleraine double normal. SS2 includes several different functional forms, including an eight-parameter double logistic that can represent many different functional forms. When using functional forms it can be difficult to estimate all the parameters, particularly if an “if” statement is used in the implementation.

Smoothness penalties: A-SCALA uses the nonparametric form developed for MFCL. Haist *et al.* (1999) suggest that functional forms are too restricting, and may be inappropriate for a particular application, leading to biased results. They suggest using separate parameters to represent selectivity for each age, but to constrain the amount that selectivity can change from age to age with smoothness penalties. These penalties avoid overparameterizing the model. The method of Haist *et al.* (1999) is commonly used in complex statistical catch-at-age or catch-at-length analyses (*e.g.* Fournier *et al.* 1998; Ianelli 2002; Maunder and Watters 2003a). The first difference constrains the selectivity curve toward being constant, the second difference constrains it toward being linear, and the third difference constrains it toward being quadratic. It is likely that selectivity is partly length based, so an additional weighting factor is added to the first difference to apply a greater penalty for ages for which the growth rate is lower and the length distributions are similar between consecutive ages. The penalties used to determine the smoothness of the selectivity curves, which are usually specified arbitrarily, can influence the results. However, Maunder and Harley (2003) used cross validation based on length-frequency data sets to determine appropriate penalties.

Cubic splines: A recent development in MFCL is the use of cubic splines. Standard hypothesis tests (*e.g.* Akaike Information Criterion (AIC)) can be used to determine how many cubic splines should be used to represent a selectivity curve.

## 3. Do we need to integrate across random effects (*e.g.* recruitment deviates) and estimate standard deviations?

A-SCALA uses several types of annual deviates that are essentially random effects. These include the recruitment, effort, and catchability deviates. Traditionally, random effects should be integrated out of the analyses. However, this is computationally intensive for large non-linear models such as those used for stock assessment (Maunder and Deriso 2003). Therefore, statistical stock assessment models treat them as fixed effects, with a penalty added to the objective function based on the distributional assumption. This method is still somewhat computationally intensive, because of the large number of parameters that must be estimated.

In most applications the standard deviation of the distributional assumption is assumed known. It is possible to calculate the [penalized] maximum likelihood estimate of the standard deviation, but this is an inconsistent estimator, negatively biased at the local optimum and degenerative at zero (the global optimum).

The appropriate method to estimate the standard deviation is to integrate out the random effects. The

Laplace approximation and simulated likelihood approach now available in AD Model Builder (ADMB) may be useful to integrate out the random effects and estimate the standard deviations of the random effects. Alternatively, full Bayesian integration can be used to integrate out the random effects. However, ADMB requires the estimates of the standard deviations to set up the covariance matrix that is used for the jumping rule, which is problematic. In addition, the Bayesian approach requires priors for all model parameters.

Dave Fournier suggests a method for developing the penalty function that is more stable. This method treats the deviate as a random variable with a normal distribution that has a zero mean and a standard deviation of one. The recruitment at time  $t$  is

$$R_t = f(\cdot) \exp[\varepsilon_t \sigma - 0.5\sigma^2]$$

and the penalty ignoring constants is

$$p(\varepsilon) = 0.5 \sum_t \varepsilon_t^2$$

#### 4. How to estimate uncertainty: Bayesian; profile likelihood; bootstrap; model uncertainty

It is important to provide information about uncertainty in stock assessment results so that this can be taken into consideration for management decisions. Traditionally, uncertainty has been represented as confidence intervals (*e.g.* using asymptotics, profile likelihood, or bootstrap) for parameter estimates and management quantities and by sensitivity tests to model assumptions or parameter values. Recently, Bayesian analysis has become a popular method to represent uncertainty in fisheries stock assessment (Punt and Hilborn 1997).

Bayesian analysis has been promoted because of its ability to include prior information. However, prior information can be included in other frameworks and, in many applications, it is more information-efficient to integrate the data used to generate data-based priors directly into the assessment. As a method to represent uncertainty, Bayesian analysis requires priors for all model parameters. Unfortunately, in complex nonlinear models it is not practical to determine priors that are uninformative for the quantity of interest. Therefore, in low information situations, the results may be influenced by the priors chosen.

Other methods, such as profile likelihood and confidence distributions (Schweder 1998), are not dependent on priors, but may be more difficult to interpret. However, confidence distributions can be interpreted as objective Bayesian posteriors (Bayesian posteriors based on objective priors) that have the desirable properties of good coverage and invariance to transformations. In this case the distribution for frequentist (confidence distribution) and Bayesian (posterior distribution) are the same, the uncertainty intervals: confidence interval and credibility interval, are the same, and the uncertainty intervals are usually interpreted in the same way: 95% probability that true value is in the interval.

Model uncertainty has become an important part of stock assessment. In many cases, model uncertainty is greater than parameter uncertainty. Model uncertainty can be dealt with using model selection, model averaging, or including model uncertainty in Bayesian analysis (Patterson 1999; Parma 2001. *e.g.* using the reversible jump MCMC algorithm).

#### 5. How to include environmental data

The influence of the environment on fisheries population dynamics processes is an area of current research. The most common research involves correlating estimates of annual recruitment with environmental variables (*e.g.* sea-surface temperature). However, many other processes, such as growth and natural mortality, may be influenced by environmental variables. The environmental variables used can vary from the commonly-used sea-surface temperature to predator abundance or pollution levels.

Historical methods take estimates from a stock assessment and correlate them with the environmental

variables outside the stock assessment model. Due to different levels of data availability for different years and, for recruitment estimates, the length of time a cohort has been observed in the data, the uncertainty in estimates may differ among years. Ignoring this uncertainty, and the shrinkage to the mean caused by the penalty applied to the recruitment deviates in statistical catch-at-age models, may cause the results to be biased. Therefore, it may be more appropriate to integrate the environmental data and the relationship with the population process into the stock assessment model (Maunder and Watters 2003b).

Relationships between population processes (*e.g.* recruitment) and environmental variables can be integrated in the stock assessment in two ways: (1) as a structural assumption (Maunder and Watters, 2003b), or (2) as part of the likelihood function (Fournier and Archibald, 1982). When included as a structural assumption, the recruitment is calculated directly from the relationship,  $g()$ , and a stochastic component is added to the relationship ( $\varepsilon$ ).

$$R_y = g(\ ) \exp(\varepsilon_y)$$

The negative log-likelihood component (ignoring constants) is based on the annual residual, which is estimated as a parameter (see Maunder and Deriso, 2003)

$$\frac{\varepsilon_y^2}{2\sigma_r^2} + \ln(\sigma_r)$$

When the relationship is included as part of the likelihood, recruitment is estimated as a parameter, and the likelihood contains the relationship (see Fournier and Archibald, 1982)

$$\frac{[R_y - g(\ )]^2}{2\sigma_r^2} + \ln(\sigma_r)$$

The second method can be viewed as a Bayesian non-parametric approach with a prior based on the relationship. The first method is applicable only for an environmental relationship (ER) if the index is available for all years. The second method treats the ER like a survey index of abundance, and allows the index to have missing data. However, an additional penalty based on the distributional assumption about the annual recruitment deviates would be required for the years with missing values of the environmental index. To deal with missing values of the environmental index in the first method, these values could be estimated as parameters with a penalty based on the distribution of the environmental index. This would automatically provide the correct penalties for recruits with or without environmental index data. If practical, the missing data should be treated as a random effect. If the index is normally distributed, the missing data does not need to be estimated as its value can be subsumed by the recruitment deviate for that year by increasing the standard deviation of the recruitment deviate penalty based on the standard deviation of the recruitment index. Using the method suggested by Dr Fournier described above for random effects

$$X_t = \begin{cases} \alpha \exp[\beta I_t + \varepsilon_t \sigma] & \text{Index available} \\ \alpha \exp[\beta \bar{I}_t + \varepsilon_t (\sigma + \beta \sigma_t)] & \text{Index missing} \end{cases}$$

$$-\ln L(\theta | data) = 0.5 \sum_t \varepsilon^2$$

$$\bar{I} = \frac{\sum I_t}{n}$$

$$\sigma_t = \sqrt{\frac{\sum (I_t - \bar{I})^2}{n-1}}$$

## 6. How to perform forward projections

The ultimate goal of a stock assessment is to provide information to aid management decisions. One type of information useful for management advice is the predicted future outcome under different management strategies. It is also important to include information about the uncertainty in these predictions and the sensitivity to model assumptions. There are two types of uncertainty in projections: 1) the stochastic uncertainty about future conditions and 2) the uncertainty in estimating the current status and population dynamics. Both of these must be taken into consideration when carrying out projections. However, due to the computational demands of stock assessments, in some assessments only stochastic uncertainty about future conditions are included in the projections.

There are three main methods that can be used to include both types of uncertainty in forward projections: 1) bootstrap, 2) likelihood, and 3) Bayesian.

### 13.1. Bootstrap

First, the population dynamics model is fit to the data to estimate the model parameters and a prediction for all the data types. Based on the estimated residuals, a new random set of residuals is added to the model predictions to generate a new set of “observed data.” Next, for each bootstrap sample, the model is fit to this new data set. This model is then projected into the future. For parameters that are not estimated in the model, uncertainty can be added to the analysis by sampling these parameters from a “prior” distribution when doing the bootstrap (Restrepo *et al.* 1992). With the bootstrap method there are problems in determining which recent recruitment residuals should be estimated and which should be replaced with random numbers.

### 13.2. Bayesian

Inference in Bayesian analysis is based on the posterior probability distribution for the model and derived parameters. For each sample from the posterior, the model is projected forward one or more times (see Punt and Hilborn 1997). Bayesian analysis requires priors for all model parameters.

### 13.3. Likelihood

This method is implemented by extending the assessment model to include the time frame of the projections. The recruitment deviations in the projections are treated as model parameters to be estimated. The uncertainty in projected recruitment is controlled by the lognormal penalty (prior) put on all recruitment deviates. Any standard likelihood approach can be used for inference on the projections. For example, a profile likelihood (Hilborn and Mangel 1997) can be calculated for the biomass 10 years in the future to provide confidence intervals. The stochastic components should be treated as random effects if computationally possible. Otherwise, the  $\log(\sigma)$  of the penalty and the lognormal bias correction factor should be omitted from the future recruitments.

### 13.4. Approximations

The above methods can be computationally intensive. The bootstrap requires that the objective function (model) be optimized several hundred times, the Bayesian analysis requires the function to be evaluated millions of times, and the profile likelihood needs to be repeated tens of times independently for each quantity of interest. If the stock assessment model is computationally intensive and takes several hours to run, like the A-SCALA applications, these methods may be impractical. In this case approximations may be necessary.

The current method to perform projections in A-SCALA and MFCL and also an option for SS2, is to use

the likelihood approach and calculating asymptotic confidence intervals based on the normal approximation using the Hessian matrix. If this method is used, the log-normal bias correction factor applied to the annual recruitment residuals causes problems, and care must be used, as for which years it should be applied. An alternative is to use a normal approximation to the likelihood surface or posterior and randomly draw the parameters (and current status) from this distribution and project forward with random recruitment in the future.

## **7. What likelihood functions to use for different data sets and how to weight data sets in the assessment**

Most modern statistical stock assessment models are based on likelihood functions. Likelihood functions allow the estimation of uncertainty, the appropriate weighting of the different data sets, and the application of Bayesian analysis. Likelihood functions are based on the assumed probability (sampling) distributions for the data. There are many different forms that can be used, including those that are robust to outliers (Fournier *et al.* 1998). For relative indices of abundance (*e.g.* CPUE), the log-normal likelihood function is generally used. The multinomial likelihood is often used for age- or length-frequency data.

The uncertainty in parameter estimates and the relative weighting among data sets is determined by the standard deviation or the sample size of the likelihood functions. These can be fixed *a priori* or, in some cases, estimated inside the model simultaneously with the other model parameters. There are analytical formula for the maximum likelihood estimates and Bayesian integration of the standard deviation for the normal and log-normal likelihood functions for relative indices of abundance (Walters and Ludwig 1994; Maunder and Starr 2003). In many cases the effective sample size of the multinomial likelihood function is much less than the actual sample size due to non-independence in the samples. The sample size of the multinomial likelihood is problematic to estimate because it is included in the combinational constant of the multinomial probability distribution. Therefore, an iterative method (McAllister and Ianelli 1997) or approximations to the multinomial can be used.

Chris Francis suggests that the “true” log-normal likelihood function should be used to ensure that the “lognormal bias correction factor” is always included. This is important when the standard deviation differs among data points or if a prior is put on a related parameter.

Process error should be taken into consideration in stock assessment models. One method of including process error is through the use of random effects. An alternative approach is to add an additional constant to the observation error standard deviation (Francis *et al.* 2003). This constant can be provided *a priori* or estimated as a parameter within the stock assessment.

## **8. Should we use spatial structure in the population dynamics, or are spatially-defined fisheries adequate?**

A-SCALA includes spatial structure in the model only through the differences in selectivity and catchability estimated in fisheries that are conducted in different areas. There is no spatial structure in the population dynamics. In contrast, MFCL allows for spatial structure in the population dynamics and movement between the sub-areas (Hampton and Fournier 2001). Unfortunately, a large amount of tagging data from all sub-areas is required to estimate movement among the sub-areas. In the case of limited data, can spatially-structured fisheries adequately represent spatial structure in the population dynamics? Initial results, using the Pacific-wide bigeye tuna assessment, showed that a model with spatially-structured fisheries gave results similar to a model with spatial structure in the population dynamics (Hampton *et al.* 2003).

### **References**

Butterworth, D.S., Ianelli, J.N., and Hilborn R. (2003) A statistical model for stock assessment of southern bluefin tuna with temporal changes in selectivity. *African Journal of Marine Science* 25,

331-361.

- Fournier, D. and Archibald, C.P. (1982) A general theory for analyzing catch at age data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39, 1195-1207.
- Fournier, D.A., Hampton, J., and Sibert, J.R. (1998) MULTIFAN-CL: a length-based, age-structured model for fisheries stock assessment, with application to South Pacific albacore, *Thunnus alalunga*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55, 2105-2116.
- Francis, R.I.C.C., Hurst, R.J., and Renwick, J.A. (2003) Quantifying annual variation in catchability for commercial and research fishing. *Fish. Bull.* 101, 293–304.
- Haist, V., Fournier, D., and Saunders, M.W. (1999) Reconstruction of B.C. sablefish stocks, 1966-1998, and catch projections for 1999, using an integrated catch-age mark-recapture model with area and depth movement. Canadian Stock Assessment Secretariat Research Document 99/79, 46 pp. ([http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas/Csas/DocREC/1999/pdf/99\\_079e.pdf](http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas/Csas/DocREC/1999/pdf/99_079e.pdf))
- 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. *Marine and Freshwater Research* 52, 937-963.
- Hampton, J., Kleiber, P., Takeuchi, Y., Kurota, H., and Maunder, M.N. (2003) Stock assessment of bigeye tuna in the western and central Pacific Ocean, with comparisons to the entire Pacific Ocean. SCTB16 BET-1. (<http://www.spc.int/OceanFish/Html/SCTB/SCTB16/bet1.pdf>)
- Hilborn, R. and Mangel, M. (1997) *The Ecological Detective: Confronting Models with Data*. Princeton University Press, Princeton. 315pp.
- Ianelli, J.N. (2002) Simulation analysis testing the robustness of productivity determinations from west coast Pacific Ocean perch stock assessment data. *North American Journal of Fisheries Management* 22, 301-310.
- 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. and Harley, S.J. (2003) Methodological improvements to the EPO tuna stock assessments. SCTB16 MWG-2. (<http://www.spc.int/OceanFish/Html/SCTB/SCTB16/mwg2.pdf>)
- Maunder, M.N. and Watters, G.M. (2003a) 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, 433-582. (<http://www.iattc.org/PDFFiles2/Bulletin%20Vol.22%20No%205.pdf>)
- Maunder, M.N. and Watters, G.M. (2003b) A general framework for integrating environmental time series into stock assessment models: model description, simulation testing, and example. *Fishery Bulletin* 101, 89-99.
- Maunder, M.N. and Starr, P.J. (2003) Fitting fisheries models to standardised CPUE abundance indices. *Fisheries Research* 63, 43-50.
- McAllister, M. K., and Ianelli, J. N. (1997) Bayesian stock assessment using catch-age data and the Sampling/ Importance Resampling Algorithm. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54, 284-300.
- Parma, A.M. (2001) Bayesian approaches to the analysis of uncertainty in the stock assessment of pacific halibut. *American Fisheries Society Symposium* 24, 111-132.
- Patterson, K.R. (1999) Evaluating uncertainty in harvest control law catches using Bayesian Markov chain Monte Carlo virtual population analysis with adaptive rejection sampling and including structural uncertainty. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56, 208-221.
- 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.
- Restrepo, V.R., Hoenig, J.M., Powers, J.E., Baird, J.W., and Turner, S.C. (1992) A simple simulation approach to risk and cost analysis, with applications to swordfish and cod fisheries. *Fishery Bulletin* 90, 736-748.
- Schweder, T. (1998) Fisherian or Bayesian methods of integrating diverse statistical information? *Fisheries Research* 37, 61-75.
- Walters, C.J. and Ludwig, D. (1994) Calculation of Bayes posterior probability distributions for key population parameters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51, 713–22.