



SEGUNDO INFORME

CONVENIO "ESTATUS Y POSIBILIDADES DE EXPLOTACIÓN
BIOLÓGICAMENTE SUSTENTABLES DE LOS PRINCIPALES
RECURSOS PESQUEROS NACIONALES, AÑO 2012"

Merluza de cola, 2012

SUBPESCA / Octubre-2011



SEGUNDO INFORME

CONVENIO "ESTATUS Y POSIBILIDADES DE EXPLOTACIÓN
BIOLÓGICAMENTE SUSTENTABLES DE LOS PRINCIPALES
RECURSOS PESQUEROS NACIONALES, AÑO 2012"

Merluza de cola, 2012
SUBPESCA / Octubre-2011

REQUERENTE

SUBSECRETARÍA DE PESCA, SUBPESCA
Subsecretario de Pesca
Pablo Galilea Carrillo

EJECUTOR

INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO, IFOP
Jefe División Investigación Pesquera
Mauricio Braun Alegría
Director Ejecutivo
Jorge Antonio Toro Da'Ponte

JEFE DE PROYECTO
Ignacio Payá Contreras

AUTORES
Ignacio Payá C.
Cristián Canales R.

COLABORADORES

Renato Céspedes M.
Sergio Lillo V.
Vilma Ojeda C.
Jessica González A.
Luis Adasme M.



RESUMEN EJECUTIVO

Se realizó una evaluación de stock a tiempo real, es decir, incluyendo las biomassas y estructura de edades obtenidas en la última evaluación hidroacústica realizada en Agosto del año 2011. La información de las capturas y rendimientos de pesca comerciales se actualizó hasta diciembre del 2010. No se incluyeron estructuras de tallas de las capturas comerciales del primer semestre del 2011, por que estas no representan la captura anual. Se supuso que la captura del 2011 será un 20% menor que la del año 2010 debido a que la cuota anual fue reducida en igual porcentaje para el año 2011.

Las evaluaciones acústicas muestran que en los últimos 4 años la biomasa en la zona y época de desove se ha mantenido baja, en torno a las 200-250 mil t, con escasa presencia de individuos adultos mayores de 6 años de edad y una mayor abundancia de individuos juveniles.

Se actualizó el índice de abundancia basado en las CPUE de las flotas arrastreras. También se avanzó en el estudio de índices de abundancia locales por tipo de pesquería así como por unidad de pesquería. Se emplearon modelos lineales generales mixtos (GLMM) donde los factores fijos fueron año, mes y caladero de pesca y los efectos aleatorios fueron interacciones entre año y caladeros o entre mes y caladero dependiendo del modelo ajustado. Desde el 2002 en adelante las señales del índice de abundancia para el área total y la biomasa acústica fueron similares entre si y mostraron una tendencia general a la baja. Los análisis preliminares de los índices de abundancia por zona y la biomasa acústica sugieren que en la pesquería demersal centro-sur ($<41^{\circ}28.6'S$) se producen procesos de hiper-agotamiento (CPUE disminuye más rápido que la biomasa), mientras que en la pesquería de arrastre de la zona sur-austral se podrían verificar eventos de hiper-estabilidad (CPUE disminuye más lento que la biomasa). Es importante destacar que estos efectos locales están incorporados en el modelo para el área total a través de los efectos de caladeros y la interacción entre año y caladeros, por lo que el índice del área total es representativo de la abundancia del stock total. No obstante, para proyectos futuros se sugiere incluir en el modelo de evaluación de stock los índices de CPUE locales, para esto se deberán incluir parámetros adicionales para modelar los procesos locales de hiper-agotamiento e hiper-estabilidad.

La información de las estructuras de edades de las capturas comerciales y las abundancias a la edad fueron consistentes entre si y muestran una disminución notable de los peces adultos, con el consecuente aumento de la proporción de juveniles.

Se actualizó el análisis de las fluctuaciones de los pesos medios a la edad en las capturas comerciales, confirmándose una tendencia histórica a la disminución de los pesos medios de los peces mayores de 6 años de edad, que se revierte en los años más recientes.

Durante el año 2011 se trabajó en forma más inclusiva que en años anteriores, realizando un taller de análisis de datos con expertos nacionales y un taller de revisión de la evaluación de stock



conducido y realizado por expertos extranjeros (se incluye reporte de los expertos). Del taller de revisión de stock se concluye que todos los análisis de sensibilidad realizados son consistentes en mostrar una tendencia decreciente de la biomasa del stock. Durante el taller internacional el modelo de IFOP fue implementado en ADMB, incorporando mayor flexibilidad para analizar hipótesis alternativas de la dinámica poblacional. Este programa es el que se emplea en el presente informe. En términos generales, el modelo evaluación de stock fue similar al empleado en las evaluaciones de stock anteriores, pero consideró el año 1985 como primer año en la evaluación.

Se realizó un gran número de análisis de sensibilidad durante el taller internacional y después de este, entre los principales, se sensibilizó el modelo al año de inicio, a diferentes hipótesis de la dinámica poblacional (abundancia inicial y reclutamientos) y a diferentes formas de ponderar las distintas fuentes de información. Se realizó una validación cruzada del modelo, removiendo en forma progresiva el año más reciente, método conocido como análisis retrospectivo. Se encontraron patrones retrospectivos que tienden a sobreestimar las biomassas y las capturas totales permisibles para los años más recientes.

La biomasa total a inicios del 2011 se estimó en 377 mil t (intervalo al 95% de 337 mil t a 418 mil t), de las cuales 168 mil t (intervalo al 95% de 143 mil t a 193 mil t) correspondieron al stock desovante y 71 mil t a la fracción 6+ (intervalo al 95% de 57 mil t a 85 mil t). La biomasa total fluctuó entorno a 1.4 millones de t entre el año 1985 y el 2000, para luego caer rápidamente a niveles de 400 mil t a partir del año 2005. La biomasa desovante presentó una tendencia similar a la biomasa total, mientras que la biomasa de la fracción 6+ mostró una tendencia decreciente desde el inicio de la serie.

La dinámica del stock fue altamente dependiente de las fluctuaciones de los reclutamientos de peces de 1 año de edad, con un período de altos reclutamientos entre 1985 y 1999, en los cuales los mayores valores fueron en 1986, 1994 y 1996, y un período de bajos reclutamientos desde el 2000 hasta 2011. Por lo tanto, durante gran parte de los años ochenta y hasta fines de los noventa predominaron clases anuales fuertes que generaron niveles altos de biomassas. La disminución de la biomasa desde fines de los noventa hasta el presente se asocia fuertemente con un nivel menor de reclutamientos.

Hasta el año 2002 las mayores tasas de explotación fueron ejercidas por la flota de cerco, luego es la flota arrastrera de la PDA la responsable de la mayor parte de la explotación, siendo la flota arrastrera de la PDSC la de menor impacto. En promedio las tasas de explotación de la flota de cerco fueron mayores y más variables que las tasas de explotación del arrastre PDA.

Se implementó un diagrama de fase para establecer el estado del stock. El stock ingresó al área de sobrepesca (exceso tasa de explotación) durante los años noventa, aunque no se encontraba en sobreexplotación (escasez de biomasa desovante). Durante estos años, los cambios notables de reclutamientos y tasas de explotación hicieron que la situación del stock fuera fluctuante en términos de su grado de sobrepesca, en todo caso siempre el stock estuvo alejado de la sobreexplotación gracias a una biomasa desovante abundante. Entre 1999 y 2000 la biomasa desovante disminuyó a



niveles aun recomendados ($BD/B_0=0.4$), pero desde el 2003 al 2005 esta disminuye rápidamente ingresando a la zona de sobreexplotación ($BD/B_0 < 0.2$). Durante los últimos años, el stock se encuentra en sobreexplotación, pero no en sobrepesca, ya que las tasas de explotación aun son menores que la tasa límite.

El rango recomendable de captura total permisible para el año 2012 es de 45289 a 48058 t, que corresponde al rango de 10% a 30% de riesgo de sobrepasar el objetivo de manejo de mantener la producción de huevos por recluta en un 40% de la producción de huevos por recluta potencial.

Se simuló el efecto de aplicar una estrategia de captura constante durante los próximos 20 años, evaluando sus efectos en el corto (2016) y mediano (2031) plazo. El efecto se evaluó como la probabilidad que el stock se encuentre en diferentes estados (sobrepesca, sobreexplotación, etc.). Se analizó una captura constante de *status quo*, que corresponde a una captura de 60 mil t, y una reducción de captura a 50 mil t, que corresponde al estimado máximo verosímil de la captura total permisible. La captura de 60 mil t genera que en el año 2015 el stock recupere la biomasa desovante por sobre el 20% de B_0 , por lo que abandona la zona de sobreexplotación. En el año 2025-2026 el stock alcanza el nivel de biomasa recomendable (40% B_0). En comparación a la captura de 60 mil t, la captura de 50 mil t produce que el stock abandone el estado de sobreexplotación en el 2014, es decir, un año antes. Esta diferencia aumenta con los años de proyección, con captura de 50 mil t el stock deja el estado de riesgo de sobreexplotación en el 2020, mientras que con una captura de 60 mil t lo hace en el 2026.

Esta simulación no implica una recomendación de esta estrategia de captura constante en particular, existiendo múltiples alternativas, entre las cuales una estrategia de recuperación parece ser más adecuada dada la situación de sobreexplotación del stock. Es la subsecretaría de Pesca la que debe definir la estrategia que se debe aplicar a esta pesquería. Este análisis muestra, a manera de ejemplo, que está disponible la maquinaria de cómputo para simular diferentes estrategias de explotación.

Se presenta un listado de brechas de investigación basadas en el taller de datos con expertos nacionales y en el taller de revisión de la evaluación de stock con expertos extranjeros y nacionales. Entre las principales destacan: estimación de capturas reales; unidades de stock; madurez y fecundidad; mortalidad natural; estimaciones acústicas de aguas interiores, índices de CPUE de arrastre locales e índice de CPUE de cerco.



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISIÓN INVESTIGACIÓN PESQUERA



ÍNDICE GENERAL

| | Página |
|---|--------|
| 1. ANTECEDENTES | 1 |
| 2. OBJETIVOS..... | 3 |
| 3. INFORMACIÓN EMPLEADA | 4 |
| 3.1 Definición de las Pesquerías y aspectos operacionales..... | 4 |
| 3.2 Índice de abundancia basado en captura por unidad de esfuerzo..... | 6 |
| 3.3 Biomasa estimada por hidroacústica y área barrida | 9 |
| 3.4 Composición de edades y longitudes | 11 |
| 3.5 Madurez sexual y pesos medios..... | 18 |
| 3.6 Crecimiento y mortalidad natural | 20 |
| 3.7 Alimentación | 21 |
| 3.8 Unidad de stock y área de análisis | 21 |
| 4. MODELO DE EVALUACIÓN..... | 23 |
| 4.1 Características del modelo de evaluación y supuestos | 23 |
| 4.2 Datos de entrada al modelo y período de evaluación | 26 |
| 4.3 Procedimiento de estimación de parámetros | 26 |
| 4.4 Sobre el estándar de la información y conocimiento para el diagnóstico del recurso | 27 |
| 4.5 Puntos biológicos de referencia (PBR) y cálculo de Captura Total Permisible (CTP)..... | 27 |
| 4.6 Diagrama de fase para el diagnóstico del estado del recurso..... | 28 |
| 5. EVALUACIÓN DE STOCK | 29 |
| 5.1 Taller internacional de revisión de la evaluación de stock. | 29 |
| 5.2 Análisis de sensibilidad N°1: Hipótesis de la dinámica poblacional..... | 31 |
| 5.3 Análisis de sensibilidad N°1: Capturabilidad acústica y patrón de selectividad de cerco. | 32 |
| 5.4 Análisis de sensibilidad N°1: Detalle del ajuste y resultados del escenario 7..... | 35 |
| 5.5 Análisis de sensibilidad N°1: Comparación de escenarios. | 41 |
| 5.6 Análisis de sensibilidad N°2: Ponderadores de los datos e índices..... | 44 |
| 5.7 Validación del modelo: Análisis retrospectivo. | 47 |
| 5.8 Modelo Seleccionado: Ajustes y residuales del modelo. | 49 |
| 5.9 Modelo Seleccionado: Variables de interés. | 61 |
| 5.10 Diagrama de fase y estado del stock. | 68 |
| 5.11 Captura total permisible 2012. | 70 |
| 5.12 Proyección del stock bajo captura constante..... | 71 |
| 4.12.1 Captura constante de <i>status quo</i> igual a 60 mil t..... | 71 |
| 4.12.2 Captura constante de 50 mil t..... | 77 |
| 6. BRECHAS DE INVESTIGACION | 82 |
| 7. DISCUSIÓN | 84 |
| 8. CONCLUSIONES | 85 |
| 9. REFERENCIAS | 87 |



ANEXOS:

- Anexo 1.** Índice de abundancia basado en las tasas de captura de la pesquería de arrastre de merluza de cola entre los años 1979 y 2010.
- Anexo 2.** Biomasa estimada por área barrida en 1972. ¿Puede ser considerada biomasa virginal en equilibrio?
- Anexo 3.** Análisis de las hipótesis sobre los pesos medios a la edad en las capturas comerciales.
- Anexo 4.** Actas de reuniones IFOP-SUBPESCA.
- Anexo 5.** Taller internacional de revisión y mejora de la evaluación de stock de merluza de cola.
- Anexo 6.** Modelo de evaluación para el stock de merluza de cola (*Macruronus magellanicus*) en ADMODEL builder.
- Anexo 7.** Reporte de los expertos extranjeros sobre el taller internacional.



1. ANTECEDENTES

La actividad pesquera en Chile se ha situado como una de las áreas que ha liderado el crecimiento de la economía nacional. Dicho proceso se ha basado tanto en los niveles de producción y exportaciones de la pesca extractiva, así como también, en el rápido desarrollo de la acuicultura.

Por mandato legal, la función pública en la gestión de la actividad pesquera y de la acuicultura le corresponde a la Subsecretaría de Pesca y al Ministerio de Economía, Fomento y Turismo, instituciones responsables de fijar las políticas y establecer las medidas de regulación que tienen por objetivo conformar el marco legal y normativo para brindar las condiciones más adecuadas para el desarrollo sustentable de la actividad de la pesca y la acuicultura. Para cumplir adecuadamente ese rol resulta esencial contar con fundamentos científicos y técnicos sólidos en cuanto al conocimiento del estado de conservación de los recursos biológicos y su ambiente, así como también, del desempeño de la actividad extractiva.

Consecuentemente, la Autoridad Sectorial ha definido la misión institucional en términos de regular y administrar la actividad pesquera y de acuicultura, a través de políticas, normas y medidas de administración, sustentadas en informes técnicos fundamentados en la investigación científica y en variables de carácter social y económico, con enfoque participativo y territorial.

Los objetivos estratégicos asociados para dar cumplimiento a esta misión son los siguientes:

- Establecer las medidas de administración sectorial para propender a la sustentabilidad de los recursos pesqueros y de la acuicultura.
- Disponer de información sectorial oportuna y pertinente que permita el diseño de las políticas sectoriales y la administración de la actividad pesquera y de acuicultura.

Con el objeto de atender la misión y sus objetivos estratégicos, la Subsecretaría de Pesca identifica y encarga al Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) ejecutar los programas de seguimiento y monitoreo de las pesquerías, así como también, la evaluación de stock y análisis de capturas recomendables para los principales recursos pesqueros, todos financiados con fondos sectoriales de asignación directa. Las actividades antes mencionadas junto con otras investigaciones financiadas por el Fondo de Investigación Pesquera, forman parte del denominado Proceso de Asesoría Científica y Técnica (PACT).

En los últimos 20 años, IFOP ha realizado anualmente las evaluaciones de stock y estimaciones de capturas totales permisibles de los principales recursos pesqueros de Chile. Esto ha servido de base biológica para las medidas de conservación que la Subsecretaría de Pesca ha aplicado. Las metodologías para la evaluación de stock han progresado notablemente en los últimos 20 años como así mismo las capacidades de IFOP, razón por lo cual el instituto se ha consolidado a nivel nacional y latinoamericano como la única institución con la capacidad científico/técnica para desarrollar una evaluación de stock moderna en variadas especies a la vez pero no por ello imperfectibles.



Conforme a los estándares internacionales en uso, el PACT debe ser implementado de forma transparente, inclusiva y oportuna. En ese cometido, los Comités Científicos adquieren un rol relevante en canalizar la asesoría en materias fundamentales para la administración de las pesquerías, como es la determinación del estatus de conservación de los recursos pesqueros.

Con este fin, se requiere definir previamente el marco biológico de referencia dentro del cual situar los indicadores de estado (biomasa, abundancia) y flujo (mortalidades, tasas de explotación) para cada uno de los recursos pesqueros estudiados, lo que permitirá establecer el estatus de conservación de éstos y, sobre esa base, realizar diversos análisis ex-ante de las consecuencias futuras más probables de las opciones de explotación que se juzguen más apropiadas para el logro de los objetivos de conservación de los recursos y de sustentabilidad integral de la actividad pesquera.

Sin embargo, debido a que la renovabilidad de los recursos biológicos y las actividades de explotación de éstos conforman un sistema complejo y altamente dinámico, en donde predomina la incertidumbre sobre el estado de este sistema en el espacio y el tiempo, la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) ha definido los lineamientos técnicos para implementar el llamado Enfoque Precautorio en la toma de decisiones de conservación y ordenamiento de las pesquerías bajo incertidumbre (FAO, 1995), el cual actualmente constituye un estándar mínimo para el adecuado manejo de las pesquerías.

Considerando la necesidad de cumplir con las disposiciones de la Ley General de Pesca y Acuicultura, dado el marco normativo establecido para las principales pesquerías nacionales que facultan al Ministerio para establecer regulaciones a la explotación por razones de conservación de los recursos y de sustentabilidad de la actividad pesquera considerando el enfoque precautorio en su implementación, la Subsecretaría de Pesca ha encargado a IFOP la elaboración de esta propuesta técnica, en atención a los requerimientos de asesoría para la determinación del estatus de los recursos pesqueros y recomendaciones de niveles de explotación biológicamente aceptables, para las principales pesquerías nacionales.



2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo general

Actualizar el estatus de los principales recursos pesqueros nacionales y analizar sus posibilidades de explotación biológicamente sustentables en horizontes de corto y mediano plazo.

2.2 Objetivos específicos

- i. Implementar procedimientos y protocolos científicos para la determinación del estatus de los recursos seleccionados con arreglo al nivel de conocimiento, información e incertidumbre de estos recursos y de sus respectivas pesquerías.
- ii. Establecer el estatus actualizado de estos recursos, sobre la base de sus principales indicadores de estado y flujo, estimando la incertidumbre involucrada en el procedimiento, empleando el mejor conocimiento e información disponible a la fecha de ejecución del estudio, de acuerdo al estándar establecido por la Subsecretaría de Pesca.
- iii. Analizar las posibilidades de explotación de los mismos, conforme a las Estrategias y Tácticas de Explotación específicamente establecidas para esos efectos por la Administración Pesquera.
- iv. Identificar las brechas de datos, información y conocimiento de todos los recursos y sus pesquerías y proponer las acciones requeridas para alcanzar el estándar completo establecido con la menor incertidumbre posible.



3. INFORMACIÓN EMPLEADA

3.1 Definición de las Pesquerías y aspectos operacionales.

La pesca sobre merluza de cola (*Macroronous magellanicus*) esta constituida por dos unidades de pesquería: V a la X Regiones, y XI a la XII Regiones, las cuales se encuentran declaradas en régimen de plena explotación y sometidas a la medida de administración denominada Límites Máximos de Capturas por Armador, y por ende esta sujeta a cuotas anuales de capturas según se indica en el artículo 3º de la Ley 19.713. La actividad es industrial y es desarrollada por dos flotas arrastreras (V-X y XI-XII Regiones) y una flota cerquera que distribuida entre la V y X operó hasta el 2002. La Cuota Global de Captura para el 2010 asignada para la macrozona V-X regiones alcanza a 104,6 mil t, mientras que la CGC asignada a la macrozona XI-XII alcanza a 44,8 mil t; el 100% de la cuota corresponde a la fracción industrial.

Los datos de desembarques corresponden a las estadísticas oficiales provistas por el Servicio Nacional de Pesca (SERNAPESCA) en el período de análisis. En el presente trabajo no se considera el efecto de descarte porque no se dispone de información validada en este sentido, sin embargo, se sostiene que un masivo descarte de ejemplares pre-reclutas se debiera manifestar en un bajo nivel de reclutas a la pesquería que el modelo y las estructuras de edades debieran advertir. Por otro lado, tampoco se dispone de estimados de subreporte que permitan corregir las estadísticas oficiales de los desembarques.

La actividad extractiva sobre merluza de cola es antigua y se remonta a mediados de los 70s junto con el desarrollo de la pesquería demersal sur-austral (PDA). En estos años, la merluza de cola no era especie objetivo por lo que era descartada, no obstante las capturas reportadas eran del orden de las 20 mil toneladas anuales. Años más tarde se desarrolla la pesquería pelágica como complemento estival de la pesquería del jurel, y genera un récord con poco más de 300 mil toneladas durante la segunda mitad de los noventa. Posteriormente, junto con la reducción de los desembarques de merluza de cola capturada por la flota de cerco en el 2003, se registra un incremento sostenido de los desembarques de la flota arrastrera en las dos unidades de pesquería. Este explosivo aumento, que duplicó las estadísticas en el período 2000-2010, se explica por la apertura de nuevos mercados para el poder exportador (**Figura 1**).

Históricamente, para los fines de la evaluación de stock se ha empleado la división por tipo de pesquería en el límite 41°28,6'S (PDA y PDSC). Actualmente, se están realizando los esfuerzos para reprocesar toda la serie histórica de capturas a la edad por unidad de pesquería administrativa, sin embargo, este reproceso aún no está completo. Debido a esto y para ser consistente con las series de datos disponibles la evaluación se mantiene considerando las flotas arrastreras por tipo de pesquería.

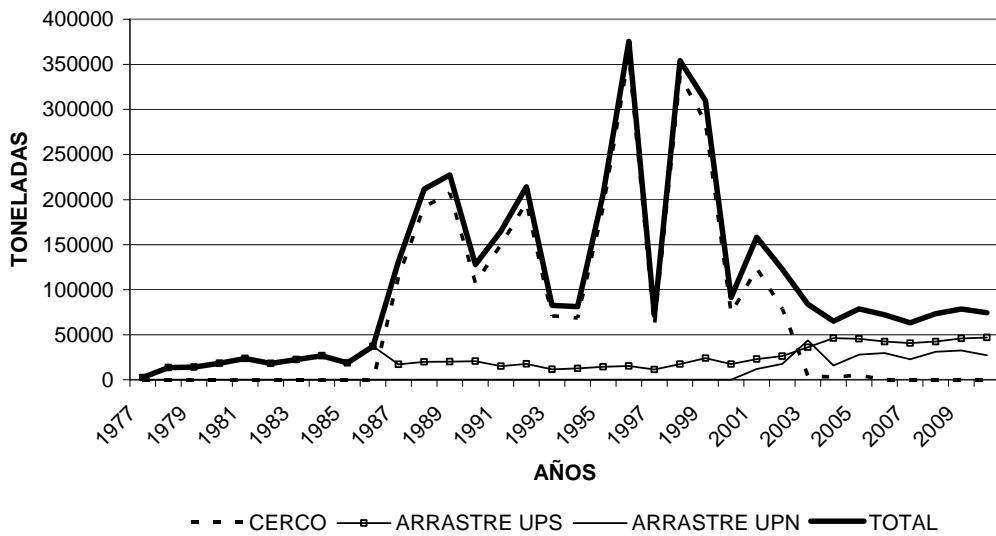
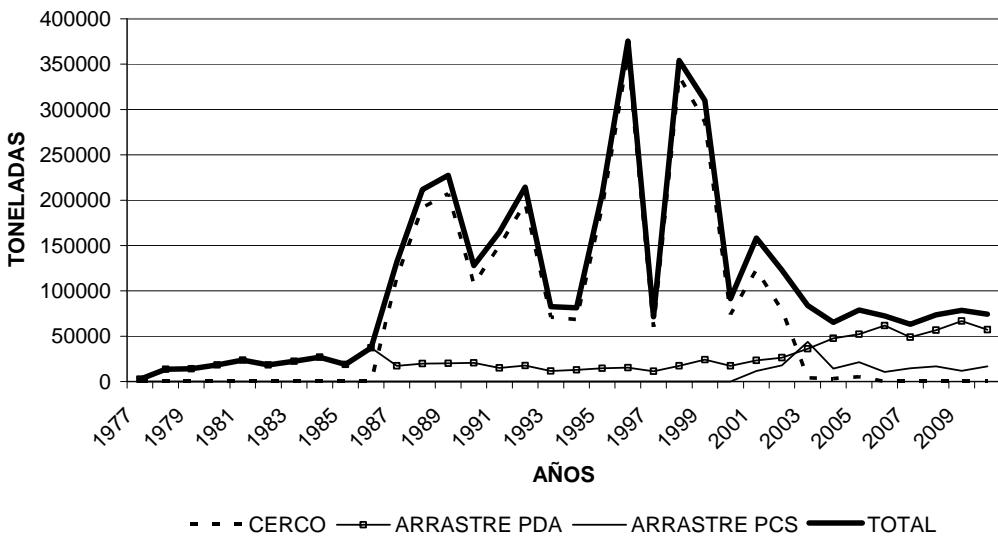
A

B


Fig. 1. Desembarques oficiales de merluza de cola por unidad de pesquería (A) y por pesquería demersal (B) (PDA: pesquería demersal austral; PCS: pesquería demersal centro-sur).



3.2 Índice de abundancia basado en captura por unidad de esfuerzo

Para las flotas de arrastre, y siguiendo las recomendaciones de los expertos internacionales, se estimaron los índices para:

1. Área total y periodo 1979-2010.
2. Área total y periodo 2002-2010.
3. Unidad de Pesquería Norte (UPN) y período 1979-2010.
4. Unidad de Pesquería Sur (Sur) y período 2002-2010. No incluyeron los años antes del 2002, debido a la escasez de datos.
5. Pesquería demersal austral (PDA) y período 1979-2010.
6. Pesquería demersal centro-sur (PDCS) y período 2002-2010. No incluyeron los años antes del 2002, debido a la escasez de datos.

Los análisis en detalle se presentan en el **ANEXO 1**. El análisis incluyó la actualización de la base de datos crudos de las flotas arrastreras, la validación de la base de datos, la identificación de caladeros de pesca de merluza de cola y la modelación de las capturas considerando la comparación entre el índice basado en el análisis por zona y por caladero, seleccionándose el índice basado en el análisis por caladero (**Figura 2A**). Cabe indicar que conforme a la reorientación del esfuerzo demersal-austral a la captura de este recurso a fines de los 90s, la recolecta de información de la operación de pesca previa a esta fecha pudiera ser de menor calidad, debido a que en muchos lances la merluza era considerada fauna acompañante. Sin perjuicio de esto el índice muestra un período en el cual la merluza de cola fue una especie complementaria al desarrollo de la pesquería PDA. Este período llega hasta mediados de los noventa, y luego se identifica un período de transición, consolidándose a partir del 2002 como una pesquería específica. A partir del 2003, este índice indica una sostenida reducción que es consistente con la señal mostrada por los cruceros hidroacústicos.

El índice de abundancia actualizado fue consistente con los índices utilizados en las dos últimas evaluaciones de stock, y muestra una disminución para el último año. También este índice para el área total tuvo una buena relación lineal con la biomasa estimada por los cruceros acústicos (ver más adelante). Esto se puede explicar por que cada vez más la flota de la zona centro-sur pesca más próxima a la zona de concentración reproductiva y por que además las estructuras de las capturas comerciales son similares a la estructura de la biomasa insonificada.

Al restringir la serie de análisis al período 2002-2010, la señal general fue la misma pero con mayor variabilidad (**Figura 2A**). Comparado con los índices usados en años anteriores el índice 2002-2010 presentó la misma tendencia, pero valores menores para los años 2006 y 2007.

El límite usado para definir el área norte y sur tuvo efectos importantes. Cuando se usó el límite de la unidad de pesquería ($>43^{\circ}44.28' S$) la tendencia del índice fue mas similar entre norte (UPN) y sur (UPS) que cuando se usó el límite entre la pesquería PDA y PDCS ($41^{\circ}28.6' S$) (**Figura 2B**). Esto se explica por que el área de la UPN incluye una mayor fracción de la zona de concentración reproductiva queda el área de la PDCS.

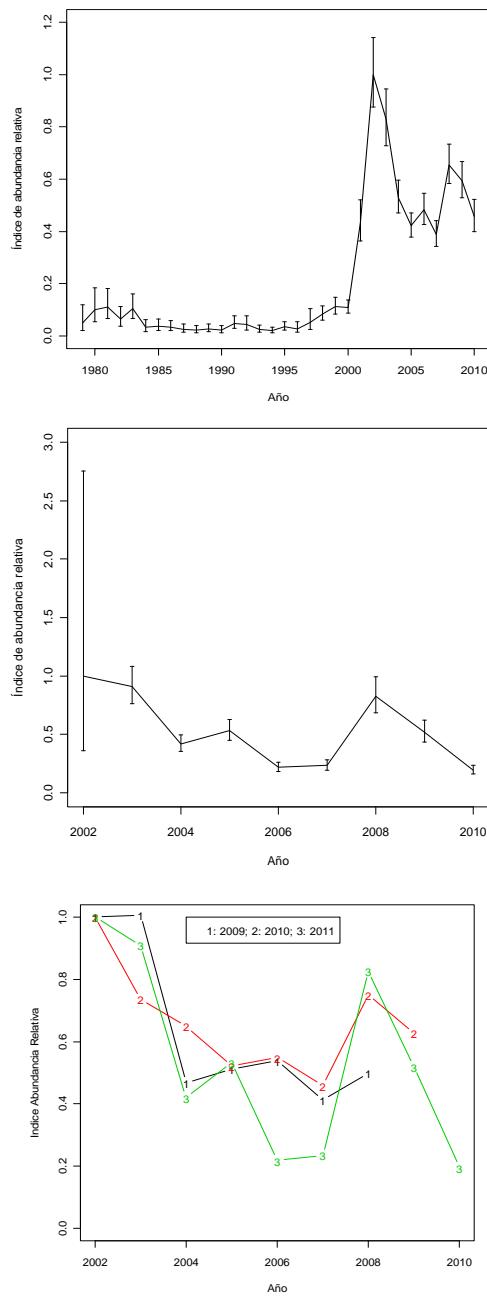


Fig. 2A. Índice en el área total para 1979-2010 (arriba) y 2002-2010 (al medio), y comparación del índice 2002-2010 con los índices empleados en evaluaciones anteriores (abajo). Las líneas verticales representan el intervalo de confianza al 95%.

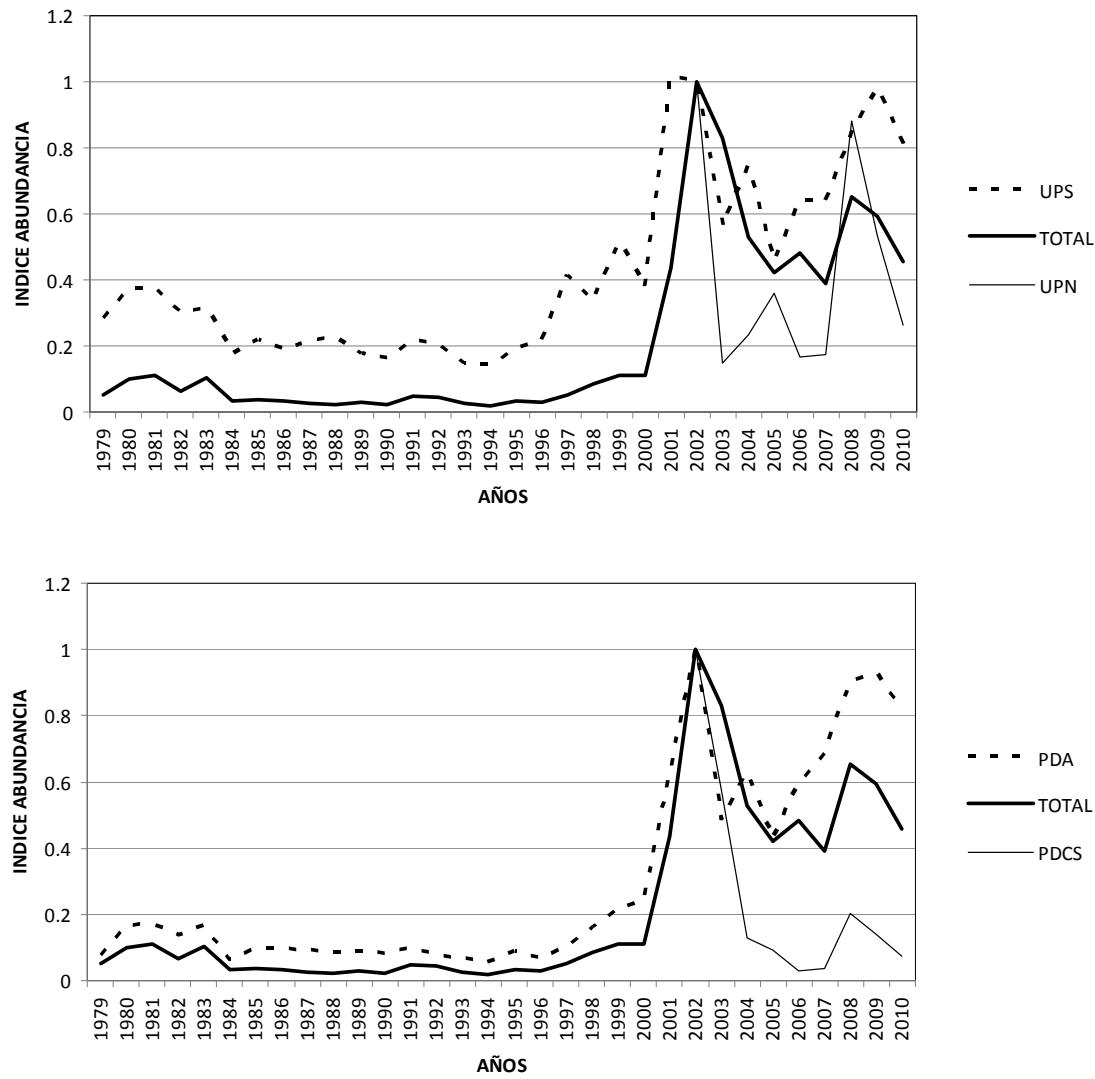


Figura 2B. Índice de abundancia para el área total comparado con índices de abundancia por unidad de pesquería (arriba) y por flota arrastrera de la PDA y de la DCS (abajo).

Otra señal de abundancia relativa incorporada al modelo fue el índice abundancia relativa basado en la CPUE de la flota de cerco que fuera incluida en Canales *et al.* (2008). Esta señal está asociada a las clases anuales más jóvenes de la población y muestra una reducción entre 1988 y 1997 seguido de un incremento hacia el 2000-2001 que se contradice con lo ocurrido en la pesquería (**Figura 3**).

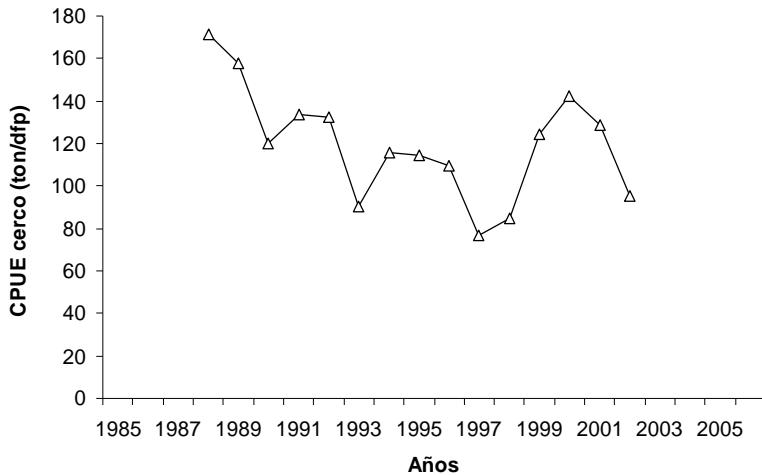


Fig. 3. Serie de CPUE estival estimada para la flota de cerco entre 1988 y el 2002.

3.3 Biomasa estimada por hidroacústica y área barrida

Además de los cruceros hidroacústicos realizados con el fin de evaluar la biomasa desovante en la zona de máxima concentración reproductiva en las inmediaciones de las islas Guafo y Guamblin (43° - 47° S), se han realizado otros dos cruceros en la zona centro-sur y dos en aguas interiores de la X-XI Regiones. La biomasa estimada en la zona de desove muestra una caída desde el 2000 hasta el 2005 y luego una pequeña recuperación, para disminuir nuevamente en 2010 y 2011 (Figura 4a). Por lo tanto, en los últimos cuatro años la biomasa se ha mantenido relativamente estable y ha estado compuesta principalmente por peces juveniles o adultos jóvenes (ver mas adelante). Cabe destacar que en la presente evaluación de stock no se incluyó los estimados de biomasa de merluza de cola de 1992, que esta se obtuvo desde un crucero orientado a evaluar la biomasa de merluza del sur y la estimación de merluza de cola corresponde a la primera estimación realizada con el método acústico en Chile y realizada sin un diseño de muestreo dirigido sino como un subproducto de los muestreos de merluza del sur. Se destaca que en el presente informe se ha incluido la última biomasa estimada por hidroacústica para el año 2011. Desde el año 2002 en adelante se encontró una buena relación lineal ($R^2=0,9$) entre la biomasa acústica y el índice de abundancia relativa basado en las capturas comerciales (Figura 4b).

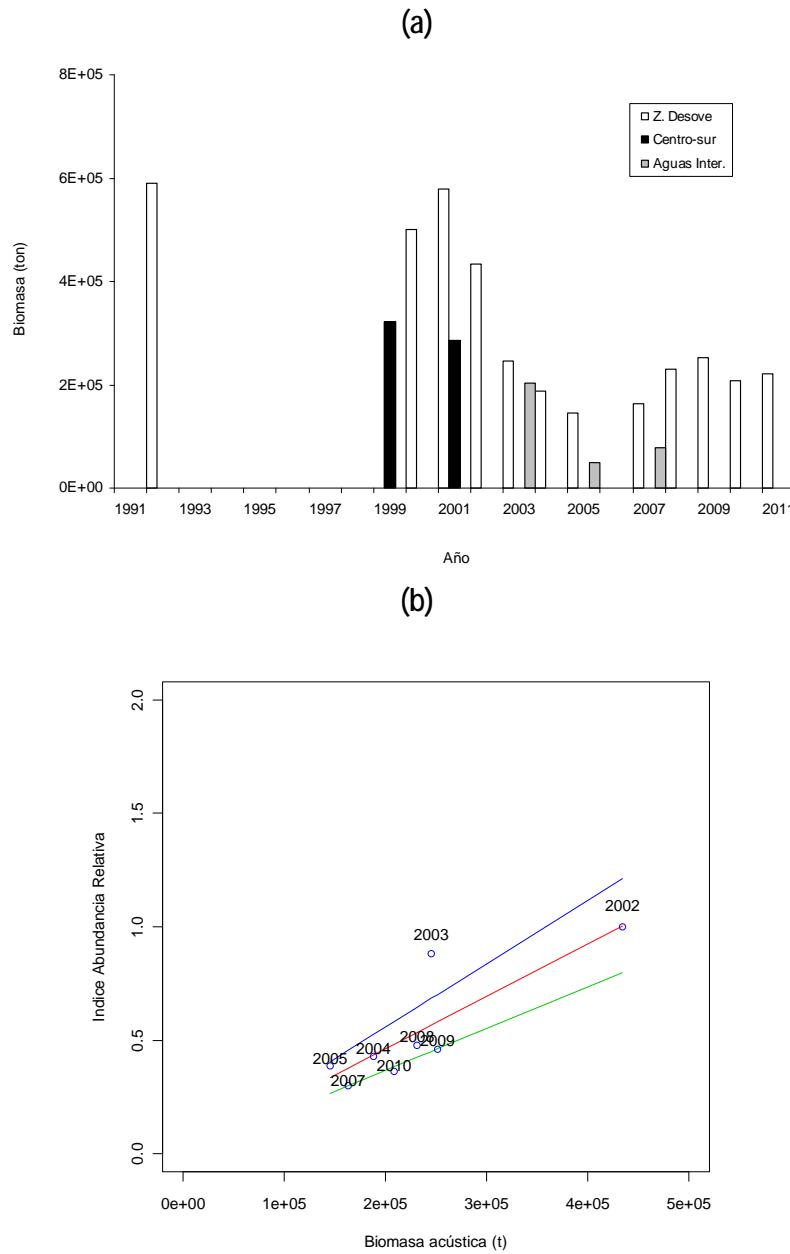


Fig. 4. Biomasa hidroacústica de merluza de cola estimada en cruceros de zona de desove (43° - 47° LS), zona centro sur y aguas interiores de la X-XI Regiones (a). Regresión por el origen con intervalos de confianza al 95%, entre biomassas acústicas e índice de abundancia basado en CPUE desde el año 2002 (b).



Por otro lado, en enero de 1972 se realizó la primera prospección de recursos demersales de la zona sur austral del País determinándose un “standing stock” de merluza de cola de 740 mil toneladas (Pantoja *et al.*, 1973). Esta biomasa no incluye a todo el stock y su estructura de tallas (edades) no corresponde a una estructura estable. Por lo tanto, no se puede emplear directamente como una biomasa virginal de equilibrio, si no que se debe incluir un patrón de disponibilidad/selectividad (ver mas detalles en **ANEXO 2**). Esta biomasa no se usa en el modelo actual.

3.4 Composición de edades y longitudes

Las composiciones de edades de las capturas corresponden a las series históricas que dispone IFOP hasta el 2010, elaboradas a partir de diversos programas de seguimiento de las pesquerías. Estas composiciones han sido elaboradas a partir del muestreo de longitudes periódico de las capturas y los cruceros, y su posterior transformación a edad a través de las claves trimestrales y semestrales generadas de la lectura de otolitos. La información de estructuras esta compuesta por matrices de capturas a la edad (1 – 14 años) para las principales flotas de pesca, y la información de composición de longitudes (20-80 cm) registradas por la flota de cerco entre 1988 y 1996. Cabe indicar que conforme a lo señalado de la reorientación del esfuerzo demersal-austral a la captura de este recurso a fines de los 90s, la recolecta de información biológico-pesquera previa a esta fecha pudiera ser de menor calidad, debido a que en muchos lances la merluza era considerada fauna acompañante.

En la captura a la edad de la flota arrastrera de la PDA ha aumentado notablemente en los últimos años la presencia de individuos menores de 6 años edad (**Figura 5**). El análisis de consistencia de esta matriz fue positivo, mostrando claramente el pasar de las cohortes y el decaimiento exponencial esperado en las edades completamente reclutadas (**Figuras 6 a 8**).

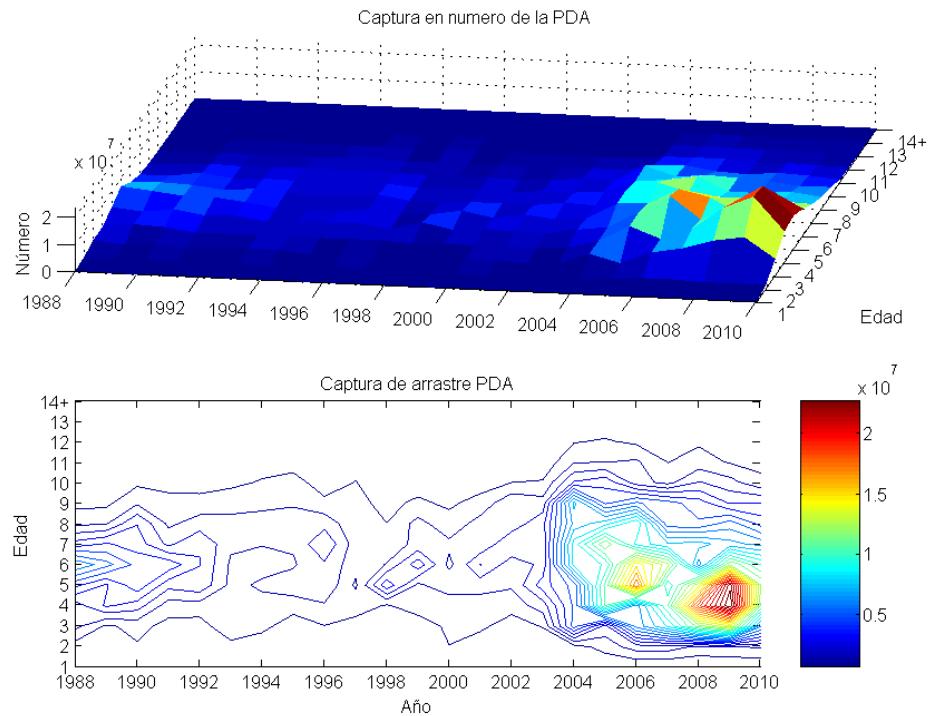


Fig. 5. Captura a la edad de la flota arrastrera de la PDA.

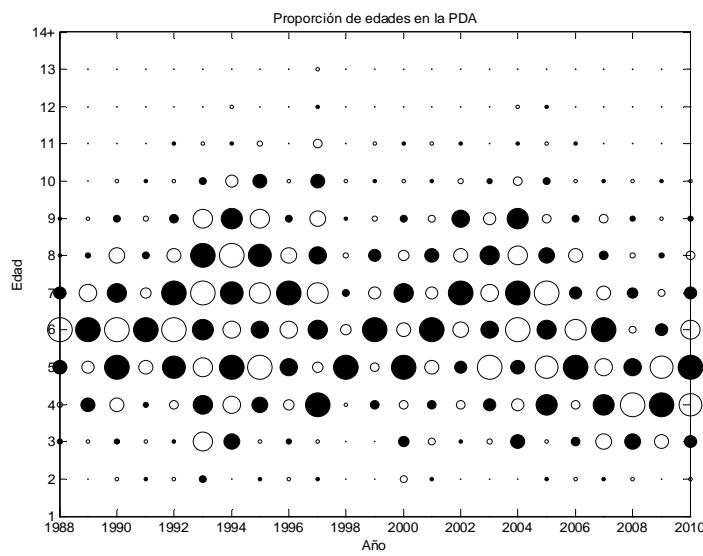


Fig. 6. Proporción de la captura a la edad a través de los años. Flota arrastrera de la PDA.

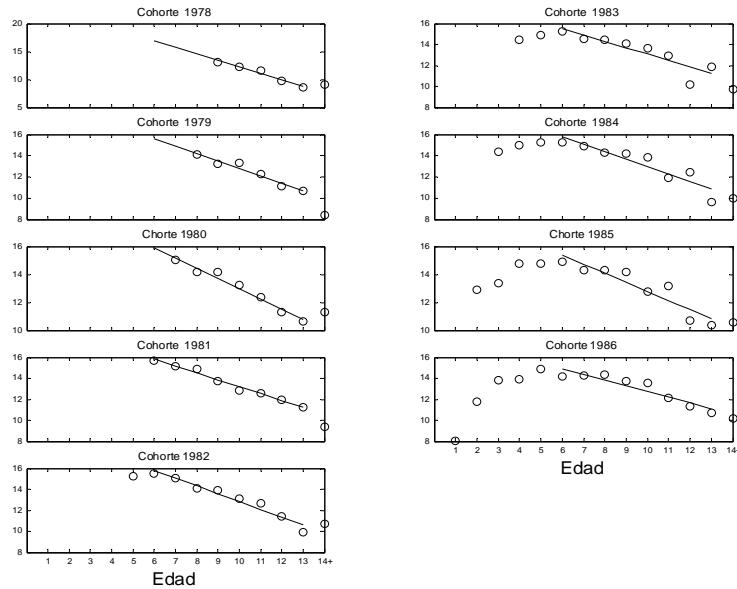


Fig. 7. Análisis de consistencia en el decaimiento lineal del logaritmo de las capturas a través de las cohortes de 1978 a 1986. Flota arrastre PDA.

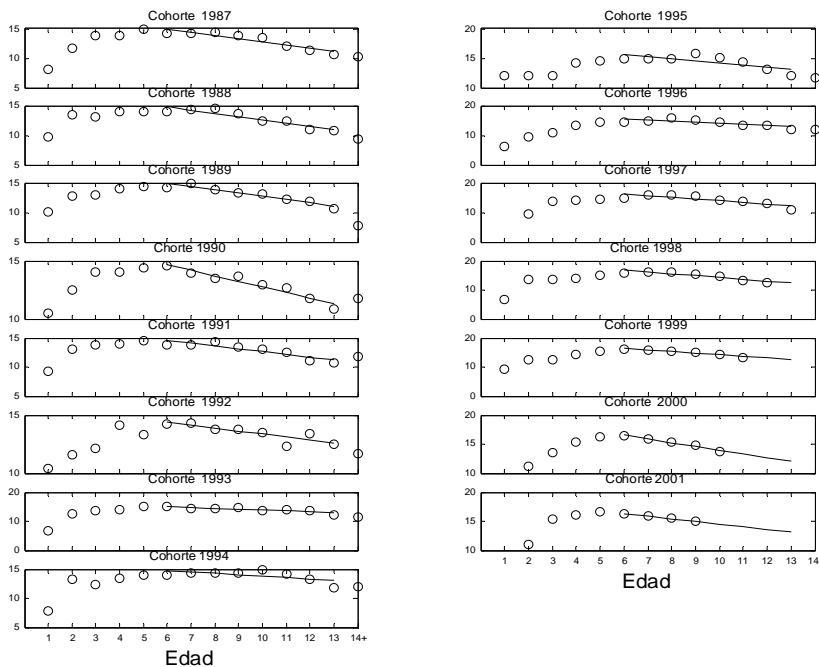


Fig. 8. Análisis de consistencia en el decaimiento lineal del logaritmo de las capturas a través de las cohortes de 1987 a 2001. Flota arrastre PDA.

En las capturas de la flota arrastrera de la PCS también se aprecia un incremento importante de la presencia de las edades menores de 6 años y la consiguiente disminución de la presencia de peces mayores de 6 años (**Figura 9**). La matriz de esta flota fue consistente en mostrar el paso de las diferentes cohortes, las cuales siguieron el decaimiento exponencial esperado (**Figuras 10 y 11**).

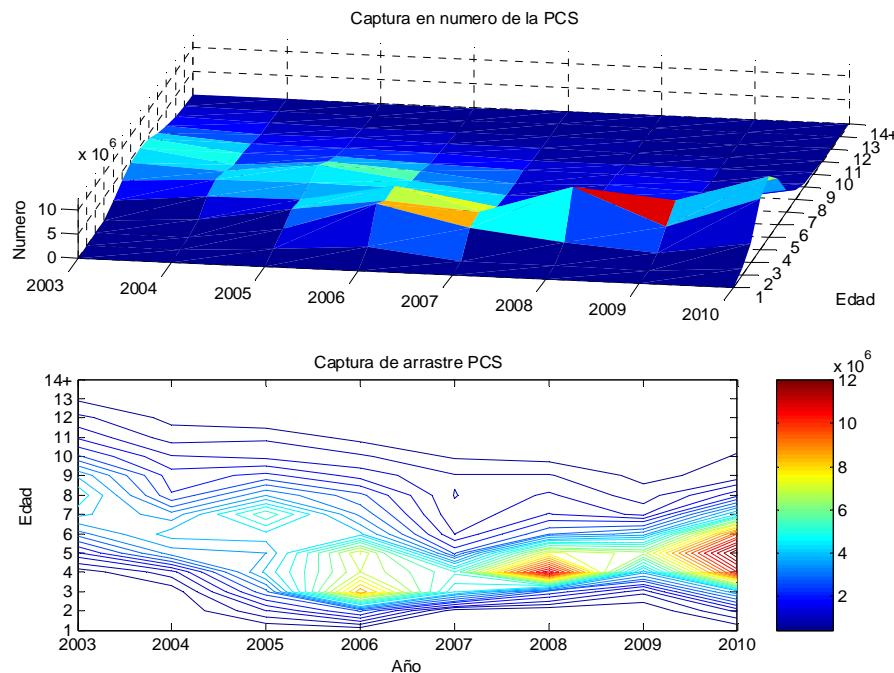


Fig. 9. Captura a la edad de la flota arrastrera de la PCS.

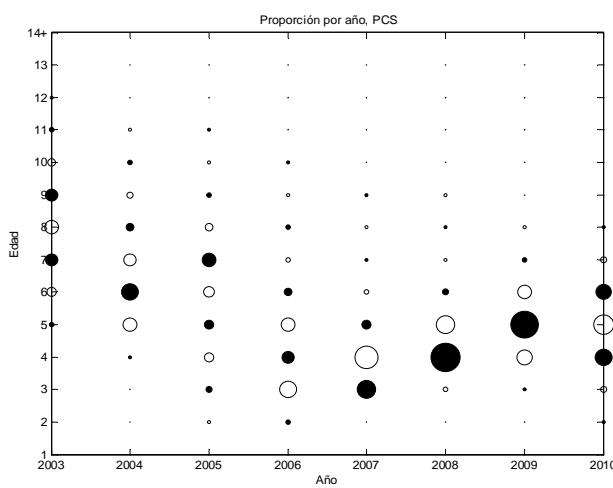


Fig. 10. Proporción de la captura a la edad a través de los años. Flota arrastrera de la PCS.

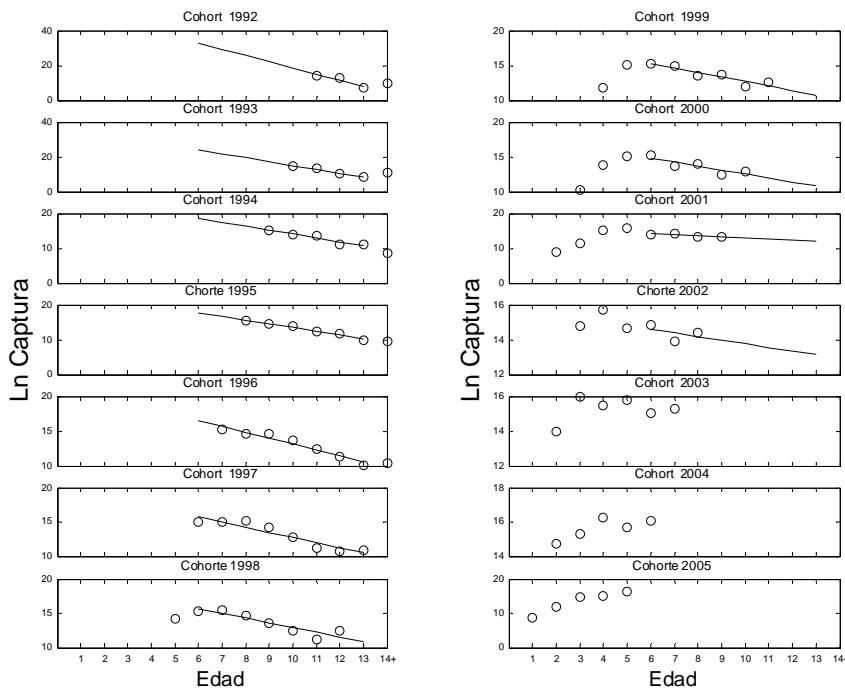


Fig. 11. Análisis de consistencia en el decaimiento exponencial del logaritmo de las capturas a través de las cohortes de 1992 a 2005. Flota arrastrera de la PCS.

En los datos acústicos la abundancia por edades tuvo un gran aumento de los peces de 3 y 4 años de edad, lo cual fue consistente con lo observado en las capturas comerciales (**Figura 12**). Desde el año 2008 se observó un cambio notable de la estructura, disminuyendo la proporción de peces mayores de 6 años y concentrándose la abundancia en edades 3 y 4 (**Figura 13**). La matriz de abundancia a la edad de acústica tuvo una buena consistencia en el decaimiento lineal del logaritmo de la abundancia a través de las cohortes (**Figura 14**).

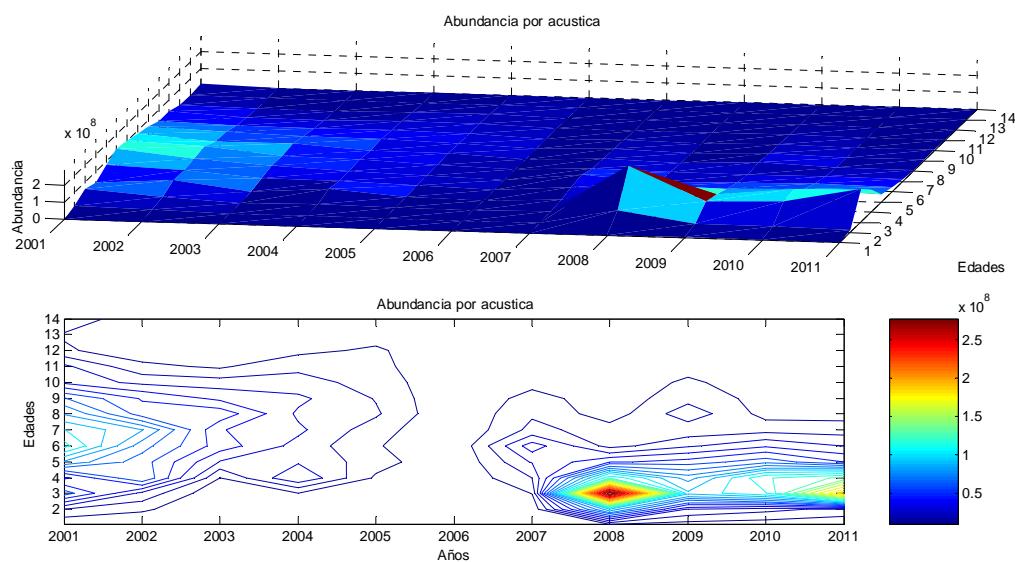
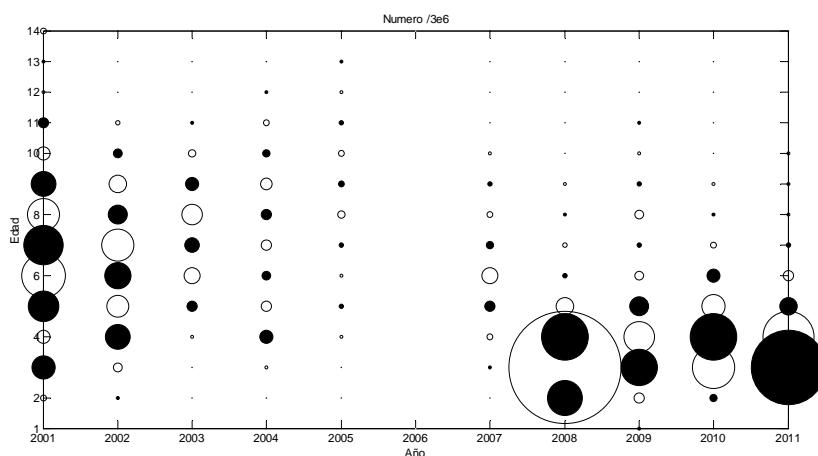
A

B


Fig. 12. Gráficos de volumen y contornos (A) y de burbujas (B) de la abundancia por edades estimadas por acústica. Las burbujas se muestran en negro o blanco para facilitar el seguimiento de las cohortes.

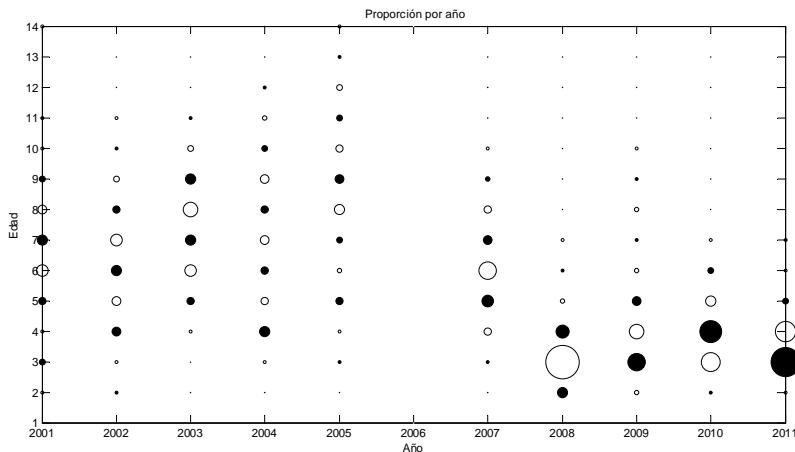


Fig. 13. Proporción de edades a la edad estimadas por acústica.

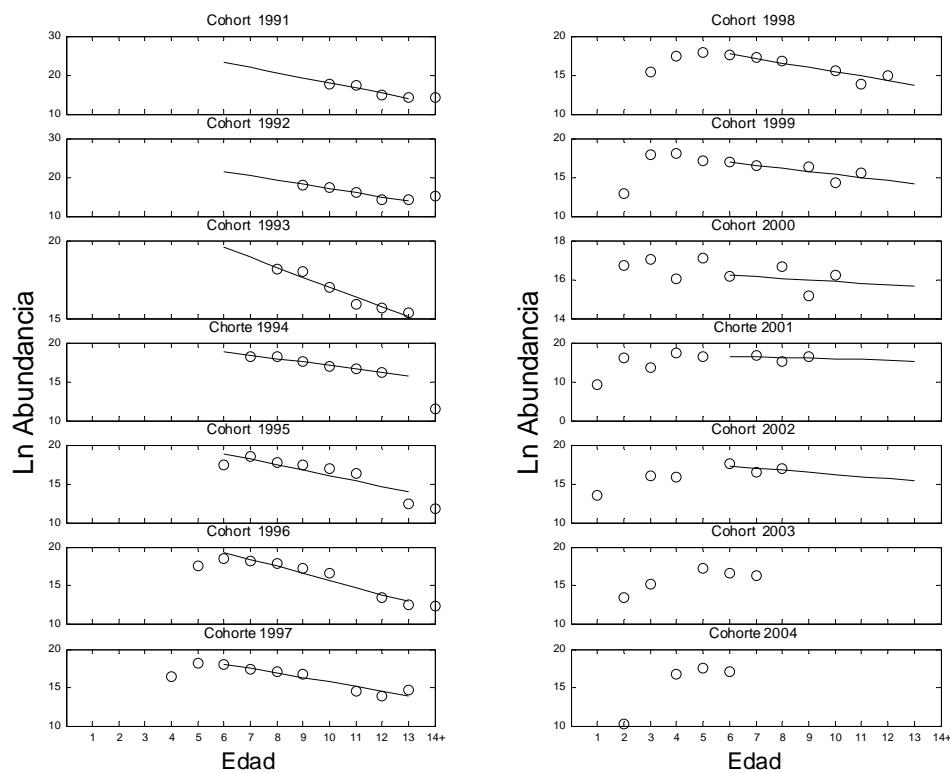


Fig. 14. Análisis de consistencia de la disminución lineal del logaritmo de la abundancia a través de las diferentes cohortes.

Por su parte, la composición de edades de la flota de cerco es parcial y solo muestra la presencia de ejemplares mayoritariamente inmaduros, al igual que las composiciones de tamaños de la misma flota en años previos. Esta última sugiere importantes cambios en el patrón de explotación que parecieran confundirse con el patrón de crecimiento de esta especie, haciendo difícil la identificación y seguimiento de una cohorte a través de la pesquería (**Figura 15**).

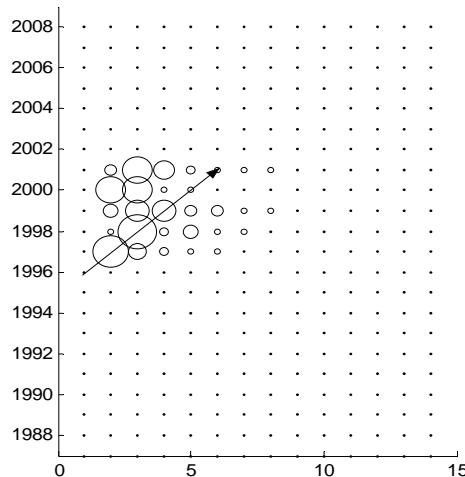


Fig. 15. Composición de edades en las capturas de cerco centro-sur (tomada de Canales et al. 2010).

3.5 Madurez sexual y pesos medios

La edad de primera madurez sexual de la merluza de cola está entre los 3 y 4 años de edad, en tanto que por sobre los 9 años se encuentra en más de un 95% sexualmente madura (**Figura 16**). Es un desovante tipo sincrónico, con una sola moda clara de ovocitos (Young et al 1998. FIP 97-36)

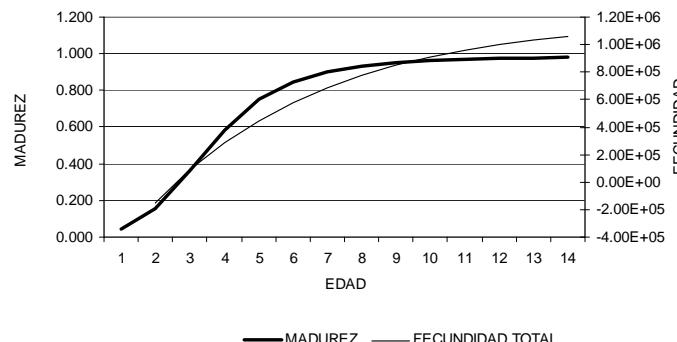


Fig. 16. Madurez y fecundidad a la edad.

Durante los últimos cruceros de evaluación acústica ha resultado difícil estimar la función de madurez y por ende la talla de 50% de madurez. De la recopilación de la información disponible por diferentes métodos y autores no surge una tendencia clara en la talla de 50% de madurez, por lo que se decidió mantener esta talla en 54 cm (**Figura 17**).

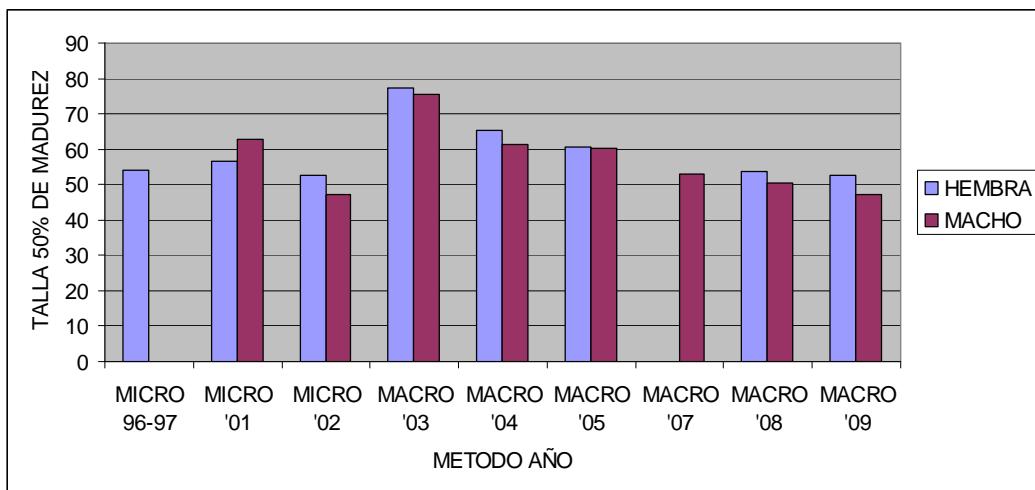


Fig. 17. Talla de 50% de madurez estimada para diferentes años mediante métodos Microscópico (MICRO) y Macroscópico (MACRO). Datos desde Young et al. 1998 y Cruceros Acústicos (FIP 2009-10)

De igual forma, la información de pesos medios anuales a la edad es elaborada a partir de las relaciones peso-talla anuales, y su posterior transformación a través de la matriz clave talla-edad antes mencionada. Esta información cubre muestreos mensuales desde 1989 a la fecha. En las últimas evaluaciones de stock se siguió la recomendación realizada por Chris Francis (NIWA) en el taller COSAW (2005) que dice relación a usar los pesos promedios históricos para los diferentes años, de modo reducir la irregularidad anual de los pesos medios por edades y dar mayor fuerza al análisis de los cambios en abundancia basada en la fuerza de las clases anuales y la remoción por captura. En el **ANEXO 3** se actualiza con datos hasta el 2010 la revisión de esta sugerencia y otras preguntas relacionadas al peso medio a la edad. Los nuevos datos agregados refuerzan la conclusión que se deben emplear los pesos promedios estimados para cada año y no el promedio histórico, debido a que se observan tendencias históricas en los pesos medios y no variaciones puramente aleatorias. En los últimos se observó un crecimiento en peso de los peces mayores de 6 años de edad.

3.6 Crecimiento y mortalidad natural

La edad máxima observada en la captura comercial es de 18 años, mientras que las tallas máximas observadas han sido de 110 cm para machos y de 120 cm para hembras. Esta especie presenta crecimiento diferencial por sexo (**Figura 18a**), sin embargo para los fines de la evaluación, se consideran los sexos combinados debido a que existen limitaciones de datos históricos para realizar los análisis separados por sexo.

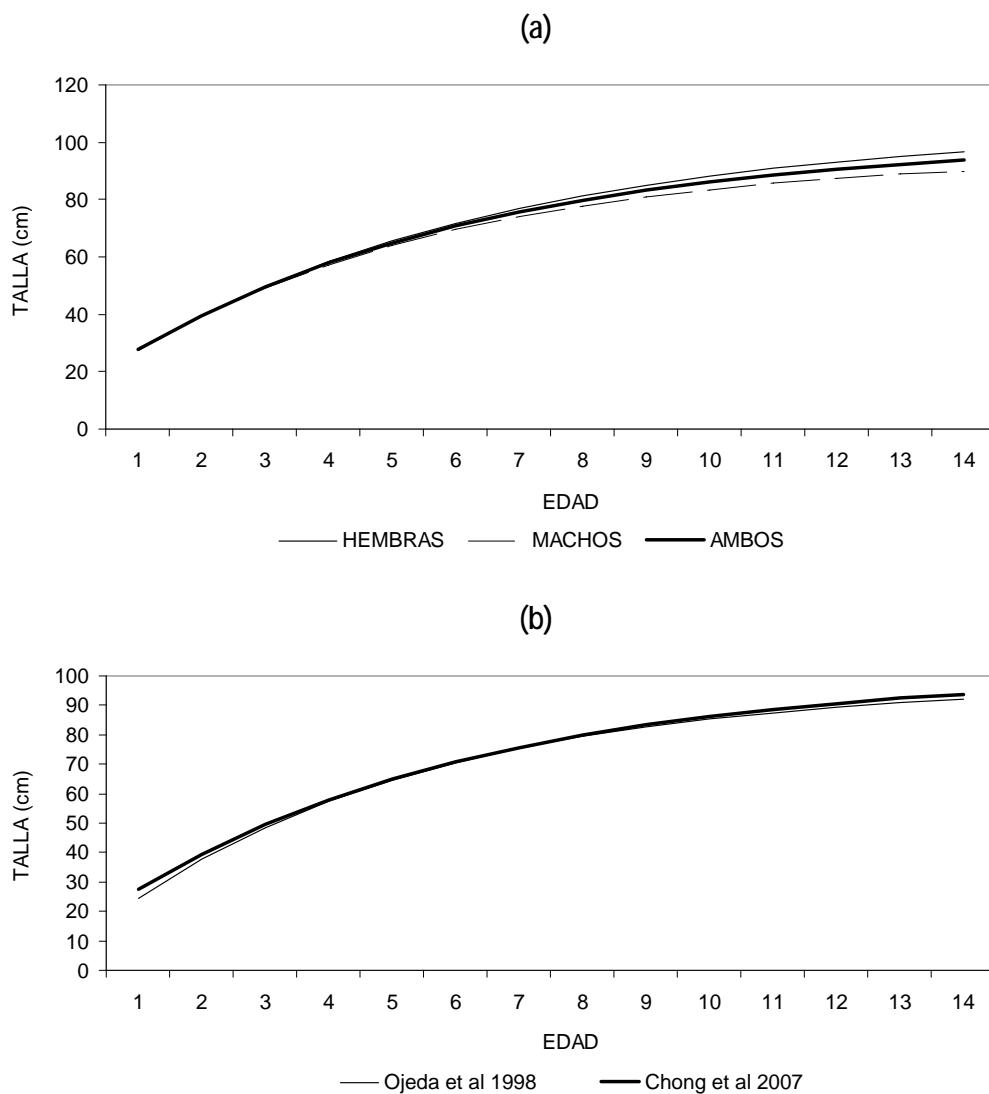


Fig. 18. Modelo de crecimiento en talla por edades por sexo ajustados por Chong *et al*/2007 (a) y Modelo de sexos combinados ajustados por diferentes autores (b).



La información de composición de tallas del desembarque de la flota de cerco requiere un adecuado análisis estadístico a objeto de ser incorporada en el modelo de evaluación. Dicho análisis se sustenta en la estimación de una matriz de transformación estocástica de captura a la edad a captura a la talla, siendo para ello necesario disponer de los parámetros de crecimiento. Se dispone de información de crecimiento y mortalidad recopilados a partir de estudios nacionales (proyectos FIP) y de un análisis posterior (Canales *et al.*, 2007) basado en modelos bio-analógicos para determinar el valor de M. En el presente trabajo se emplea un valor de M=0,35. Los parámetros de crecimiento empleados fueron los estimados por Chong *et al.* (2007), los cuales generan una curva de crecimiento muy similar a la curva ajustada por Ojeda *et al.* 1998 (**Figura 18b**).

| Parámetro | Chong et 2007 | Ojeda et al 1998 |
|---------------------------|---------------|------------------|
| L_{∞} (cm) | 101,3 | 97,4 |
| k (cm año ⁻¹) | 0,176 | 0,2 |
| t_0 (año) | -0,813 | -0,452 |

3.7 Alimentación

La alimentación de la merluza de cola se encuentra constituida principalmente por peces como merluza de cola, merluza de tres aletas y pejerratas, algunos crustáceos como eufáusidos y camarones, y calamares. En la zona sur austral, en algunas áreas y épocas del año, se han encontrado niveles altos de canibalismo, lo que podría explicar la segregación espacial entre juveniles y adultos (Pool *et al.*, 1997).

3.8 Unidad de stock y área de análisis

Una sola unidad de stock

Hasta la fecha las evaluaciones de stock realizadas se han basado en la hipótesis de una sola unidad de stock, pero información reciente sugiere que esta debería ser reevaluada. La hipótesis de una sola unidad de stock establece que es el mismo stock que habita en la zona centro-sur y sur-austral (Galleguillos *op. cit.*). El área de estudio considera como límite el paralelo 35° S por el norte y el Cabo de Hornos (56° S) por el sur. El ciclo de vida inferido de los estudios realizados y la actividad pesquera que se desarrolla, señala que esta especie se concentra para desovar entre junio y agosto en las inmediaciones de las Islas Guafo y Guamblin (43°-47° LS). Por su parte, los individuos juveniles se distribuyen a lo largo de toda la costa central y sur austral, constituyendo principal presa de merluza del sur y presentando grandes concentraciones con fines tróficos en la zona centro-sur entre octubre y enero. Asimismo, la estacionalidad de la pesquería así como el deslazamiento de las flotas arrastreras suponen un patrón migratorio de ejemplares adultos desde el norte y sur de su área de distribución hacia la zona de desove durante el invierno.



Además de lo anterior, existe una segregación por tamaño en la columna de agua, encontrándose los juveniles y adultos jóvenes preferentemente a menores profundidades, por lo cual eran vulnerados en la zona centro sur con el arte de cerco. Por su parte los adultos se encuentran a profundidades superiores a los 200 metros, siendo capturados con el arte de arrastre, tanto en la zona centro-sur como sur-austral. Esta última característica estaría asociada en parte a las evidencias de canibalismo antes mencionadas.

El mismo stock moviéndose entre el Océano Pacífico y el Atlántico

Información científica recientemente pública indica que existe un alto grado de mezcla entre las merluza de cola capturadas en el océano Atlántico y en el Pacífico. Esto se basa en los resultados de las técnicas de análisis de microelementos en los otolitos (Schuchert *et al.* 2010).

Dos stocks en el Océano Pacífico

Además, estudios preliminares (no publicados) que emplean también la misma técnica de análisis de microelementos en otolitos, sugiere que podrían existir dos unidades de stock en el océano Pacífico (A. Zuleta, Com. Pers.).

Para el presente informe sólo se considera la hipótesis 1, las otras hipótesis serán consideradas como escenarios alternativos en los análisis de sensibilidad en proyectos futuros.

Los datos e información disponible para la evaluación de stock fueron presentados, discutidos y analizados en el taller “Revisión de datos de merluza de cola”, en el cual participaron como invitados los miembros del comité científico y de SUBPESCA (ver **ANEXO 4**).



4. MODELO DE EVALUACIÓN

4.1 Características del modelo de evaluación y supuestos

El modelo empleado en la última evaluación de stock fue revisado, mejorado y trascrito al programa ADMB durante el taller internacional de evaluación de stock realizado en julio del 2011 (Ver ANEXOS 6 y 7).

El modelo empleado permite interpretar las distintas piezas de información disponibles bajo una premisa estadística, y por ende los resultados obtenidos están condicionados tanto a las distintas hipótesis asumidas como a la estructura del modelo de evaluación. El término "estadístico" indica que el método reconoce implícitamente que los datos provenientes de pesquerías no representan perfectamente la población; hay incertidumbre en los conocimientos de la dinámica del sistema y de la relación entre los datos observados y la población real (Holey y Maunder, 2005).

El esquema de modelamiento particular de merluza de cola considera que la mortalidad por pesca es discreta y secuencial al interior del año (Payá 2005). Se supone que los primeros 3 meses del año no hay pesca y el recurso sobrevive por causas naturales, luego a inicios de Abril se desarrolla la captura de la flota arrastrera centro-sur. Luego de esto, la población sobrevive naturalmente hasta Septiembre, mes en el cual se supone se concentra la totalidad de la captura de la flota arrastrera sur-austral, para luego llegar por mortalidad natural al mes de Noviembre cuando se concentraba la captura la flota cerquera centro-sur. De ahí a Diciembre el recurso sobrevive nuevamente bajo mortalidad natural.

Este modelo es ajustado a la información de proporción de edades/tamaños en el desembarque, biomassas de cruceros hidroacústicos y las señales de abundancia relativa basadas en CPUE de arrastre. La biomasa de área barrida de 1972 no fue considerada siguiendo las recomendaciones de Paya (2010) y las conclusiones del taller internacional. El modelo es resuelto a través de técnicas bayesianas en cuanto maximizar la distribución a posteriori de los parámetros de interés. Las distribuciones *a priori* recaen en el error de proceso referido con el reclutamiento así como en los otros parámetros principalmente mediante distribuciones normales o uniformes con límites definidos.

Los parámetros estimados en la evaluación del stock son esencialmente:

- Biomasa inicial, que junto al parámetro de escarpamiento ("steepness") que se supone fijo, definen la relación stock-recluta más un componente aleatorio.
- Número de individuos en el primer año. En la práctica son desviaciones de una condición de equilibrio estocástico.
- Reclutamientos anuales a la pesquería correspondientes a individuos de 1 años de edad, en la práctica corresponden a las desviaciones aleatorias del modelo stock-recluta.



- Parámetros de las curvas de selectividad edad-específico de la flota, para los cruceros acústicos.
- Coeficiente de capturabilidad de cada flota para relacionar la CPUE con la respectiva biomasa explotable. Se estima internamente en el modelo.
- Coeficiente de disponibilidad para relacionar las estimaciones acústicas de biomassas. Se estima internamente en el modelo

Por otra parte y a falta de mayor conocimiento de ciertos procesos poblacionales, toda evaluación de stock está sujeta a supuestos que en ciertos casos pueden ser determinantes en las estimaciones de biomasa. Como referente se recomienda no generar cambios sustanciales en estos supuestos con el objeto de tener una base cuantitativa de manejo comparable en el tiempo. En este trabajo se han considerado las siguientes como las más importantes:

4.1.1 Desembarques y mortalidad por pesca

El modelo propuesto asume que los desembarques oficiales no presentan error respecto de las demás piezas de información, expresando la sobrevivencia en términos discretos en base a la ecuación de balance con retardo de Pope (1972) proyectada en el futuro. Al igual que el modelo de Canales (2007) y Payá (2005), este reduce considerablemente el número de parámetros respecto de un modelo que considera la mortalidad por pesca F y le otorga más fuerza a la información de estructuras de edades de las capturas y los cruceros. La mortalidad por pesca se modela secuencial en el tiempo al interior del año, siendo la flota arrastrera centro sur quien primero vulnera el recurso, previo a la migración reproductiva, luego la flota arrastrera sur-austral que opera sobre el stock parental previo al desove (agosto), y finalmente una flota de cerco que concentra su esfuerzo de pesca hacia fines de año.

Para el año 2011 se supuso una captura total de 59000 t, de las cuales el 77% se asignó a la flota de la PDA. Esto se basó en considerar el 80% de la captura realizada en el año 2010, suponiendo una disminución proporcional por flota con respecto a la disminución de un 20% en la cuota anual de captura del 2011.

4.1.2 Patrón de explotación o selectividad

Dada la notable diferenciación de las composiciones de edades en las capturas de las flotas arrastreras y cerquera, el análisis supone efectos selectivos distintos lo cual corresponde a suponer que la mortalidad por pesca afecta de manera distinta a los grupos etarios de la población, según la flota que lo vulnere.

La información de fines de los 80s en la pesquería demersal austral indica una baja presencia de ejemplares mayores a 7 años, lo cual es incompatible con la estructura poblacional esperada frente



a bajos niveles de explotación. Esta evidencia supone que previo a 1992 la flota vulneró al recurso siguiendo un patrón de explotación del tipo "dome-shape" modelado a través de una distribución doble-normal, lo cual se sustenta en que mientras la merluza de cola fue fauna acompañante de la merluza austral, la captura de merluza de cola era el reflejo de la dieta de merluza del sur. La hipótesis propuesta es que la dieta talla-específica de la merluza del sur hacia merluza de cola excluye a los individuos mas grandes de esta población, y por ende no fueron capturados por la flota arrastrera hasta 1992.

Sin embargo y reorientando el esfuerzo, el efecto de mortalidad edad-específico después de 1992 sigue una función logística tanto para las dos flotas arrastreras (centro-sur y sur-austral) como para el crucero de invierno en la zona de desove, en tanto que para la flota de cerco supone un patrón del tipo "dome-shape" modelado a través de una distribución doble-normal, la cual supone que los peces alcanzado su completo reclutamiento a la pesquería se hacen menos vulnerables a la flota cerquera en un proceso gradual de reclutamiento al stock desovante y/o stock adulto, el cual es explotado por el arte de arrastre de fondo.

4.1.3 Disponibilidad y capturabilidad

El coeficiente de disponibilidad corresponde a un factor de escala que vincula los datos de Biomasa acústica medidos con error, respecto de la biomasa disponible al interior del año. En el presente trabajo se supone que la biomasa evaluada en los cruceros acústicos es proporcional con la biomasa que potencialmente pudiera ser vulnerada por la red de arrastre. El coeficiente de proporcionalidad o disponibilidad es estimado en el proceso de evaluación a través de un estimador de máxima verosimilitud.

En relación con la capturabilidad de la flota, y siguiendo el mismo sentido que los supuestos de patrón de explotación, se han identificado 3 períodos en los cuales el coeficiente de capturabilidad pudo haber cambiado de nivel. El primero de estos es previo a 1996 donde la merluza de cola era capturada principalmente como fauna acompañante; el segundo entre 1997-2001 donde se supone la flota desarrolló el aprendizaje de captura de merluza de cola; y el tercero después del 2002 hasta el año mas reciente en el cual el esfuerzo es dirigido de manera efectiva a este recurso. En consecuencia, la CPUE de la flota arrastrera se analiza considerando 3 bloques de años con niveles crecientes de eficiencia/capturabilidad.

4.1.4 Reclutamiento

Los reclutamientos corresponden a individuos de 1 año de edad y pueden ser relacionados estocásticamente con la biomasa desovante del año inmediatamente anterior. El proceso de reclutamiento ocurre a inicios de cada año de manera instantánea. El modelo supone que los reclutamientos son variables aleatorias distribuidas en torno a un modelo stock reclutamiento.

La merluza de cola es una especie que en su vida juvenil es pelágica y por ende se caracteriza por grandes agregaciones que sustentaron una pesquería de cerco estival en la zona centro-sur durante



los años noventas. Esta característica también fue observada por Pantoja *et al.* (1973) y Trujillo (1972). Además de esto, la merluza de cola es la principal dieta de merluza del sur, por lo cual su rol en la cadena trófica es próxima al nivel donde podemos ubicar a las poblaciones de peces pelágicos como anchovetas y sardinas, y más aún, de reclutamientos muy dependientes de las condiciones ambientales como ha sido señalado por Bradford-Grieve *et al* (2004).

En este trabajo los reclutamientos son analizados en base a tres hipótesis de procesos:

- Ho(1): los reclutamientos de merluza de cola siguen una relación tipo Ricker con la biomasa desovante
- Ho(2): los reclutamientos de merluza de cola siguen una relación tipo B&H con la biomasa desovante
- Ho(3): los reclutamientos de merluza de cola siguen una conducta denso-independiente.

En términos de la implementación de modelos, las hipótesis consideran que los reclutamientos son determinados con error de proceso de los modelos S/R considerados.

La formulación detallada del modelo de evaluación se presenta en los ANEXO 6 y 7.

4.2 Datos de entrada al modelo y período de evaluación

El período de evaluación considera la serie 1980-2010. La información utilizada en la presente evaluación corresponde a la siguiente:

- Estimaciones previas de parámetros de vida: crecimiento, madurez y mortalidad natural
- Pesos medios a la edad (ver Anexo 3)
- Serie de desembarques por flota (arrastre sur austral, arrastre centro sur, y cerco) 1980-2010
- Composiciones de edades y tallas de las capturas 1988-2010 y las registradas en los cruceros de evaluación hidroacústica (2001-2011).
- Índice de abundancia basado en la CPUE estandarizada de las flotas arrastreras 1980-2010.
- Series de CPUE estandarizada de la flota cerquera centro-sur 1987-2002.
- Serie de biomassas estimadas a través de cruceros hidroacústicos 2001-2011. Para los primeros análisis de sensibilidad se consideró sólo hasta la acústica del año 2010.

4.3 Procedimiento de estimación de parámetros

La última evaluación de stock fue programada en MATLAB con una rutina de auto-diferenciación. Durante el taller internacional el modelo se transcribió al programa ADMODEL Builder. Ambos modelos generaron los mismos resultados cuando todas las variables y funciones de verosimilitud



fueron iguales. Sin embargo, se prefirió ADMB debido a que este programa es una plataforma internacional común, que permite a los expertos extranjeros la revisión y validación de los códigos. Después del taller, el Dr. Sean Cox reprogramó el modelo en ADMB (ANEXOS 6 y 7), y es el que se usa en este informe.

4.4 Sobre el estándar de la información y conocimiento para el diagnóstico del recurso.

Durante el año en curso se realizaron dos talleres, un taller nacional de revisión de datos y un taller internacional de revisión de la evaluación de stock. La síntesis de estos talleres deja como conclusión que no obstante se dispone de gran volumen de datos, la calidad de la información histórica es insuficiente para precisar niveles poblacionales donde se puede conseguir el Máximo Rendimiento Sostenido (MRS), considerando este como principal referente para el Manejo Pesquero. Esta situación se debe en gran medida a que parte importante de la serie histórica de datos proviene de capturas incidentales de la pesquería demersal y que capturas de cerco que no fueron adecuadamente muestreadas en los primeros años. Además la falta de mayor conocimiento de los procesos dinámicos espacio-temporales de este recurso, son los que en definitiva se traducen en datos e indicadores poblacionales sujeto a una considerable incertidumbre producto de su gran variabilidad.

No obstante esta gran variabilidad, la información empleada en la evaluación de stock contiene señal suficiente para ser modelada y obtener resultados consistentes para el manejo pesquero, especialmente desde el año 2002, cuando se inicia la pesca orientada a la merluza de cola y se dispone de evaluaciones acústicas sistemáticas de la biomasa en la zona de desove. De acuerdo con esto, el estándar de la información para el diagnóstico puede ser definido como incompleto lo cual determina entre otros aspectos, que frente a la imposibilidad de conocer la biomasa que produce el MRS se deben asumir "proxys" como por ejemplo, la mortalidad por pesca que en el largo plazo reduce la producción de huevos por recluta al 40% de la condición virginal.

4.5 Puntos biológicos de referencia (PBR) y cálculo de Captura Total Permisible (CTP).

Debido a la dificultad de estimar el máximo rendimiento sostenido se emplearon como "proxys" los puntos biológicos de referencia (PBR) de equilibrio basado en la producción de huevos por recluta (PHPH). La PHPH se estimó igual como se estima la biomasa desovante por recluta, pero reemplazando el vector de pesos medios a la edad por el vector de fecundidad a la edad (Young *et al.* 1998. FIP 97-36).



Producto que el modelo de evaluación de stock es de carácter discreto y estratificado por pesquería, el PBR se estimó en términos de la tasa de explotación total, U, que corresponde a la captura total dividida por la abundancia al inicio del año. A través de los años U depende de las capturas relativas por flota y de los patrones de explotación por flota. Para estimar los PBR se siguió el siguiente procedimiento para cada año:

- 1) Estimar la PHPR sin pesca.
- 2) Ingresar tasas de explotación por flota, que corresponden a la captura dividida por la abundancia al momento de la pesca de la flota (supuesto de captura discreta e instantánea por flota).
- 3) Estimar la captura por recluta, YPR, empleando los pesos promedios por flota.
- 4) Estimar las proporciones de capturas por flota usando los YPR por flota.
- 5) Estimar la tasa de explotación total como la captura total dividida por la abundancia al inicio del año.
- 6) Calcular la proporción observada de capturas por flota.
- 7) Buscar las tasas de explotación por flota (punto 2) que producen las proporciones de captura por flota y que generan una PHPR que corresponde al 40% (o 20%) de la PHPR sin pesca.
- 8) Estimar la tasa de explotación total (punto 5).
- 9) Estimar la tasa de explotación total máxima a través de las edades, la cual corresponde al PBR U40%PHPR (o U20%PHPR).

La Captura Total Permisible se calculó para el año 2012 empleando la abundancia a la edad que sobrevive a las capturas del 2011 y considerando el reclutamiento como el promedio de los reclutamientos estimados para los años 2006 y 2008. Los patrones de explotación por flota y los pesos promedios fueron los registrados en el año 2010.

Tanto las incertidumbres de los PBRs del último año como de las CTPs se calcularon usando la matriz Hessiana en el modelo ADMB.

4.6 Diagrama de fase para el diagnóstico del estado del recurso.

Para definir el diagrama de fase, en el eje horizontal se usó como variable de control la razón entre la tasa de explotación total máxima y el PBR U40%PHPR. El PBR objetivo fue U40%PHPR y el límite el U20%PHPR. La $U/U20\%$ PHPR se estimó en aproximadamente 1.6 veces $U/U40\%$ PHPR. En el eje vertical, se definió como variable de flujo la razón entre la biomasa desovante y la biomasa desovante virginal estimada por el modelo de evaluación. Como objetivo se definió el $BD/BD0=0.4$ y como límite $BD/BD0=0.2$.

Para el año 2010 se estimó la incertidumbre de los puntos en el diagrama. Para esto las variables $U_{2010}/U40\%PHPR_{2010}$ y $BD_{2010}/BD0$ fueron incluidas en un Markov Chain MonteCarlo (MCMC) del modelo en ADMB.



5. EVALUACIÓN DE STOCK

5.1 Taller internacional de revisión de la evaluación de stock.

Se realizó un taller internacional de revisión de la evaluación de stock de merluza de cola en julio de 2011. Fue dirigido por los expertos extranjeros Dr. Terrance Quinn (Profesor Fisheries Population, University of Alaska, Fairbanks) y Dr. Sean Cox (Assistant Professor, Fisheries Science and Management, Simon Fraser University) y contó con la participación de científicos nacionales de IFOP, CEPES, INPESCA y de SUBPESCA. Se revisaron los datos y los parámetros biológicos empleados así como los índices de abundancia relativa. Se identificaron análisis de sensibilidad, los cuales fueron divididos en análisis de corto plazo, aquellos factibles de realizar durante el taller, y de mediano-largo plazo, a realizar después del taller. La formulación del modelo fue revisada y se consideraron dos aproximaciones, una discreta y otra continua, se recomendó seguir con la aproximación discreta. El modelo discreto, originalmente en lenguaje MATLAB, fue escrito en el lenguaje ADMB, el cual fue seleccionado debido a que es una plataforma común para trabajar con expertos internacionales. De los análisis de corto plazo se concluyó que el modelo era consistente en entregar una misma tendencia decreciente a partir de los años en que se dispone de mayor información y que se podía emplear para realizar las recomendaciones de manejo.

Para más detalles de la organización y documentos del taller ver el Anexo 5 y la página web del taller en <https://sites.google.com/site/chsaw2011/home>. A continuación se presenta un resumen de los antecedentes técnicos, las principales actividades y conclusiones del taller.

Antecedentes técnicos del taller.

1. Los resultados de la evaluación realizada por IFOP en 2010 fueron similares a los realizados por IFOP en 2009 cuando se consideraron los mismos criterios e hipótesis.
2. La evaluación de IFOP 2009 muestra que el modelo se ajustó bien a la estructura de edades de la acústica, excepto en el último año disponible (2008).
3. La evaluación de IFOP 2010 muestra que la incorporación de las estructuras acústicas de 2009 y 2010 refuerzan la falta de ajuste y el cambio de estructura observado en la acústica desde el 2008.
4. En la evaluación de 2010 el IFOP modificó la selectividad de acústica y logró ajustar estrechamente la mayor presencia de juveniles en las acústicas de 2008, 2009 y 2010.
5. La evaluación de IFOP 2010 cuestionó el uso de la biomasa estimada por área barrida en 1972, mostrando que genera mucha incertidumbre en las estimaciones de las biomassas entre 1972 y 2010.
6. La evaluación de IFOP 2010 concluye que las estimaciones de 1972 no deben usarse para definir el estatus del recurso.
7. La evaluación de IFOP 2010 concluye que desde 1990 todos los casos analizados muestran una tendencia decreciente consistente.



Taller internacional.

Las principales actividades realizadas durante el taller fueron:

1. IFOP completó la transferencia del modelo de IFOP 2010 desde el lenguaje MATLAB a ADMB (ver Anexo 6).
2. Los expertos concluyen que la versión de modelación discreta usada por IFOP es más cercana a la realidad que la modelación continua (demandada por Subsecretaría de Pesca en los contratos del 2011).
3. Los códigos en ADMB del modelo IFOP 2010 fueron revisados por los expertos y repartidos a todos los miembros del comité técnico.
4. De la revisión de la evaluación de IFOP 2010, los expertos internacionales recomendaron realizar análisis de sensibilidad de corto, mediano y largo plazo.
5. Los análisis de sensibilidad de corto plazo se realizaron durante el taller de trabajo
6. Los análisis de sensibilidad de corto plazo fueron realizados por los expertos extranjeros e investigadores de IFOP, INPESCA y CEPES, para lo cual emplearon el modelo de IFOP 2010 codificado en ADMB.
7. Los análisis de sensibilidad de corto plazo incluyeron 15 escenarios con diferentes combinaciones de ponderadores de los datos y de hipótesis de relación stock-recluta
8. Los expertos concluyen que: 1) El modelo produjo resultados similares a lo largo de los diferentes análisis realizados; 2) Las mayores diferencias se encontraron en los años iniciales 1980-1988; 3) Desde el año 1989 en adelante las estimaciones de biomasa fueron muy similares.
9. Las conclusiones de los expertos coinciden con las conclusiones de los análisis de sensibilidad realizados por IFOP en la evaluación de 2010.
10. La mayoría de los escenarios analizados produjeron resultados similares.
11. Al no considerar la biomasa del área barrida de 1972 y al desplazar el inicio del modelo a 1980 se produjo una visión más consistente de la población que fue menos sensible a los escenarios escogidos.
12. No es deseable suponer una población virginal en equilibrio
13. El modelo sin condición de equilibrio funcionó bien.

Análisis realizados por el Dr. Sean Cox después del taller.

1. Se analizó la sensibilidad del modelo a 12 escenarios que resultan de multiplicar 4 escenarios de la abundancia del primer año (inistock) por 3 escenarios de reclutas (recomodel):

inistock= 1: Equilibrio estocástico y con independencia de los errores de las edades del primer año y de los errores de los reclutamientos por año;
inistock =2: Sin equilibrio y con independencia de los errores de las edades del primer año y de los errores de los reclutamientos por año;



inistock =3: Equilibrio estocástico y con igual distribución de errores de las edades del primer año y de los reclutamientos por año;

inistock =4: Sin equilibrio estocástico y con igual distribución de errores de las edades del primer año y de los reclutamientos por año.

recModel =1: Modelo de stock-recluta de Beverton-Holt;

recModel =2: Modelo de stock-recluta de Ricker,

recModel =3: Sin modelo.

2. Para realizar estos análisis el Dr. Sean Cox codificó de nuevo el modelo de IFOP 2010 con mayor flexibilidad y mejoras en la estimación del grupo plus.
3. Los expertos concluyen que uno de los principales hallazgos durante y después del workshop fue la alta incertidumbre en el tamaño y tendencias del stock antes del año 1988.
4. Todos los escenarios estimaron en forma consistente un agotamiento del stock como respuesta a las altas tasas de explotación que experimentó durante los años noventa.
5. Para los últimos 10 años las estimaciones de biomasa desovante y explotable fueron consistentes entre los diferentes modelos.
6. Todos los escenarios estimaron biomassas desovantes menores del 30% de los niveles sin pesca con un agotamiento del stock que fluctuó entre 8.5% a 24%.
7. Para el escenario 7 (similar al modelo base de IFOP 2010) se estimó que la biomasa desovante actual es el 17% del nivel sin pesca y que las tasas de explotación son de 24% para el arrastre de la pesquería sur-austral y 3% para el arrastre de la pesquería centro-sur.
8. El modelo de IFOP 2010 re-codificado por Dr. Sean Cox tuvo dificultades en ajustar un patrón de cerco razonable (tipo domo) e indicó que las evaluaciones acústicas sobreestiman la biomasa (capturabilidad 1.5 a 2.0), por lo que los estimados de biomassas fueron menores que los estimados durante el workshop.

El reporte completo de los expertos internacionales se entrega en el Anexo 7.

5.2 Análisis de sensibilidad N°1: Hipótesis de la dinámica poblacional.

Posterior al taller internacional y a la asesoría de los expertos extranjeros se decidió emplear el modelo en ADMB chosam versión 5 (ANEXO 6 y 7). Este modelo es similar al del año pasado con mejoras para poder realizar análisis de sensibilidad de diferentes alternativas de la dinámica poblacional que se resumen en la tabla 1.



Tabla. 1. Escenarios usados para definir las diferentes alternativas de dinámica poblacional. Los nombres de las columnas corresponden al nombre de las variables en el código ADMB. El prefijo "ph" indica la fase de estimación, cuando es -1 significa que el parámetro se mantiene fijo. Por el momento el parámetro de escarpamiento ("steepness") no se estima en los escenarios analizados. **inistock**= 1: Equilibrio estocástico y con independencia de los errores de las edades del primer año y de los errores de los reclutamientos por año; **inistock** =2: Sin equilibrio y con independencia de los errores de las edades del primer año y de los errores de los reclutamientos por año; **inistock** =3: Equilibrio estocástico y con igual distribución de errores de las edades del primer año y de los reclutamientos por año; **inistock** =4: Sin equilibrio estocástico y con igual distribución de errores de las edades del primer año y de los reclutamientos por año. **recModel** =1: Modelo de stock-recluta de Beverton-Holt; **recModel** =2: Modelo de stock-recluta de Ricker, **recModel** =3: Sin modelo.

| Escenario | iniStock | recModel | phlog_h | phlog_B0 | phlog_avgR |
|-----------|----------|----------|---------|----------|------------|
| 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | -1 |
| 2 | 1 | 2 | 1 | 1 | -1 |
| 3 | 1 | 3 | -1 | 1 | 1 |
| 4 | 2 | 1 | 1 | -1 | 1 |
| 5 | 2 | 2 | 1 | -1 | 1 |
| 6 | 2 | 3 | -1 | -1 | 1 |
| 7 | 3 | 1 | 1 | 1 | -1 |
| 8 | 3 | 2 | 1 | 1 | -1 |
| 9 | 3 | 3 | -1 | 1 | 1 |
| 10 | 4 | 1 | 1 | -1 | 1 |
| 11 | 4 | 2 | 1 | -1 | 1 |
| 12 | 4 | 3 | -1 | -1 | 1 |

5.3 Análisis de sensibilidad N° 1: Capturabilidad acústica y patrón de selectividad de cerco.

Antes de realizar el análisis de sensibilidad de las diferentes hipótesis sobre la dinámica poblacional, se ajustó el escenario 7 (con datos acústicos hasta el año 2010), que corresponde a la formulación empleada el año pasado y que considera los mismos ponderadores (tamaños de muestra y CV). El modelo fue sensible al grado de variabilidad supuesto para los reclutamientos (*sigmaR*). Cuando *sigmaR* fue fijado en 0,4 los patrones de selectividad de cerco fueron consistentes con la información de capturas a la edad (**Figura 19**), pero la capturabilidad de acústica se estimó en 1,5 y las biomassas desovantes iniciales fueron del orden de 700 mil toneladas (**Figura 20**).

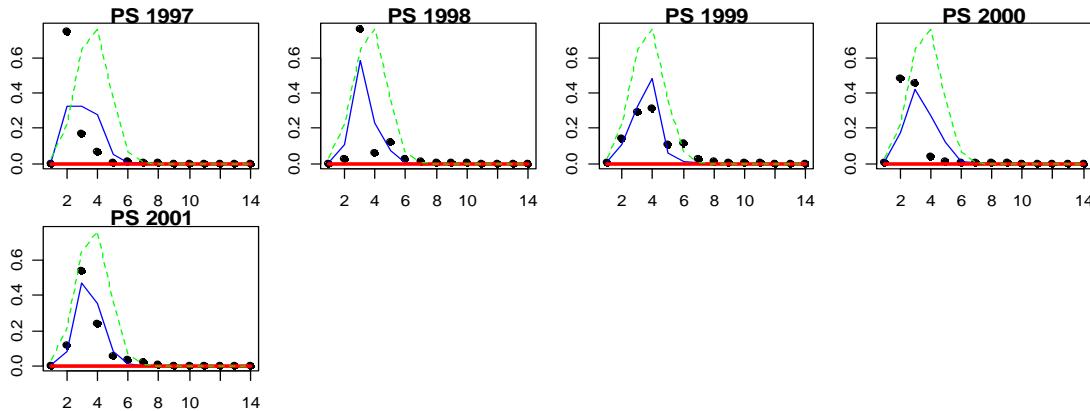


Fig. 19. Ajuste del modelo (línea azul) a la de proporción de edades en las capturas de cerco (puntos) y sus patrones de selectividad (línea verde). La línea roja indica el rango de edades incluido en el cálculo de verosimilitud. Escenario7 con sigmaR=0.4

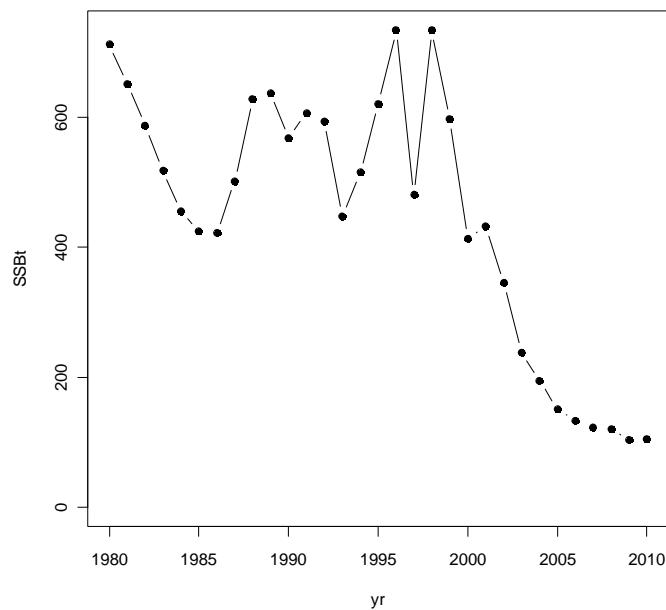


Fig. 20. Biomasa desovante estimada con escenario7 y con sigmaR=0.4.

Al ajustar el modelo del escenario7 con sigmaR = 0,3, el patrón de selectividad de cerco fue inconsistente (**Figura 21**) pero la capturabilidad de la acústica fue estimada en 0,92 y la biomasa desovante inicial en torno a 1,5 millones de toneladas (**Figura 22**)

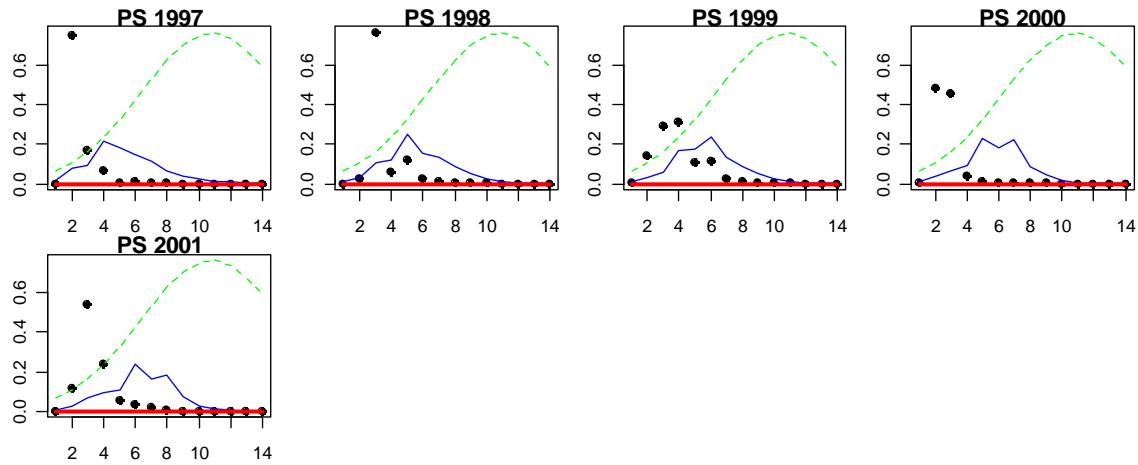


Fig. 21. Ajuste del modelo (línea azul) a la de proporción de edades en las capturas de cerco (puntos) y sus patrones de selectividad (línea verde). La línea roja indica el rango de edades incluido en el cálculo de verosimilitud. Escenario7 con sigmaR=0.3

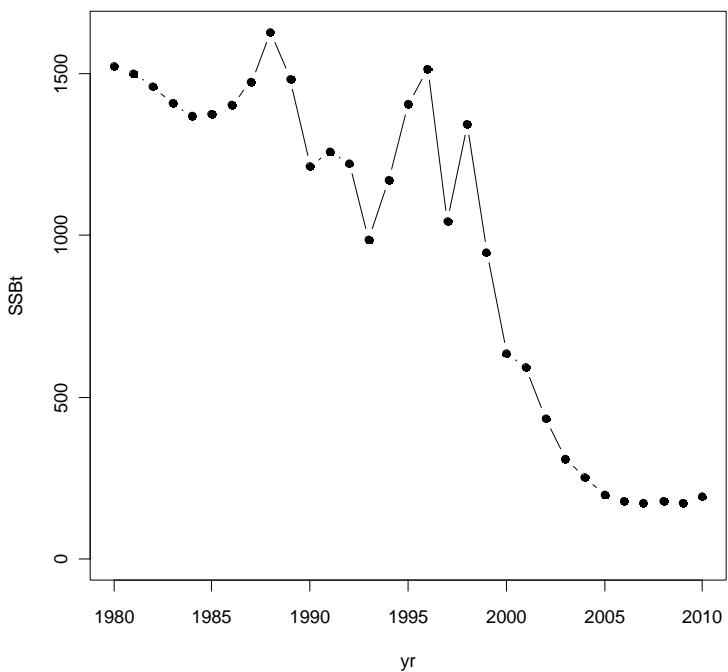


Fig. 22. Biomasa desovante estimada con escenario7 y con sigmaR=0.3.

5.4 Análisis de sensibilidad N° 1: Detalle del ajuste y resultados del escenario 7.

Debido a la dificultad de obtener soluciones que converjan y produzcan simultáneamente capturabilidad acústica ($<=1$) y patrones de cerco razonables, para los análisis de sensibilidad se agregó una prior al modelo para controlar el valor de la capturabilidad acústica en torno a 0,9 y se aumentó el tamaño de muestra (de 30 a 200) de la composición de edades de cerco. Las figuras 23 a 27 muestran que los ajustes del modelo del escenario 7 a los diferentes datos e índices de abundancia fueron satisfactorios. Los índices de abundancia de CPUE de arrastre y biomasa acústica fueron bien reproducidos, no así el de cerco (Figura 23).

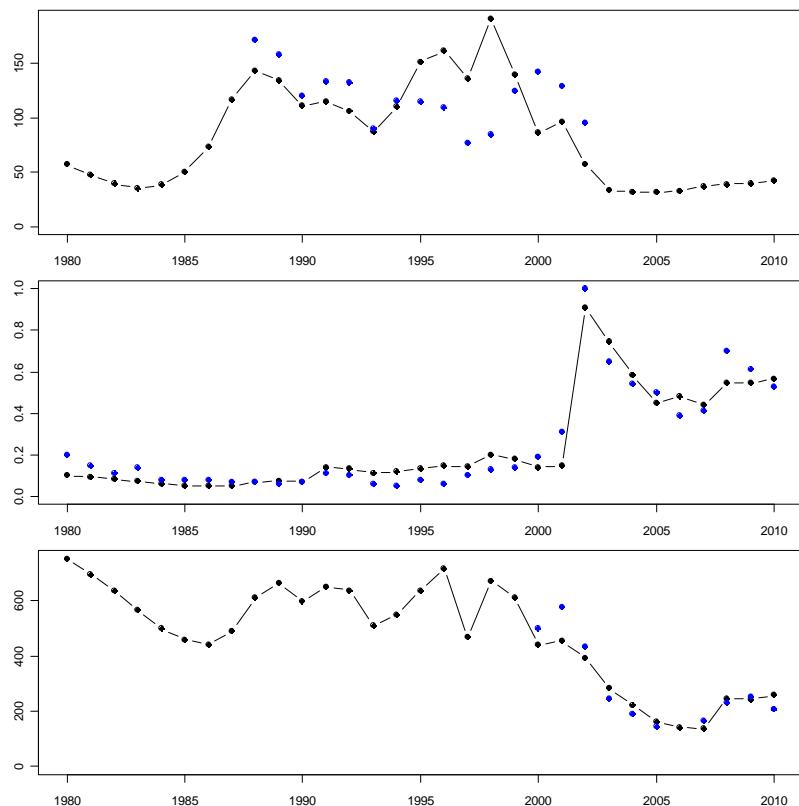


Fig. 23. Ajuste del modelo (línea) a los datos (puntos) del índice de abundancia de la CPUE de cerco (arriba), arrastre (al medio) y biomasa acústica (abajo).

La capturabilidad de acústica fue estimada en 0,91 (posterior) y las estructuras de edades de las abundancias acústicas fueron bien reproducidas (Figura 24). Las estructuras de edades de las diferentes flotas fueron bien ajustadas (Figuras 25 a 27). El aumento del tamaño de muestra (de 30 a 200) de las estructuras de edades de cerco logró generar un patrón de selectividad adecuado para esta flota.

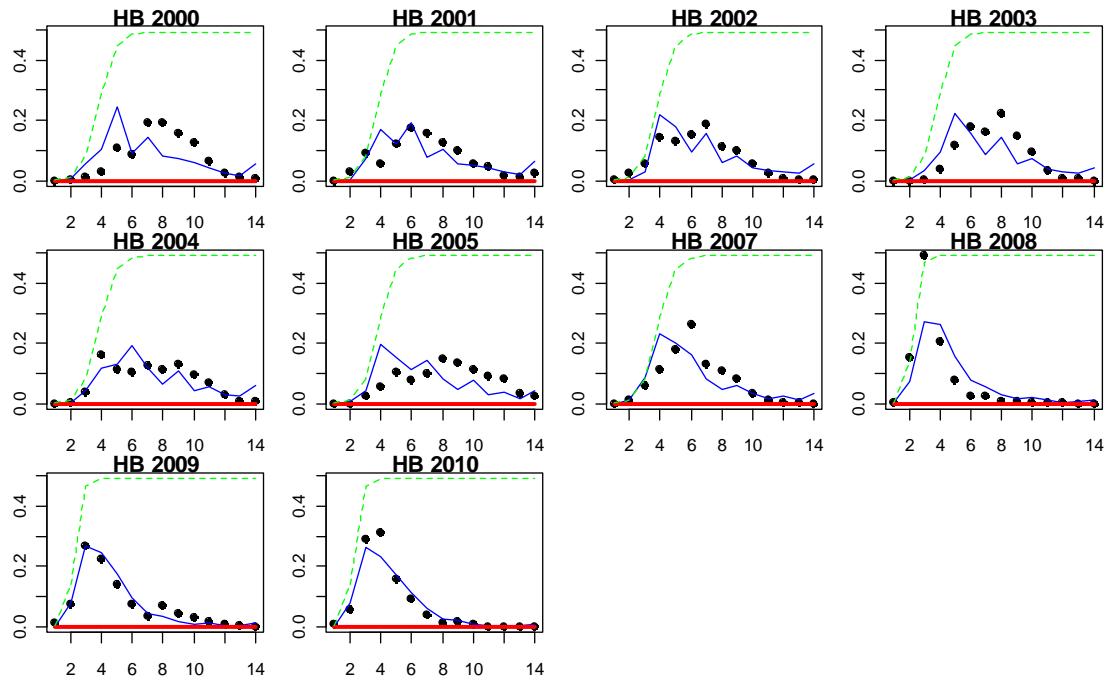


Fig. 24. Ajuste del modelo (línea azul) a la proporción de edades en las abundancias estimadas por hidroacústica (puntos) y sus patrones de selectividad (línea verde). La línea roja indica el rango de edades incluido en el cálculo de verosimilitud.

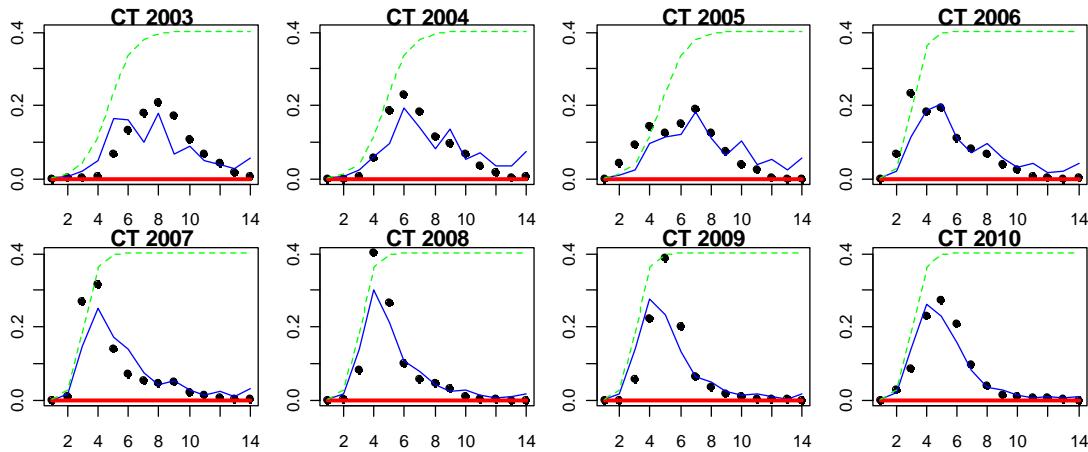


Fig. 25. Ajuste del modelo (línea azul) a la de proporción de edades en las capturas de arrastre centro-sur (puntos) y sus patrones de selectividad (línea verde). La línea roja indica el rango de edades incluido en el cálculo de verosimilitud.

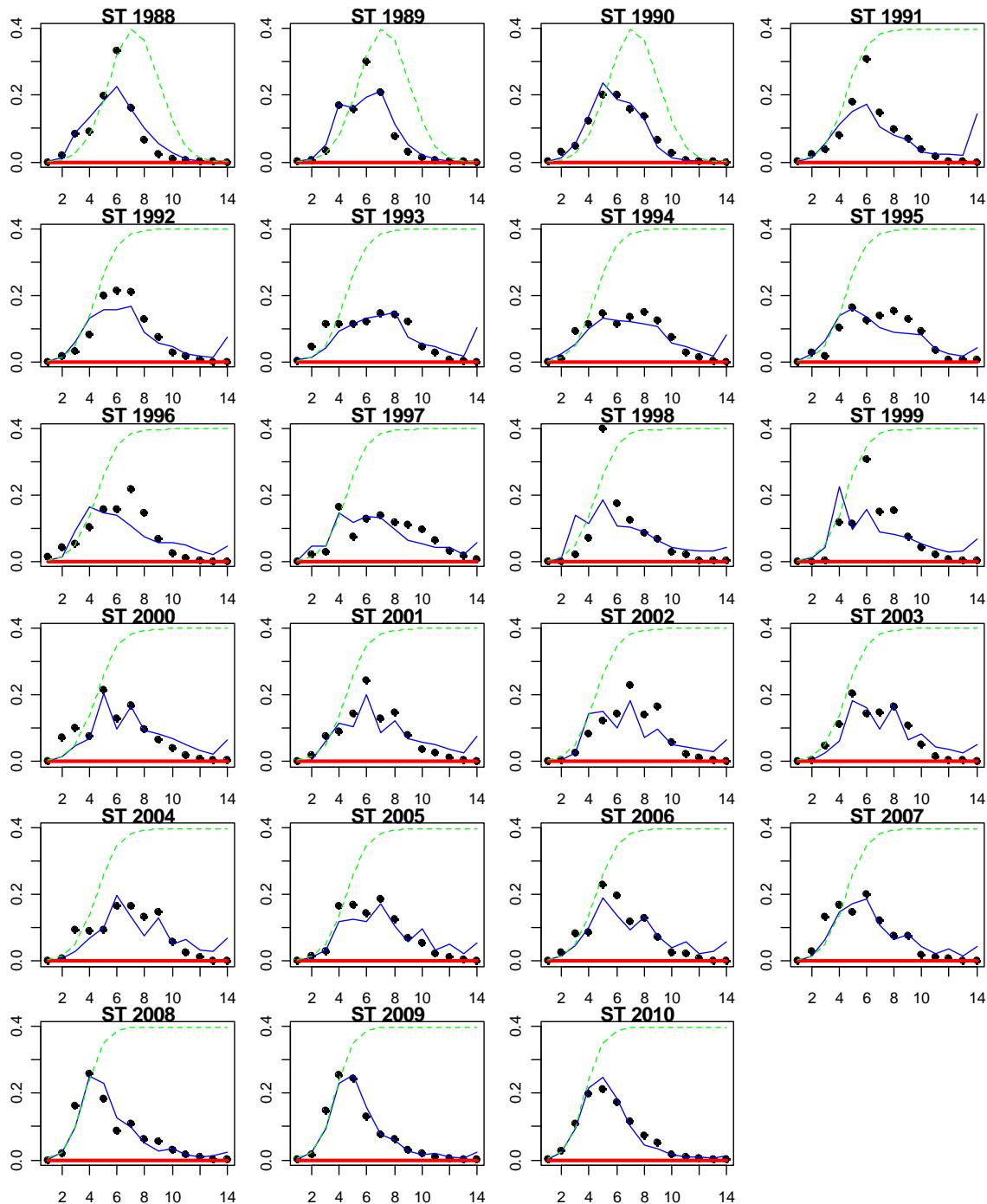


Fig. 26. Ajuste del modelo (línea azul) a la proporción de edades en las capturas de arrastre sur-austral (puntos) y sus patrones de selectividad (línea verde). La línea roja indica el rango de edades incluido en el cálculo de verosimilitud.

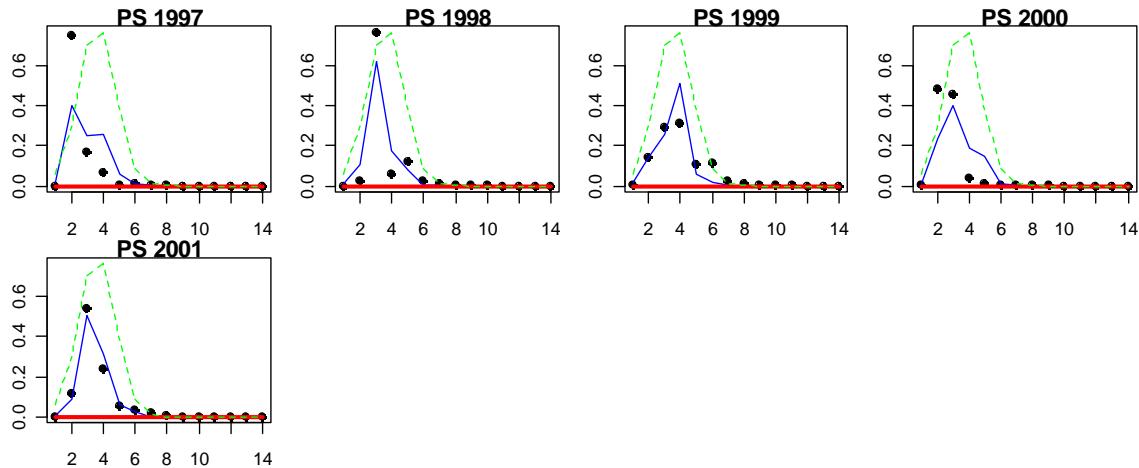


Fig. 27. Ajuste del modelo (línea azul) a la proporción de edades en las capturas de cerco (puntos) y su patrón de selectividad (línea verde). La línea roja indica el rango de edades incluido en el cálculo de verosimilitud.

En el escenario7, la abundancia a la edad del primer año (1980) se modeló con una condición de equilibrio estocástico (**Figura 28**).

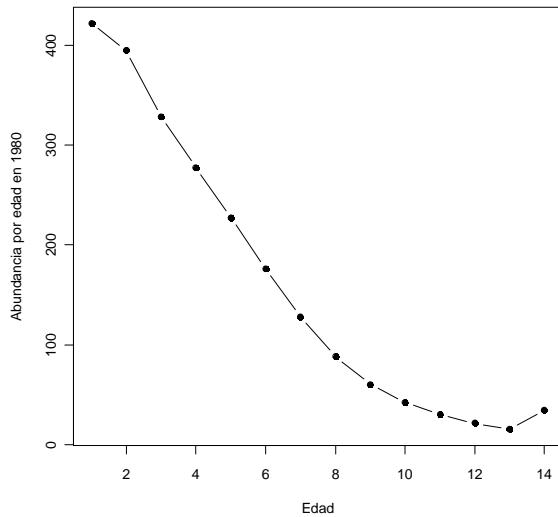


Fig. 28. Abundancia a la edad inicial (año 1980). La edad 14 es un grupo plus.

Las tendencias históricas de los rendimientos de pesca fueron similares a las obtenidas en evaluaciones de stock de años anteriores, es decir, luego de un período de altos reclutamientos entre 1985 y 1999, se produce una disminución del nivel de reclutamientos en los últimos 10 años (**Figura 29**). No obstante, los reclutamientos de los 2 últimos años son inciertos y se supusieron iguales al reclutamiento del ante-penúltimo año. La biomasa desovante muestra una gran disminución y actualmente se encuentra reducida al 18% de B₀ (**Figura 29**).

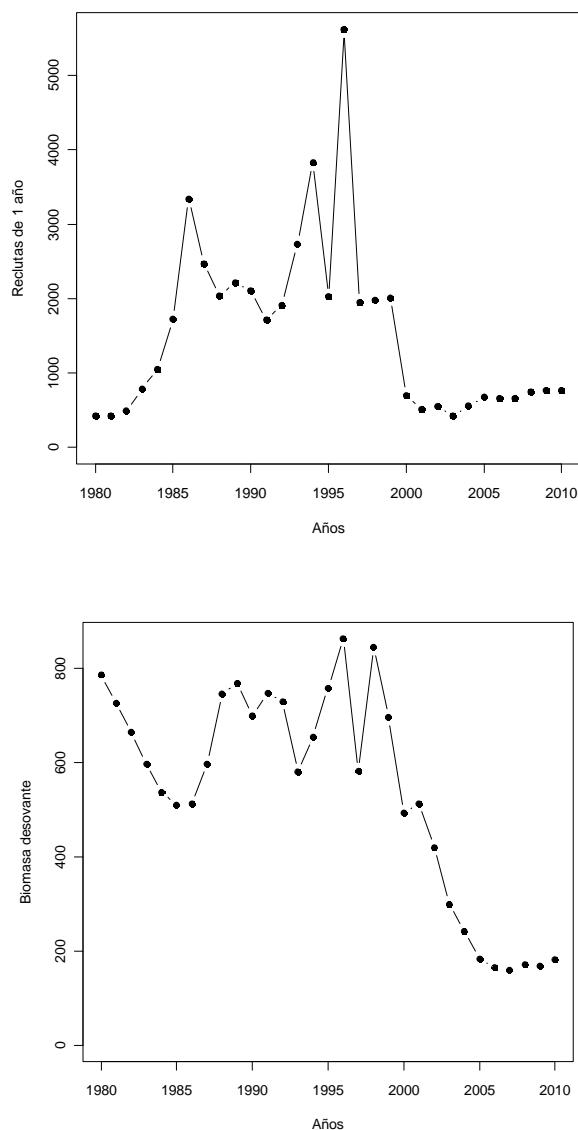


Fig. 29. Reclutas de 1 año de edad en millones (arriba) y biomasa desovante en miles de toneladas (abajo).

Las desviaciones de la relación stock-recluta de Beverton y Holt fueron grandes indicando efectos denso-independientes relacionados con fluctuaciones del ambiente (**Figura 30**).

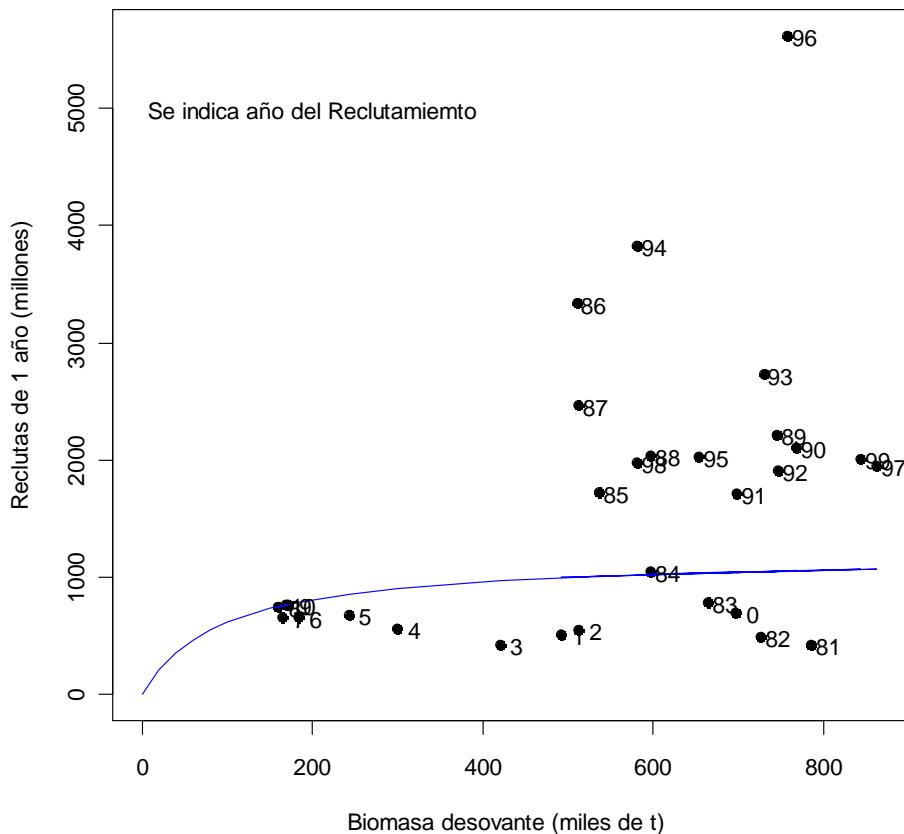


Fig. 30. Relación biomasa desovante y reclutas de 1 año (puntos) y modelo de Beverton y Holt (línea).

Las tasas de explotación fueron de alrededor de 0,4 para la flota de cerco hasta el año 2001, luego esta flota desaparece (**Figura 31**). La tasa de explotación del arrastre de la sur-austral predomina en los años más recientes con valores de 0,25, mientras que la flota de arrastre de la centro-sur alcanza la mitad de estos valores (**Figura 31**).

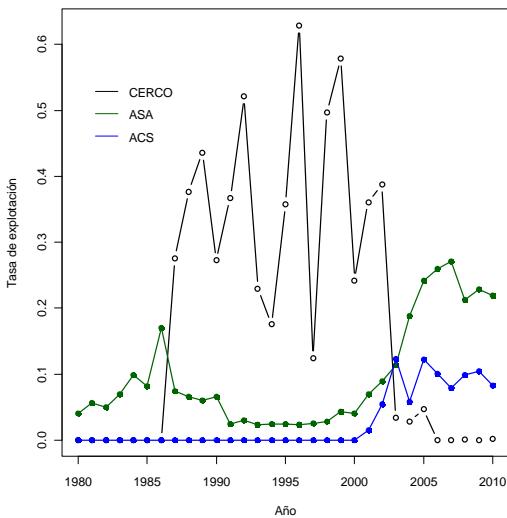


Fig. 31. Tasas de explotación por flota.

5.5 Análisis de sensibilidad N° 1: Comparación de escenarios.

El análisis de sensibilidad de los 12 escenarios de la dinámica poblacional se realizó con la prior de capturabilidad 0,9 y con el tamaño de muestra de 200 para la estructura de edades de cerco.

De los tres escenarios (3, 6 y 9) que estimaron biomassas iniciales bajas (Figuras 32 y 33) todos comparten que no emplean un modelo de relación stock-recluta, y dos de ellos (3 y 6) no lograron resultados confiables ya que el modelo no convergió.

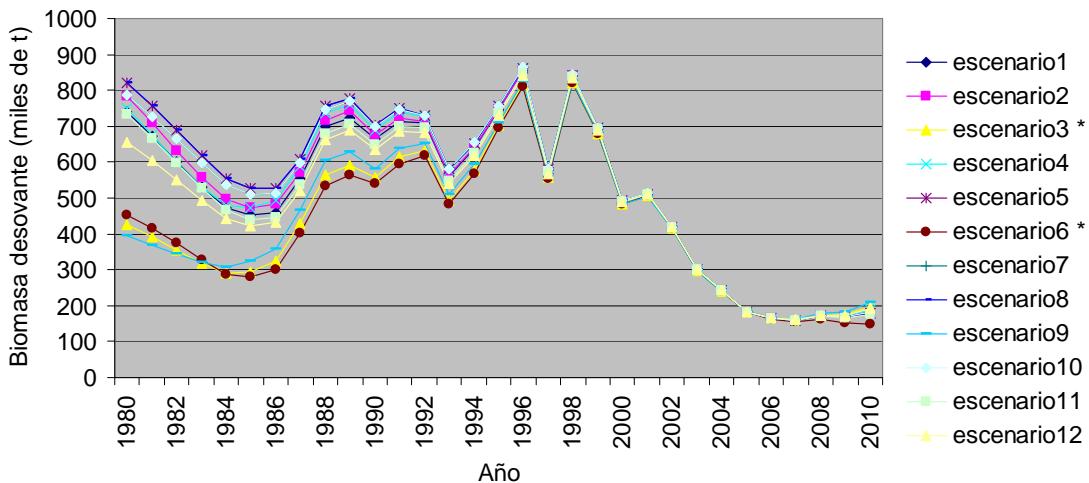


Fig. 32. Biomassas desovantes por escenario (*: modelo no convergió).

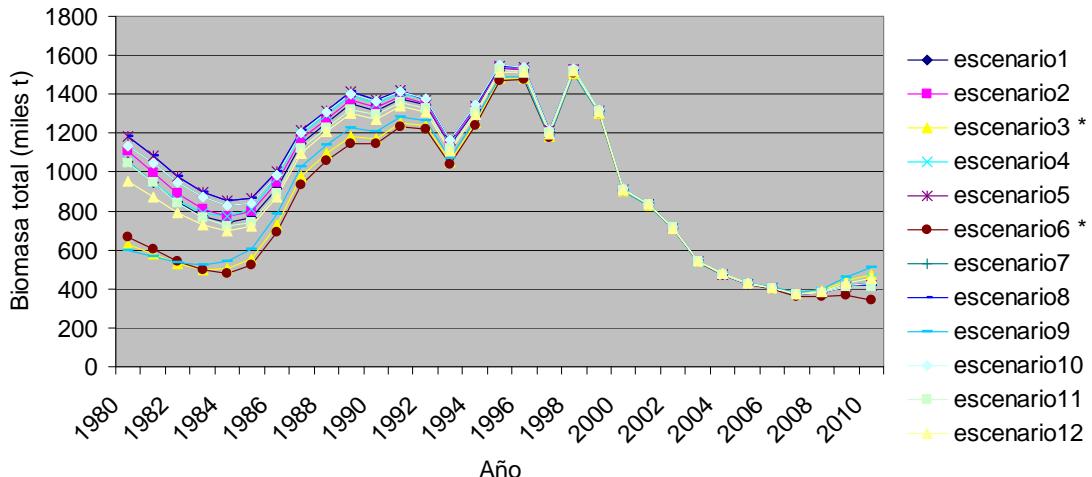


Fig. 33. Biomasa total por escenario (*: modelo no convergió).

Destaca que todos los escenarios estimaron reclutamientos muy similares lo cual muestra que estos no están gobernados por los supuestos de los modelos de relación stock-recluta, sino que los reclutamientos tienen una fuerte componente aleatoria (Figura 34).

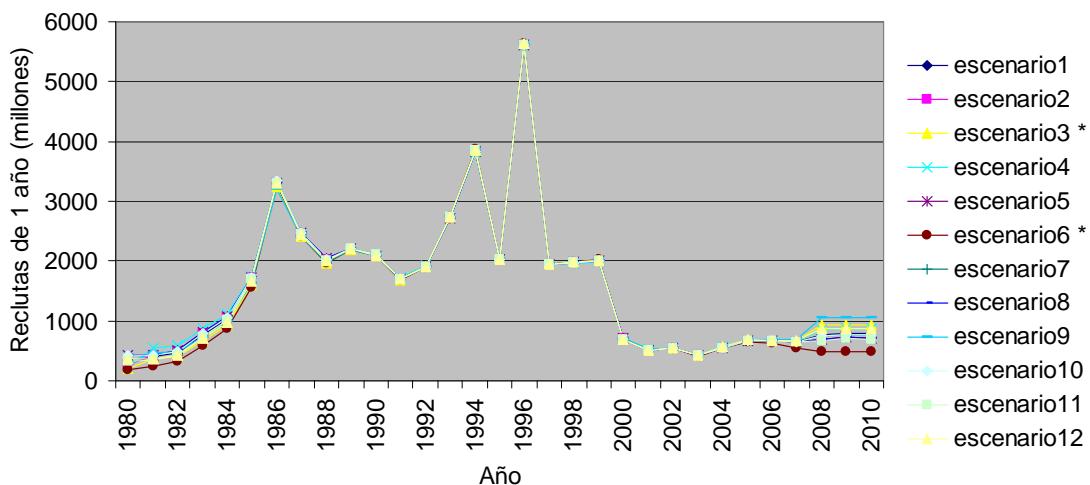


Fig. 34. Reclutamientos de peces de 1 año por escenario (*: modelo no convergió).

Si se considera el nivel de agotamiento como la razón entre la biomasa en 2010 y la biomasa desovante virginal BD0, esta última no es igual a la biomasa desovante en 1980 (**Figuras 35 y 36**), se deduce una condición negativa del recurso (<0,2), excepto en los escenarios que estimaron una biomasa inicial baja (3, 6 y 9). De los tres escenarios que muestran una situación positiva dos de ellos no son confiables por que el modelo no convergió.

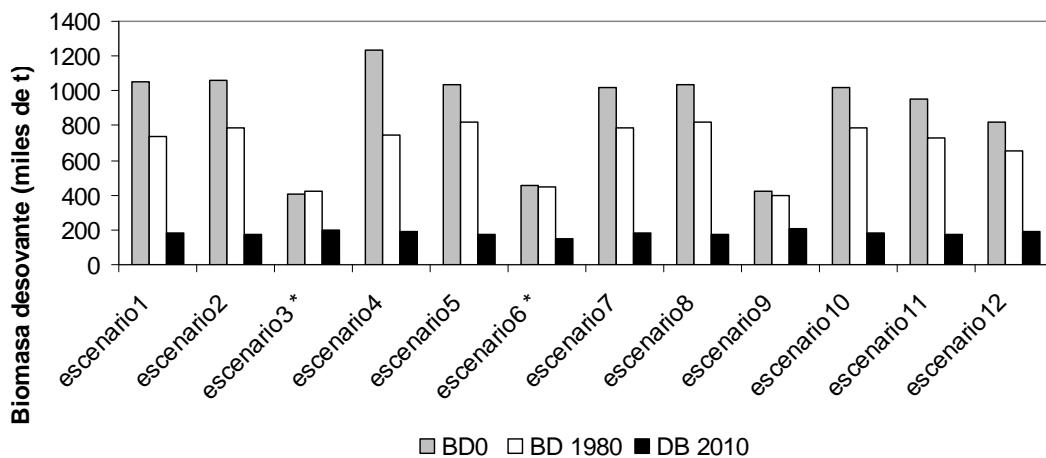


Fig. 35. Biomasa desovante virginal (BD0), biomasa desovante en 1980 (BD1980) y en 2010 (BD2010) por escenario (*: modelo no convergió).

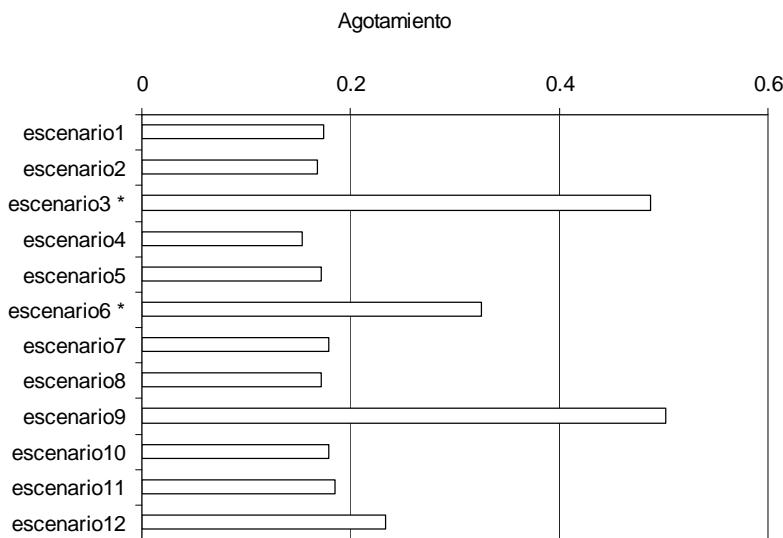


Fig. 36. Razón de agotamiento al 2010 por escenario (*: modelo no convergió).



El análisis de sensibilidad dejó en evidencia las dificultades del modelo **chosam V5** en relación a la estimación de la capturabilidad de acústica y del patrón de explotación de cerco. La fuerza de la distribución a priori de la capturabilidad de acústica es un tema que debe ser discutido en el comité científico de la merluza de cola, ¿que tan seguros estamos que esta capturabilidad debe ser menor o igual a 1? Los análisis presentados muestran que pasaría si se impone una capturabilidad en torno a 0.9. En relación al patrón de explotación de cerco es probable que las dificultades de ajuste se deban a que el modelo aún no incorpora las estructuras en talla de las capturas de cerco, es decir solo considera la estructura por edad, debido a esto tiene un menor peso en la verosimilitud total. Para solucionar esto, en el análisis de sensibilidad, se incrementó el tamaño de muestra de la estructura de edades a 200. Esto dio motivo a que se realizara un segundo análisis de sensibilidad asociado a los valores de los ponderadores de los diferentes datos y fuentes de información.

5.6 Análisis de sensibilidad N°2: Ponderadores de los datos e índices.

A diferencia del análisis anterior, en este análisis se consideraron los datos actualizados hasta el año 2011, es decir, la biomasa y estructura estimadas por la evaluación acústica en el 2011. Para el desembarque total y por flota del 2011 se supuso que estos serían un 80% del registrado en el 2010, ya que la cuota de captura para el 2011 fue reducida en un 20% con respecto al año 2010. No se incluyeron estructuras de edades de las capturas comerciales ni índice de CPUE para el 2011.

Los análisis se basaron en dos formas de definir los ponderadores: 1) Aplicando **EIV**, que corresponde en inglés a *Errors-in-variables likelihood* y 2) Siguiendo los criterios y formulaciones de Francis (2011).

El paradigma **EIV** supone que la varianza total puede ser dividida en los componentes de error de proceso (por ejemplo reclutamientos y desviaciones del número inicial) y de observación. Los ponderadores de los diferentes componentes de proceso y error se calculan internamente en el modelo basado en la teoría estadística, sin embargo la razón entre el error de proceso y el de observación debe ser definida por el analista en forma subjetiva. Para mayores detalles ver ANEXO 7.

Para evaluar el impacto de los diferentes procedimientos y escenarios de ponderación se estimó la captura total permisible que corresponde al punto biológico de referencia de equilibrio U40%PHPR, que es la tasa de explotación total que reduce a un 40% la producción de huevos por recluta sin pesca (ver sección de PBR y CTP más adelante). También se registró, la biomasa desovante estimada para el 2010 y la biomasa de la fracción 6+.

Se analizaron diferentes escenarios de **EIV**, que incluyeron diferentes razones (*Rho*) entre errores de procesos y observaciones, modelos con y sin penalización de la capturabilidad de la biomasa acústica, diferentes tamaños de muestra para las proporciones de edad en las capturas de cerco (Tabla 2). De los 7 casos analizados solo en el caso **EIV2** no se logró la convergencia del modelo.



En aquellos casos en que los modelos convergieron y la capturabilidad de acústica fue estimada libremente (sin penalización), la capturabilidad acústica fluctuó entre 2.4 y 2.8, lo que se tradujo en biomasas desovantes en el 2010 de 35 mil t a 39 mil t y CTP40%PHPR de 12 mil t a 14 mil t. Al penalizar la capturabilidad acústica en 0.9 el modelo convergió, pero el ajuste fue malo y estimó una biomasa desovante en el 2010 de 327 mil t y una CTP40%PHPR de 99 mil t. En conclusión el procedimiento EIV no generó buenos ajustes y estimó capturabilidades de acústica altas.

Tabla 2. Resultados de los diferentes escenarios de ponderadores basados en EIV. Rho: Razón entre error de proceso y de observación; N cerco: tamaño de muestra para la proporción de edades en las capturas de cerco; q: capturabilidad; CTP40%PHPR: Captura total permisible para U40%PHPR; BD: Biomasa desovante. La calidad del ajuste es un juicio experto basado en el examen de los gráficos de los ajustes de índices y datos y de la conducta de los residuales de cada escenario.

| Escenario | EIV 1 | EIV2 | EIV3 | EIV4 | EIV5 | EIV6 | EIV7 |
|---------------------|-------|---------|-------|---------|-------|-------|-------|
| Rho | 0.9 | 0.6 | 0.3 | 0.6 | 0.9 | 0.6 | 0.3 |
| Penaliza q acustica | No | No | No | Si, 0.9 | No | No | No |
| N cerco | 200 | 200 | 200 | 200 | 30 | 30 | 30 |
| Converge | SI | NO | SI | SI | SI | SI | SI |
| Calidad de ajuste | MALO | MALO | MALO | MALO | MALO | MALO | MALO |
| q acústica | 2.5 | 0.00013 | 2.8 | 0.91 | 2.36 | 2.54 | 2.6 |
| CTP40PH (Moda) | 13800 | 340000 | 12000 | 98800 | 13600 | 12300 | 12180 |
| BD_2010 | 39000 | 808800 | 35000 | 327600 | 39000 | 35350 | 34950 |

En el segundo caso, se siguió las recomendaciones de Francis (2011):

- 1) No dejar que otros datos impidan que el modelo se ajuste bien a los datos de abundancia.
- 2) Cuando se ajusten estructuras de edades o tallas emplear correlaciones.
- 3) No disminuir el peso de los índices de abundancia por que ellos parezcan no representativos.

Para el caso de los CV de los índices de abundancia se analizó el efecto de diferentes valores (Tabla 3). Finalmente, para la acústica se fijó un CV=0.15, similar al registrado en las estimaciones de los métodos acústicos. Los CV para los tres períodos del índice de abundancia de la CPUE de arrastre se fijaron en 0.3, 0.4 y 0.4, en el cual el menor CV corresponde al período más reciente, durante el cual el recurso merluza de cola ha sido pescado intencionalmente por la flota. Por su parte, para el índice de cerco se fijó CV= 0.4.

Para los tamaños de muestra efectivos de las proporciones de edades en las capturas comerciales y en el crucero acústico se aplicó la formulación de Francis (2011), que considera una distribución multinomial con correlación, que corresponde al método TA1.9 en la tabla A1 de Francis. Luego estos tamaños de muestras se re-ingresaron al modelo para ser estimados de nuevo, esto se repitió dos veces (Tabla 4).



La capturabilidad de acústica se estimó libremente entre 1.4 y 1.7 (casos P5 y P6), lo que se tradujo en valores de biomasa desovante para el 2010 en torno a las 35 mil t, con una biomasa de fracción 6+ de alrededor de 18 mil t y CTP40%PHPR del orden de 21 mil t (Tabla 3). Los análisis antes de aplicar el procedimiento de Francis, casos P1 a P6, muestran que se puede lograr buenos ajustes de la estructura de edades de cerco disminuyendo el tamaño de muestra de cerco (desde 200 a 50) cuando simultáneamente se reduce el tamaño de muestra para la estructura de edades de la abundancia acústica (desde 100 a 50). Debido a esto los valores iniciales en el proceso iterativo de estimación fueron los del caso P4 (Tabla 4). El escenario P7 estimó una biomasa desovante en 2010 de 168 mil t y una CTP40%PHPR de 50 mil t.

Tabla 3. Resultados de los diferentes escenarios de ponderadores ingresados externamente al modelo. El escenario P7 corresponde al procedimiento recomendado por Francis (2011). N: Tamaño de muestra para la proporción de edades; CV: Coeficiente de variabilidad; q: capturabilidad; CTP40%PHPR: Captura total permisible para U40%PHPR; BD: Biomasa desovante; y B6+: Biomasa fracción 6+.

| Escenarios | P1 | P2 | P3 | P4 | P5 | P6 | P7(*) |
|-----------------------|--------|------------------|------------------------|--------|-------|-------|---------------|
| q acústica penalizado | SI | SI | SI | SI | No | No | <u>SI</u> |
| N proporciones | | | | | | | |
| Cerco | 200 | 50 | 70 | 50 | 50 | 50 | <u>31</u> |
| PDA | 50 | 50 | 50 | 20 | 20 | 20 | <u>25</u> |
| PDCS | 50 | 50 | 50 | 20 | 20 | 20 | <u>24</u> |
| Acústica | 100 | 100 | 50 | 50 | 50 | 50 | <u>29</u> |
| CV | | | | | | | |
| CPUE Cerco | 0.1 | 0.3 | 0.4 | 0.4 | 0.4 | 1.5 | <u>0.4</u> |
| CPUE Arrastre 1 | 0.4 | 0.4 | 0.4 | 0.4 | 0.4 | 1.5 | <u>0.4</u> |
| CPUE Arrastre 2 | 0.4 | 0.4 | 0.4 | 0.4 | 0.4 | 1.5 | <u>0.4</u> |
| CPUE Arrastre 3 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 0.3 | 1.5 | <u>0.3</u> |
| Acústica | 0.05 | 0.15 | 0.15 | 0.15 | 0.15 | 0.15 | <u>0.15</u> |
| RESULTADOS | | | | | | | |
| Converge | SI | SI | SI | SI | SI | SI | |
| Ajuste | Bueno | MALO en cerco | Regular B. Acústica | Bueno | Bueno | Bueno | <u>Bueno</u> |
| q acústica | 0.92 | 0.91 | 0.91 | 0.91 | 1.7 | 1.4 | <u>0.91</u> |
| CTP40PH (Moda) | 46206 | 47600 | 51000 | 50313 | 21672 | 21400 | <u>50003</u> |
| BD_2010 | 151600 | 155000 | 174600 | 167530 | 65312 | 64675 | <u>167994</u> |
| B6+ | 58155 | 59400 | 78660 | 68018 | 18510 | 17991 | <u>70901</u> |



Tabla 4. Tamaños de muestra efectivos estimados mediante procedimiento de Francis (2011). Los estados corresponden a los ajustes del modelo con diferentes ponderadores.

| | Cerco | PDA | PCS | ACUSTICA |
|----------|-------|-----|-----|----------|
| 1 Estado | 50 | 20 | 20 | 50 |
| 2 Estado | 58 | 2 | 24 | 37 |
| 3 Estado | 31 | 25 | 24 | 39 |

5.7 Validación del modelo: Análisis retrospectivo.

La validación cruzada de un modelo consiste en remover una fracción de datos y evaluar el impacto sobre la estimación de las variables de interés. La remoción de datos puede ser aleatoria o siguiendo un orden específico, en este último caso califica el análisis retrospectivo, el cual consiste en la remoción secuencial del último año de la serie de datos. Para el análisis retrospectivo se utilizó el escenario P7, es decir aquel en los cuales los ponderadores fueron definidos siguiendo el procedimiento sugerido por Francis.

Se observó patrón retrospectivo caracterizado por una pequeña (3-6%) subestimación de la biomasa total hasta la remoción del año 2008, para luego producirse una significativa (34-88%) sobreestimación al continuar con la remoción de los años (Figura 37 y Tabla 5). En el caso de la biomasa desovante hasta la remoción del 2008 los sesgos fueron positivos y pequeños (0-10%) pero al continuar la remoción de datos los sesgos positivos fueron grandes (58-86%). Los reclutamientos mostraron una tendencia a la subestimación (0-29%).

Tabla 5. Porcentaje de desviación con respecto a la evaluación con datos hasta el año 2011.

| | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 |
|-------------------|------|------|------|------|------|------|
| Biomasa total | 88% | 60% | 34% | -6% | -3% | -6% |
| Biomasa desovante | 86% | 84% | 58% | 2% | 10% | 0% |
| Reclutas | 0% | -19% | -29% | -61% | 5% | 0% |

Los cambios en los errores retrospectivos a partir de la remoción de los datos del año 2007 se explican por que el modelo de evaluación supone un cambio en los patrones de explotación comerciales y de acústica a partir del año 2008.

Las estimaciones de CTP basadas en el PBR U40%PHPR muestra una tendencia decreciente desde valores de alrededor de 100 mil t en 2005 y 2006 a niveles de 50 mil t en los últimos años. Esta tendencia es el resultado de la combinación del patrón de sobreestimación retrospectivo, la tendencia decreciente de la abundancia del recurso y de los cambios en los patrones de explotación (Figura 38).

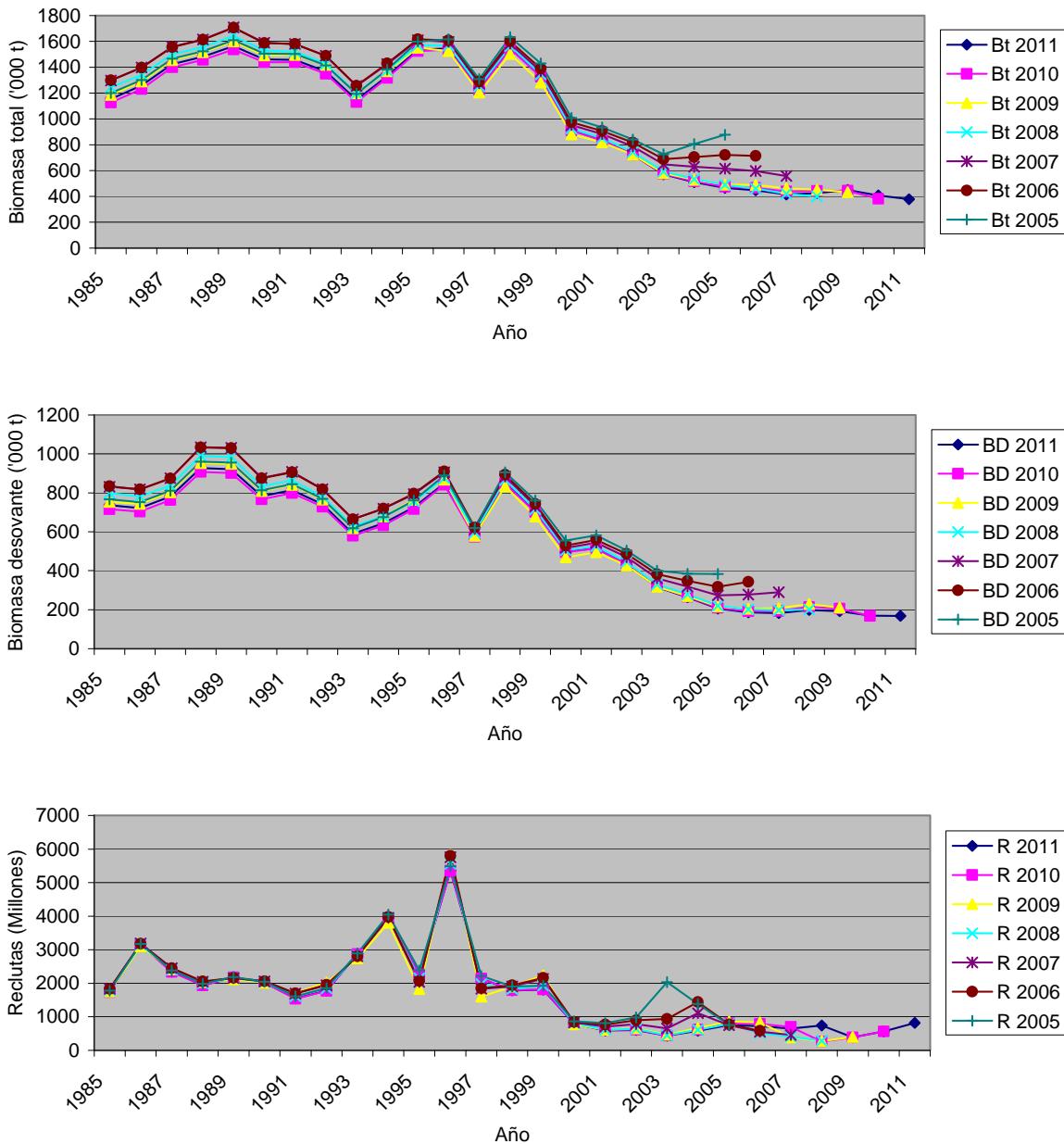


Fig. 37. Análisis retrospectivo del escenario P7, mostrando la biomasa total (arriba), biomasa desovante (medio) y reclutas (abajo).

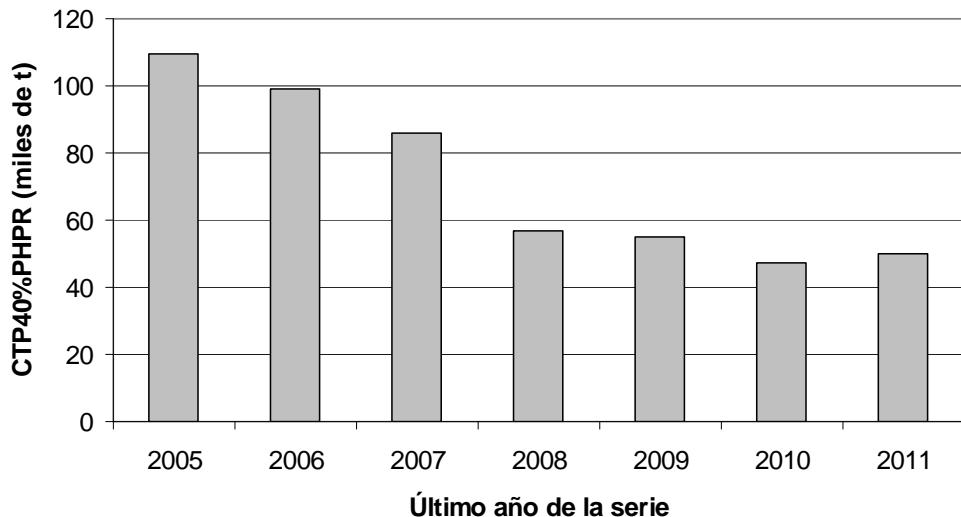


Fig 38. Análisis retrospectivo del escenario P7. Captura total permisible con punto biológico de referencia U40%PHPR.

5.8 Modelo Seleccionado: Ajustes y residuales del modelo.

Basado en los análisis de sensibilidad de la dinámica poblacional y de los ponderadores, se seleccionó el modelo P7 para continuar con los análisis. Este escenario corresponde en términos de formulación general al escenario 7 del taller internacional, que a su vez es similar a la configuración del modelo empleado en la última evaluación de stock (Payá, 2011). Sin embargo, existen varias diferencias, entre ellas, las funciones de verosimilitud, los ponderadores empleados y la estimación del grupo plus.

Para evaluar el ajuste se presentan tres tipos de gráficos, el primero muestra el valor estimado y el dato por año, el segundo un qqplot entre las variables observadas y predichas y el tercero la conducta de los residuales.

Siguiendo el criterio de Francis, los ajustes a los índices de abundancia fueron buenos (**Figuras 39 a 41**). El modelo se ajustó bien a la biomasa acústica y al índice basado en la CPUE de arrastre, pero no al índice de CPUE de cerco. La falta de ajuste al índice de cerco ha sido habitual para este índice en evaluaciones anteriores. La calidad de los ajustes del modelo a la biomasa acústica e índice de CPUE de arrastre fueron igualmente buenos, pero la CPUE de arrastre fue levemente mejor, debido a que el modelo subestimó la biomasa acústica en los años 2000 a 2003.

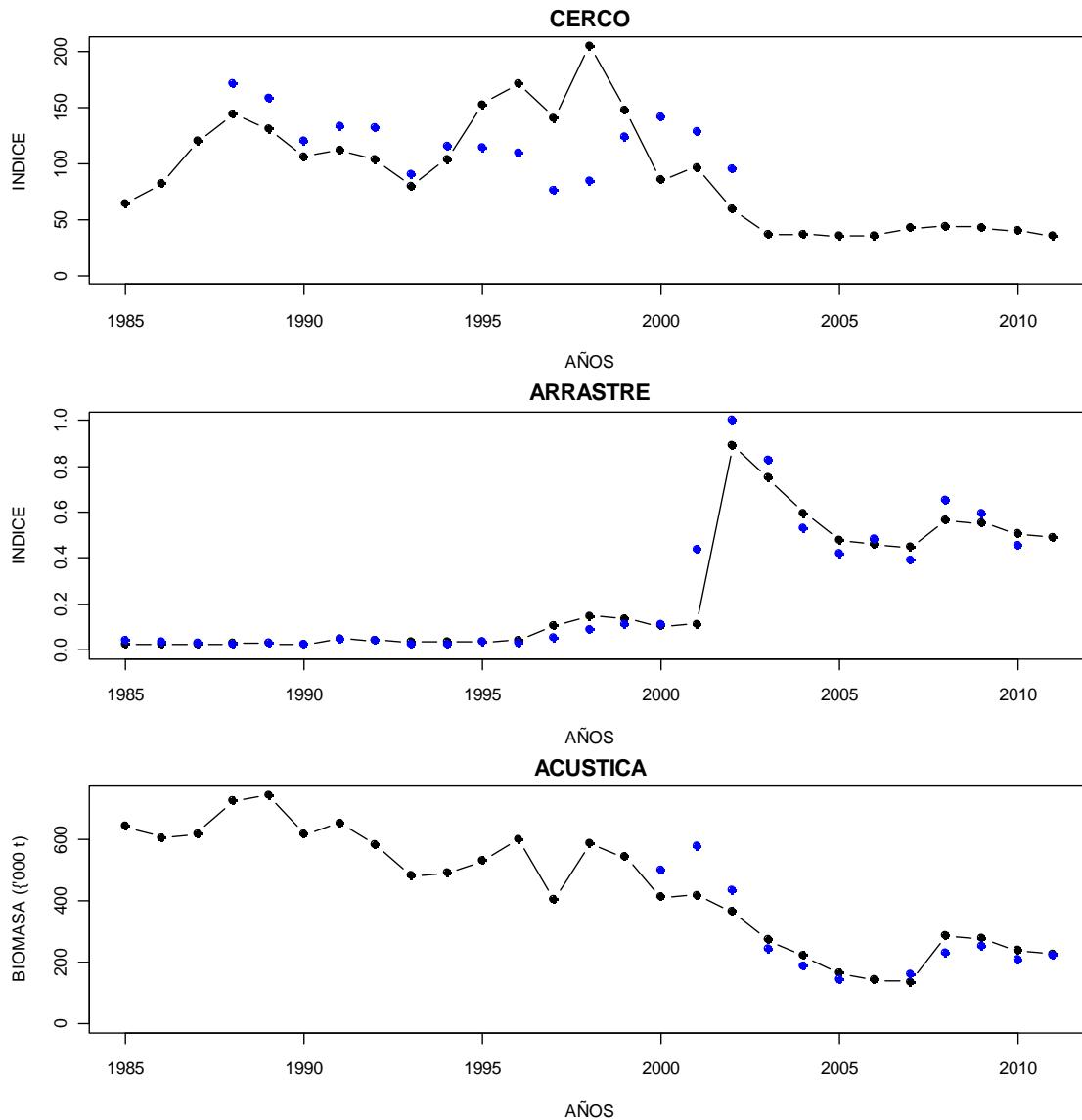


Fig. 39. Ajuste del modelo P7 (línea) a los datos (puntos) del índice de abundancia de la CPUE de cerco (arriba), arrastre (al medio) y biomasa acústica (abajo).

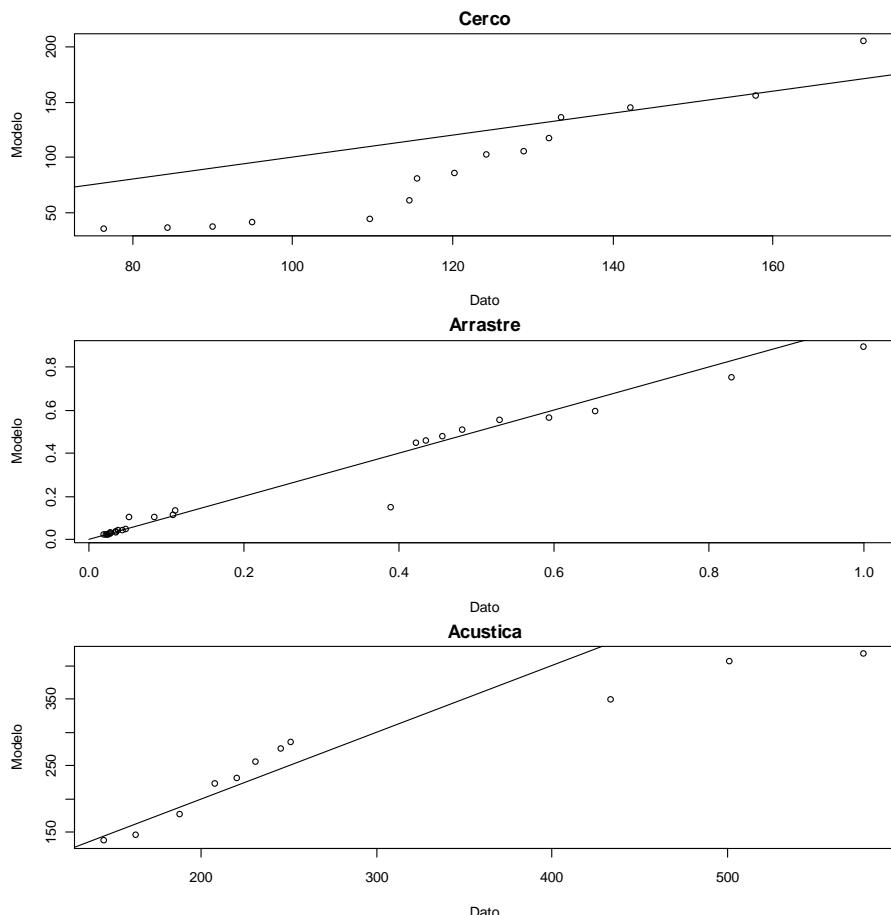


Fig. 40. Ajuste del modelo P7. qqplot de datos y los estimados de los índice de abundancia de la CPUE de cerco (arriba), arrastre (al medio) y biomasa acústica (abajo).

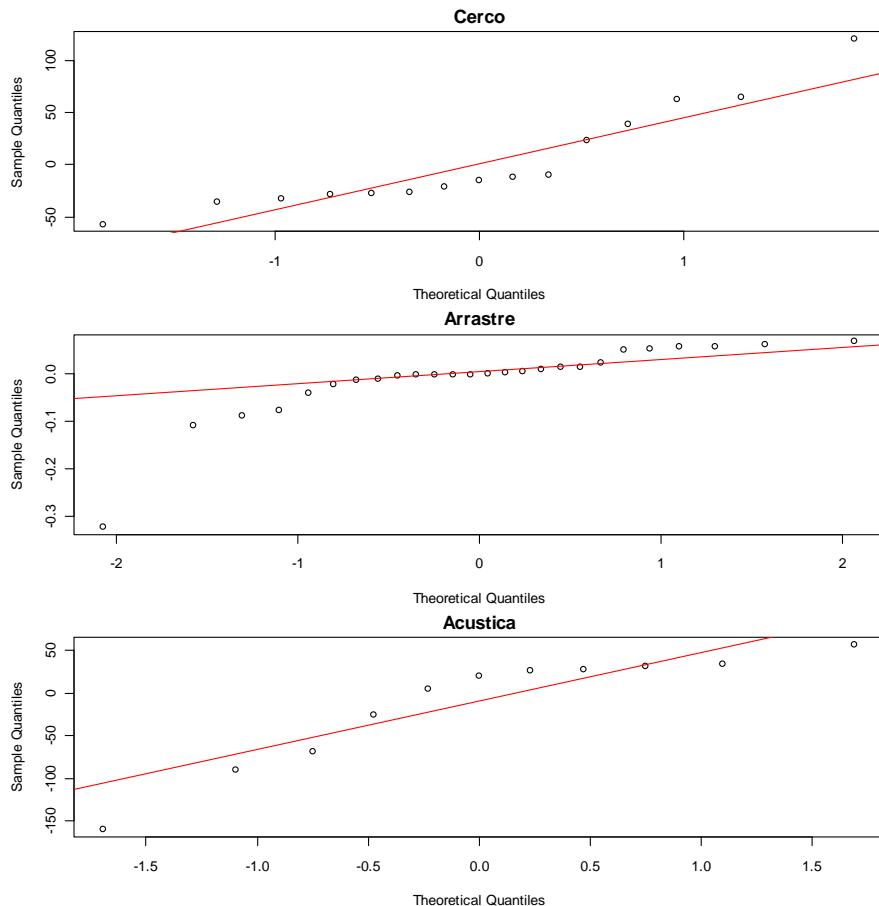


Fig. 41. qnormal de los residuos de los índices de abundancia de la CPUE de cerco (arriba), arrastre (al medio) y biomasa acústica (abajo).

Los ajustes de las estructuras de edades de la abundancia estimada por acústica fueron buenos, pero hubo algunas edades menores que fueron subestimadas por el modelo (**figuras 42 a 44**). El modelo no pudo reproducir la edad 3 en el año 2008 debido a que esta debe ser consistente con lo observado en los 3 años siguientes. Para el caso de la edad 3 en el año 2011, solo existe la información de esta cohorte para el año anterior, por lo que su estimación es incierta. Las estimaciones de los reclutamientos del modelo siguen la relación stock-recluta para los últimos 3 años, sin considerar las estimaciones de desviaciones de este modelo debido a que existen pocos datos para sostenerlas. Por otra parte, el gráfico de los residuales (**Figura 44**) sugiere una leve tendencia de residuos positivos hacia las edades más viejas y años más antiguos.

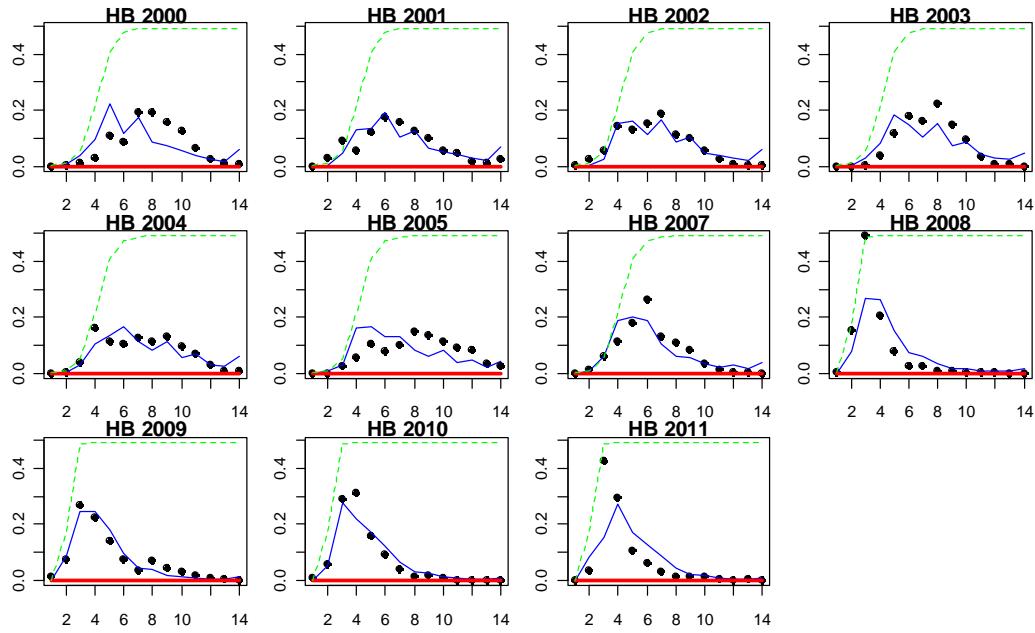


Fig. 42. Ajuste del modelo P7 (línea azul) a la proporción de edades en las abundancias estimadas por hidroacústica (puntos) y sus patrones de selectividad (línea verde). La línea roja indica el rango de edades incluido en el cálculo de verosimilitud.

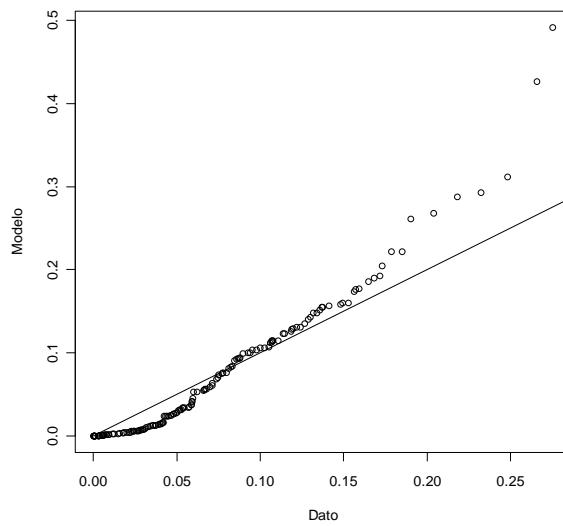


Fig. 43. Ajuste del modelo P7. qqplot de datos y los estimados de las proporciones a la edad en la abundancia estimada por acústica.

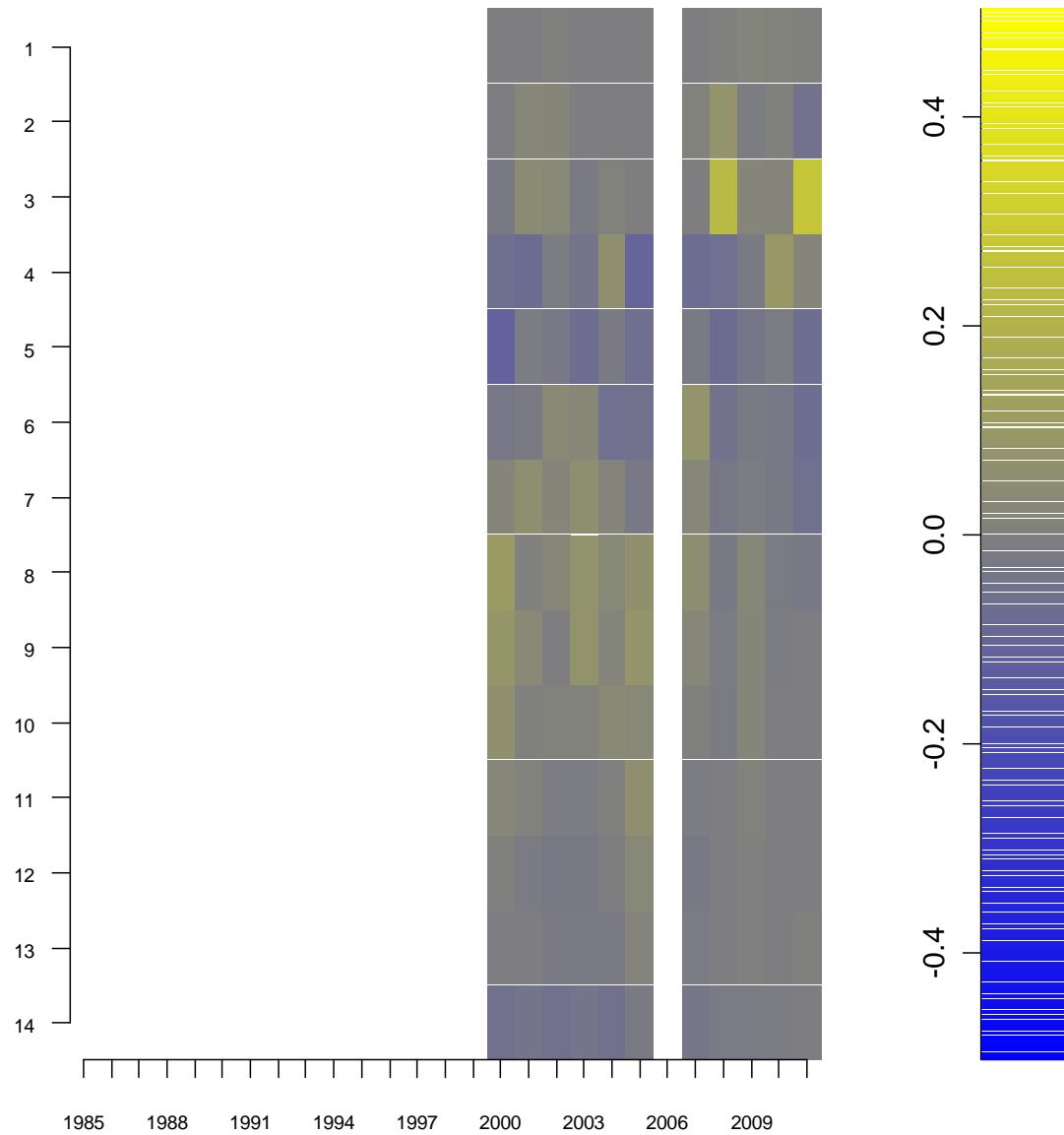


Fig. 44. Residuales del modelo P7 de la proporción de edades (eje vertical) en las abundancias estimadas por hidroacústica en los diferentes años (eje horizontal).

El ajuste de las proporciones en las capturas de arrastre de la PDA en general fue bueno (**Figuras 45 a 47**). Sin embargo, se aprecia una mayor presencia de residuales negativos para el grupo 14+ en los años más antiguos y una mayor frecuencia de residuales positivos en las edades intermedias (5 a 8 años) en la primera mitad de la serie de años (**Fig. 47**).

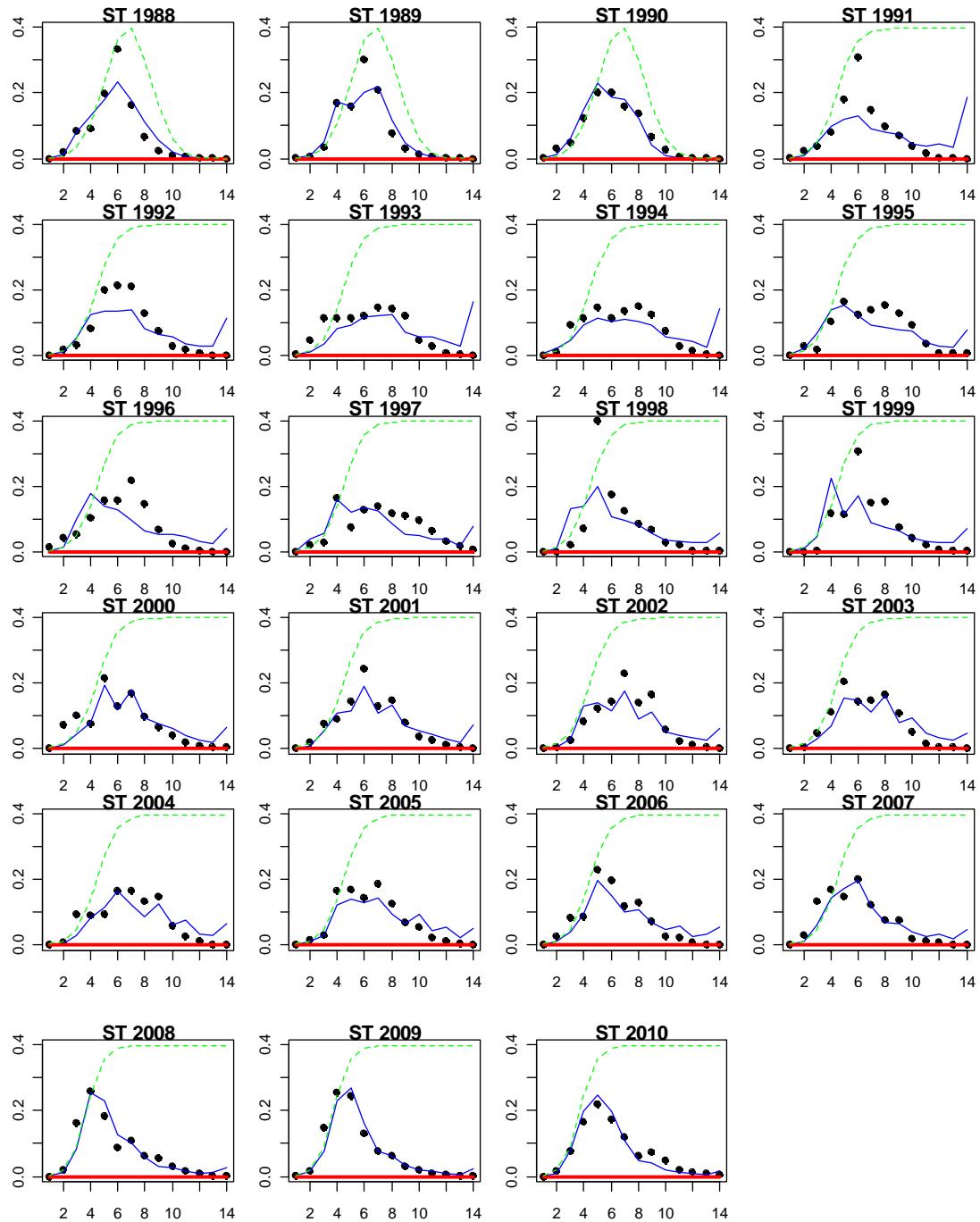


Fig. 45. Ajuste del modelo P7 (línea azul) a la proporción de edades en las capturas de arrastre sur-austral (puntos) y sus patrones de selectividad (línea verde). La línea roja indica el rango de edades incluido en el cálculo de verosimilitud.

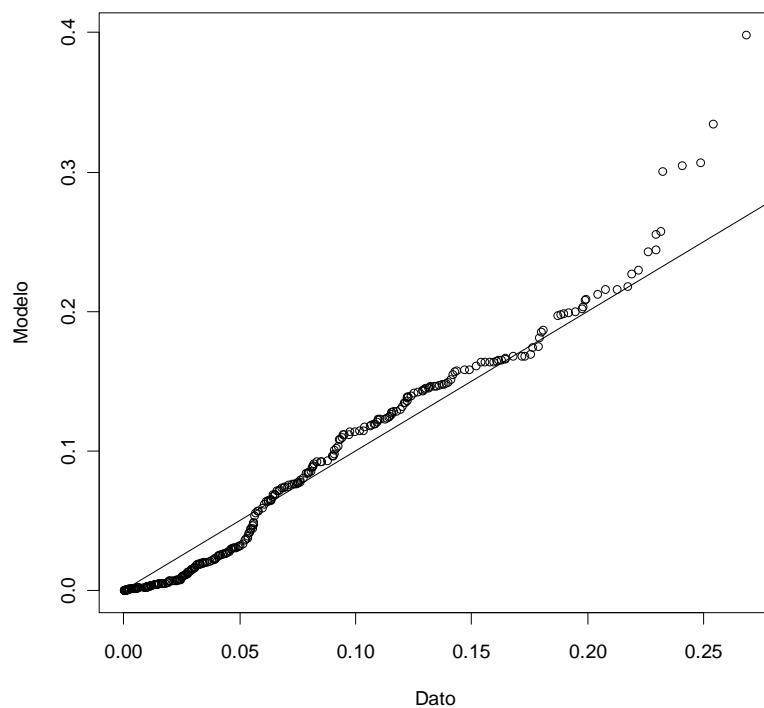


Fig. 46. Ajuste del modelo P7. qqplot de datos y los estimados de las proporciones a la edad en la captura de arrastre de la PDA.

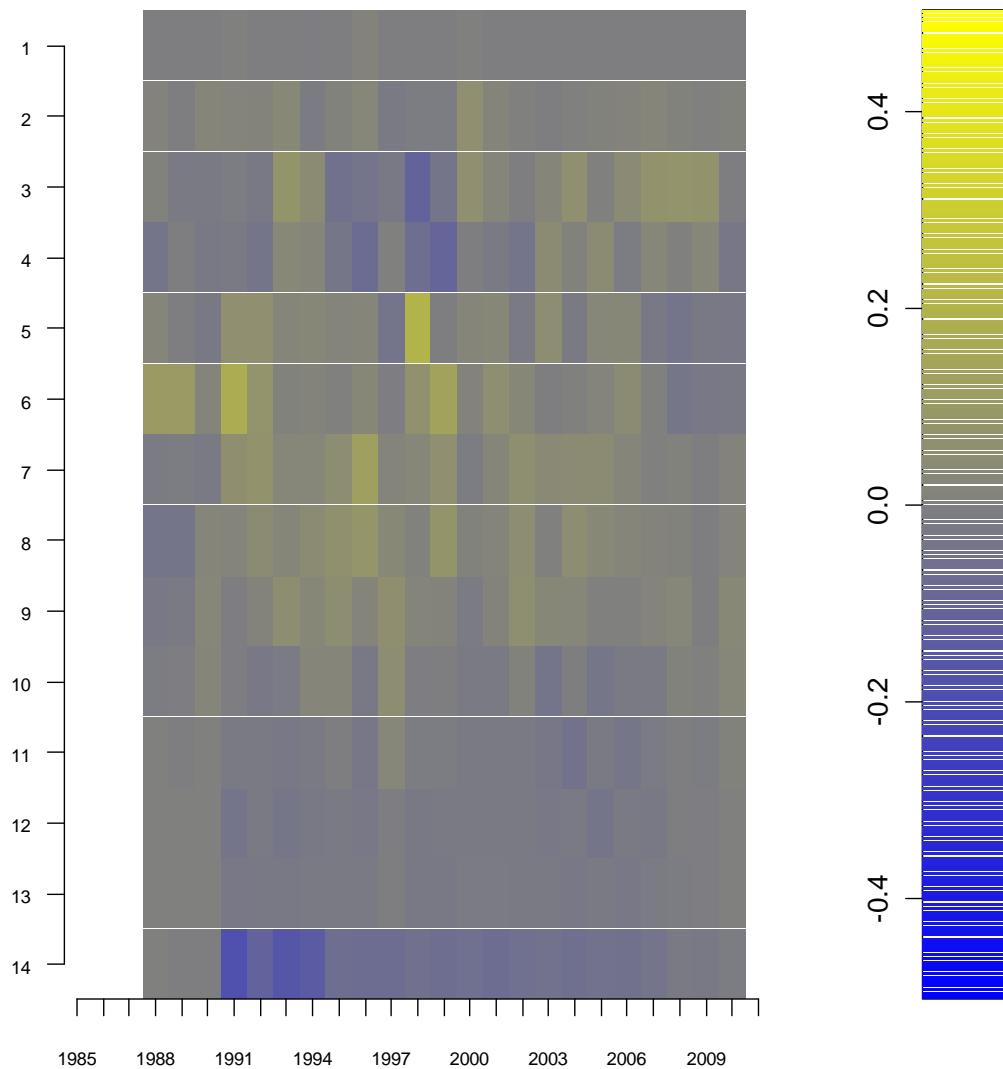


Fig. 47. Residuales del modelo P7 de la proporción de edades (eje vertical) en las capturas de arrastre de la PDA, en los diferentes años (eje horizontal).

El modelo reprodujo en general las proporciones de edades observada en la flota arrastrera de la PDCS (**Figuras 48 a 50**). Pero estos ajustes fueron menor calidad que los de la flota de la PDA, observándose una tendencia en los residuales a través de los años y edades asociada a las cohortes 2003 a 2004 (**Figura 50**).

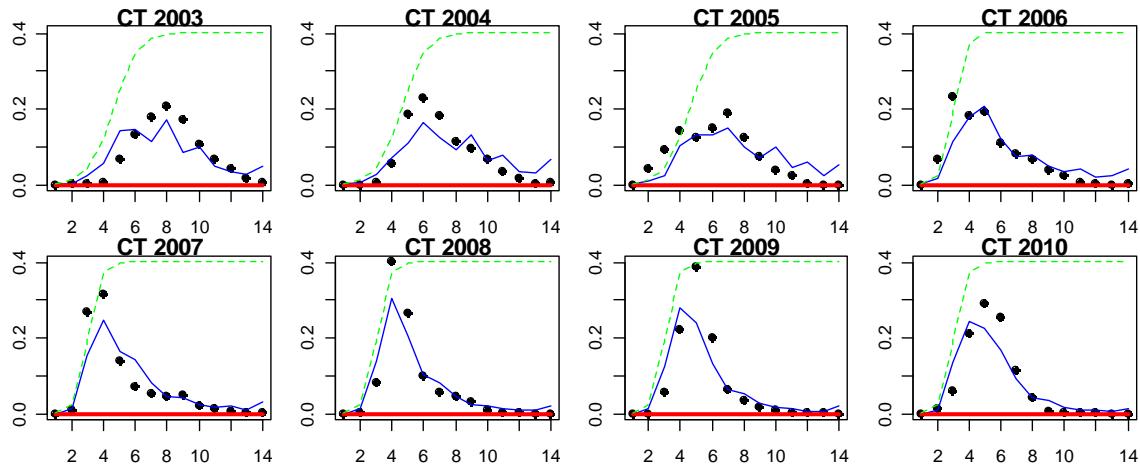


Fig. 48. Ajuste del modelo P7 (línea azul) a la de proporción de edades en las capturas de arrastre centro-sur (puntos) y sus patrones de selectividad (línea verde). La línea roja indica el rango de edades incluido en el cálculo de verosimilitud.

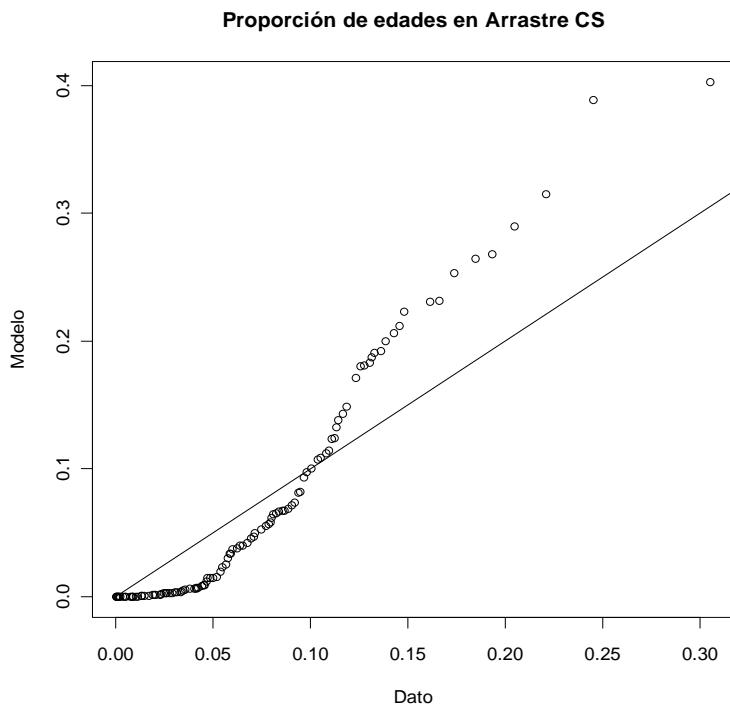


Fig. 49. Ajuste del modelo P7. qqplot de datos y los estimados de las proporciones a la edad en la captura de arrastre de la PDA.

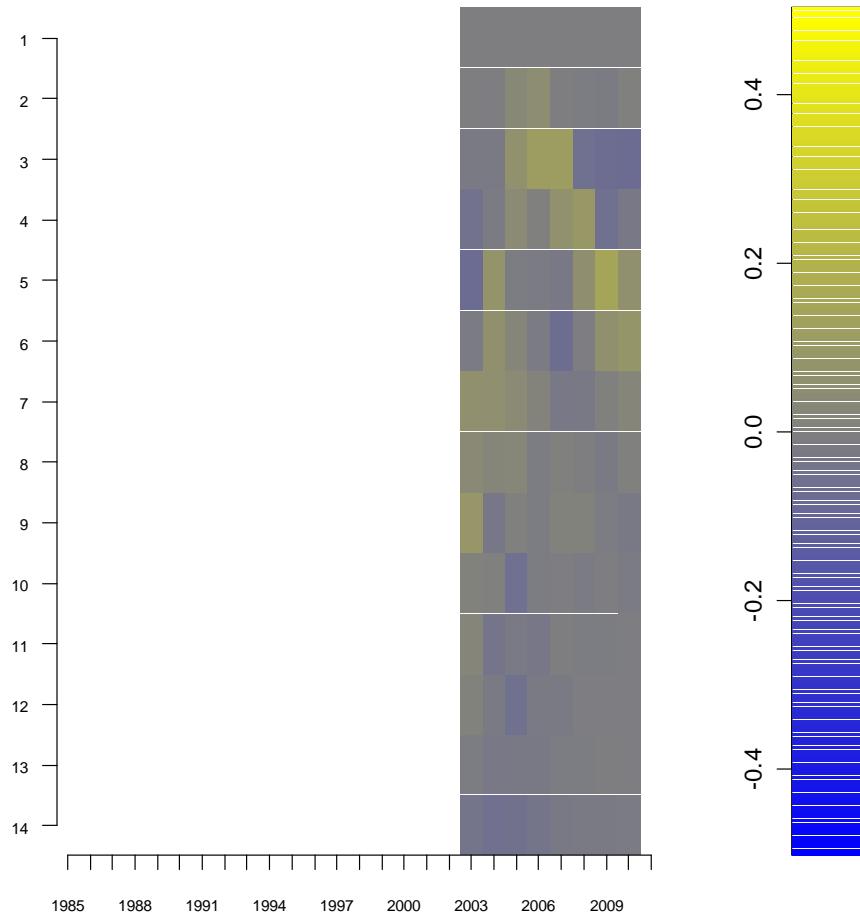


Fig. 50. Residuales del modelo P7 de la proporción de edades (eje vertical) en las capturas de arrastre de la PDCS, en los diferentes años (eje horizontal).

El modelo reprodujo en general la estructura de las capturas de cerco ajustando un patrón de explotación tipo domo asimétrico (**Figuras 51 a 53**). Sin embargo, los residuales presentaron tendencias fuertes con residuales positivos hacia las edades 2 y 3 y negativos en la edad 4 (**Figura 53**).

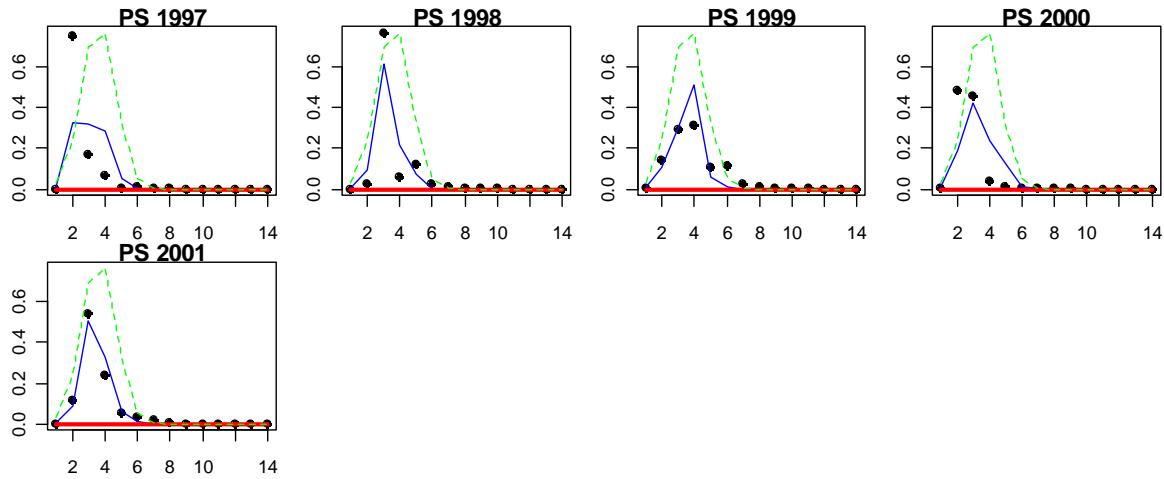


Fig. 51. Ajuste del modelo P7 (línea azul) a la proporción de edades en las capturas de cerco (puntos) y su patrón de selectividad (línea verde). La línea roja indica el rango de edades incluido en el cálculo de verosimilitud.

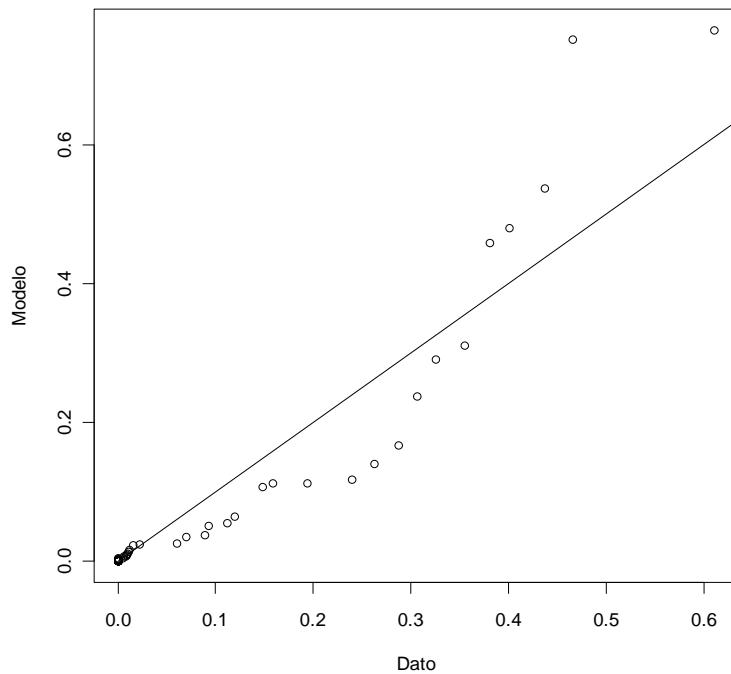


Fig. 52. Ajuste del modelo P7. qqplot de datos y los estimados de las proporciones a la edad en la captura de cerco.

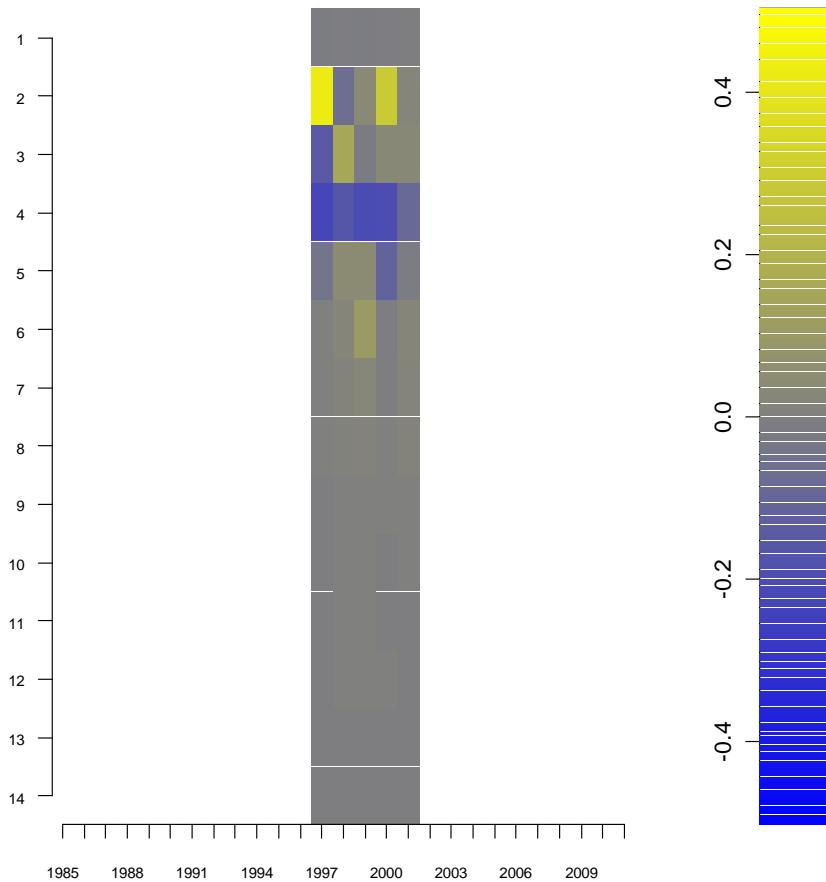


Fig. 53. Residuales del modelo P7 de la proporción de edades (eje vertical) en las capturas de cerco, en los diferentes años (eje horizontal).

5.9 **Modelo Seleccionado: Variables de interés.**

La biomasa total fluctuó entorno a 1.4 millones de t entre el año 1985 y el 2000, para luego caer rápidamente a niveles de 400 mil t a partir del año 2005 (**Figura 54** y **Tabla 6**). La biomasa desovante presentó una tendencia similar a la biomasa total, mientras que la biomasa de la fracción 6+ mostró una tendencia decreciente desde el inicio de la serie, aunque también se identificó entre el 2000 y el 2005.

La incertidumbre de la biomasa total fue mayor (CV=10%) al inicio, menor en 1998 y 2002 (CV=2%) e intermedia en los años más recientes (CV=5-6%) (**Figura 55** y **Tabla 7**). La incertidumbre de la biomasa desovante presentó la misma tendencia que la incertidumbre de la biomasa total, pero sus CV fueron en promedio un 2% mayor que los CV de la biomasa total, por lo que su CV en el 2011 fue de 8%.

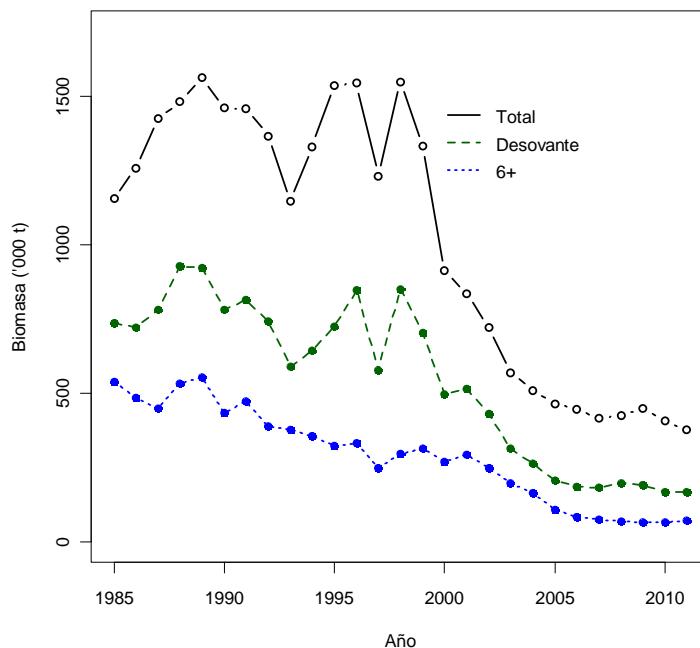


Fig. 54. Modelo P7. Fracciones de biomassas del stock.

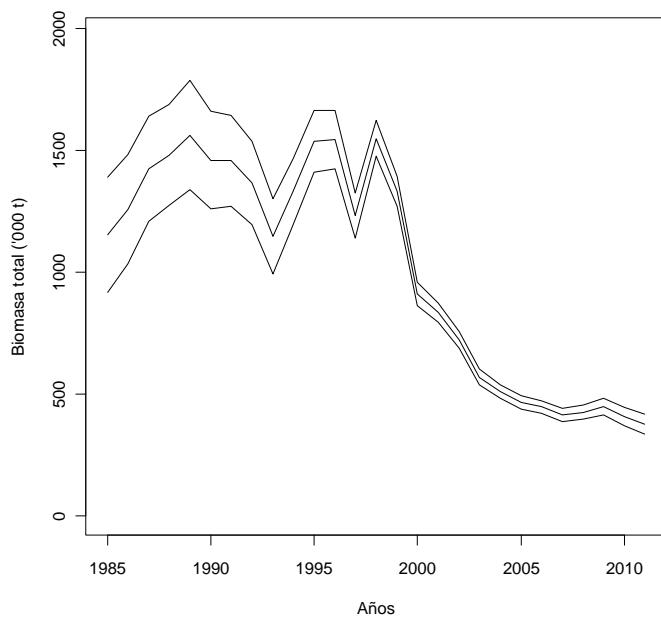


Fig. 55. Modelo P7. Biomasa total con intervalos de confianza al 95%



Tabla 6. Estimados máximos verosímiles de las principales variables. Modelo P7.

| Año | Bt Miles | Bd Miles | B6p Miles | Rt Millones | Nt Millones |
|------|-------------|-------------|--------------|----------------|----------------|
| 1985 | 1155 | 736 | 540 | 1755 | 3955 |
| 1986 | 1258 | 722 | 486 | 3154 | 5922 |
| 1987 | 1425 | 781 | 451 | 2347 | 6480 |
| 1988 | 1481 | 927 | 534 | 1943 | 6061 |
| 1989 | 1563 | 922 | 555 | 2177 | 5729 |
| 1990 | 1460 | 783 | 433 | 2024 | 5315 |
| 1991 | 1458 | 814 | 474 | 1548 | 4882 |
| 1992 | 1367 | 741 | 389 | 1778 | 4671 |
| 1993 | 1146 | 590 | 379 | 2873 | 5454 |
| 1994 | 1331 | 643 | 358 | 3940 | 7505 |
| 1995 | 1536 | 725 | 323 | 2258 | 7265 |
| 1996 | 1545 | 849 | 334 | 5351 | 9727 |
| 1997 | 1232 | 579 | 250 | 2138 | 7646 |
| 1998 | 1549 | 852 | 297 | 1787 | 6920 |
| 1999 | 1331 | 704 | 314 | 1808 | 5432 |
| 2000 | 912 | 498 | 271 | 797 | 3642 |
| 2001 | 835 | 516 | 294 | 594 | 2865 |
| 2002 | 722 | 433 | 247 | 608 | 2216 |
| 2003 | 570 | 316 | 198 | 437 | 1703 |
| 2004 | 511 | 264 | 165 | 587 | 1701 |
| 2005 | 466 | 206 | 108 | 753 | 1878 |
| 2006 | 448 | 186 | 86 | 721 | 1944 |
| 2007 | 416 | 183 | 76 | 651 | 1936 |
| 2008 | 426 | 198 | 69 | 745 | 2031 |
| 2009 | 449 | 192 | 67 | 388 | 1721 |
| 2010 | 406 | 169 | 67 | 568 | 1674 |
| 2011 | 377 | 168 | 71 | 816 | 1886 |



Tabla 7. Estimados máximos verosímiles con intervalos de confianza al 95%, obtenidos con el modelo P7.

| Año | Biomasa total | | | Biomasa Desovante | | | Biomasa 6+ | | | BD/B0 | | | Tasa de explotación | | |
|------|---------------|------|-------|-------------------|------|-------|------------|------|-------|-------|------|-------|---------------------|------|-------|
| | 2.5% | Moda | 97.5% | 2.5% | Moda | 97.5% | 2.5% | Moda | 97.5% | 2.5% | Moda | 97.5% | 2.5% | Moda | 97.5% |
| 1985 | 917 | 1155 | 1392 | 566 | 736 | 906 | 395 | 540 | 686 | 0.49 | 0.62 | 0.74 | 0.03 | 0.04 | 0.05 |
| 1986 | 1034 | 1258 | 1483 | 564 | 722 | 880 | 357 | 486 | 614 | 0.49 | 0.61 | 0.72 | 0.06 | 0.09 | 0.11 |
| 1987 | 1210 | 1425 | 1639 | 631 | 781 | 931 | 335 | 451 | 566 | 0.54 | 0.66 | 0.77 | 0.19 | 0.23 | 0.26 |
| 1988 | 1274 | 1481 | 1688 | 759 | 927 | 1095 | 401 | 534 | 667 | 0.64 | 0.78 | 0.92 | 0.27 | 0.31 | 0.36 |
| 1989 | 1338 | 1563 | 1787 | 755 | 922 | 1088 | 421 | 555 | 690 | 0.64 | 0.77 | 0.91 | 0.32 | 0.37 | 0.42 |
| 1990 | 1259 | 1460 | 1661 | 643 | 783 | 923 | 330 | 433 | 537 | 0.54 | 0.66 | 0.78 | 0.21 | 0.24 | 0.28 |
| 1991 | 1272 | 1458 | 1644 | 671 | 814 | 957 | 361 | 474 | 586 | 0.56 | 0.68 | 0.81 | 0.27 | 0.31 | 0.35 |
| 1992 | 1194 | 1367 | 1539 | 619 | 741 | 864 | 295 | 389 | 484 | 0.51 | 0.62 | 0.74 | 0.39 | 0.44 | 0.49 |
| 1993 | 992 | 1146 | 1301 | 485 | 590 | 696 | 290 | 379 | 467 | 0.40 | 0.50 | 0.59 | 0.18 | 0.21 | 0.24 |
| 1994 | 1194 | 1331 | 1467 | 542 | 643 | 744 | 276 | 358 | 440 | 0.44 | 0.54 | 0.64 | 0.14 | 0.16 | 0.18 |
| 1995 | 1409 | 1536 | 1663 | 629 | 725 | 821 | 251 | 323 | 395 | 0.50 | 0.61 | 0.72 | 0.27 | 0.29 | 0.32 |
| 1996 | 1426 | 1545 | 1664 | 761 | 849 | 936 | 266 | 334 | 402 | 0.59 | 0.71 | 0.84 | 0.45 | 0.48 | 0.52 |
| 1997 | 1139 | 1232 | 1325 | 523 | 579 | 636 | 204 | 250 | 296 | 0.40 | 0.49 | 0.57 | 0.10 | 0.10 | 0.11 |
| 1998 | 1475 | 1549 | 1622 | 790 | 852 | 913 | 247 | 297 | 346 | 0.59 | 0.72 | 0.84 | 0.36 | 0.38 | 0.41 |
| 1999 | 1270 | 1331 | 1392 | 658 | 704 | 751 | 271 | 314 | 358 | 0.49 | 0.59 | 0.69 | 0.42 | 0.45 | 0.48 |
| 2000 | 865 | 912 | 959 | 463 | 498 | 532 | 238 | 271 | 305 | 0.34 | 0.42 | 0.49 | 0.19 | 0.21 | 0.22 |
| 2001 | 796 | 835 | 873 | 485 | 516 | 547 | 264 | 294 | 325 | 0.36 | 0.43 | 0.51 | 0.28 | 0.31 | 0.33 |
| 2002 | 688 | 722 | 756 | 407 | 433 | 458 | 223 | 247 | 271 | 0.30 | 0.36 | 0.43 | 0.30 | 0.32 | 0.35 |
| 2003 | 538 | 570 | 602 | 293 | 316 | 338 | 177 | 198 | 218 | 0.22 | 0.27 | 0.31 | 0.16 | 0.18 | 0.20 |
| 2004 | 482 | 511 | 539 | 244 | 264 | 284 | 147 | 165 | 182 | 0.18 | 0.22 | 0.26 | 0.16 | 0.17 | 0.19 |
| 2005 | 439 | 466 | 492 | 188 | 206 | 223 | 94 | 108 | 122 | 0.14 | 0.17 | 0.21 | 0.23 | 0.25 | 0.28 |
| 2006 | 422 | 448 | 473 | 169 | 186 | 204 | 72 | 86 | 99 | 0.13 | 0.16 | 0.19 | 0.24 | 0.27 | 0.30 |
| 2007 | 388 | 416 | 443 | 165 | 183 | 201 | 62 | 76 | 89 | 0.12 | 0.15 | 0.18 | 0.22 | 0.25 | 0.28 |
| 2008 | 397 | 426 | 455 | 179 | 198 | 217 | 56 | 69 | 82 | 0.13 | 0.17 | 0.20 | 0.19 | 0.22 | 0.25 |
| 2009 | 414 | 449 | 483 | 172 | 192 | 212 | 54 | 67 | 80 | 0.13 | 0.16 | 0.19 | 0.21 | 0.24 | 0.27 |
| 2010 | 369 | 406 | 444 | 148 | 169 | 190 | 53 | 67 | 80 | 0.11 | 0.14 | 0.17 | 0.21 | 0.25 | 0.28 |
| 2011 | 337 | 377 | 418 | 143 | 168 | 193 | 57 | 71 | 85 | 0.11 | 0.14 | 0.17 | 0.18 | 0.21 | 0.24 |

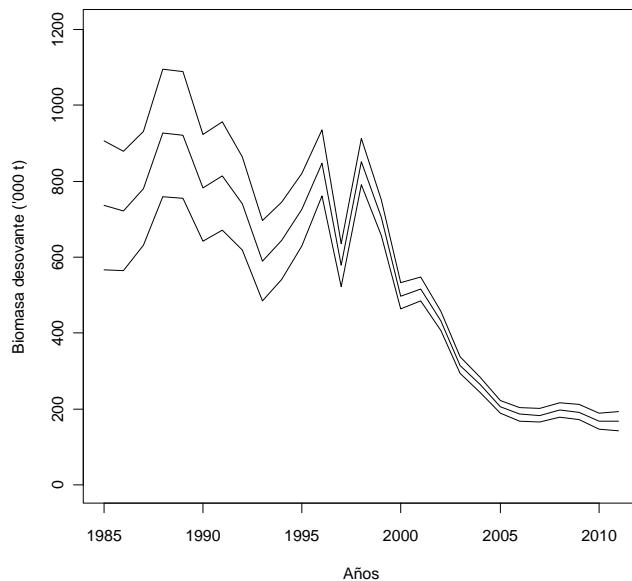


Fig. 56. Modelo P7. Biomasa desovante con intervalos de confianza al 95%

La incertidumbre de la biomasa de la fracción 6+ fue mayor ($CV=14\%$) al inicio, menor en 2001 y 2004 ($CV=5\%$) e intermedia en los años más recientes ($CV=10\%$) (Figura 57 y Tabla 7). En general la incertidumbre de la biomasa 6+ fue un 4% mayor que los CV de la biomasa total.

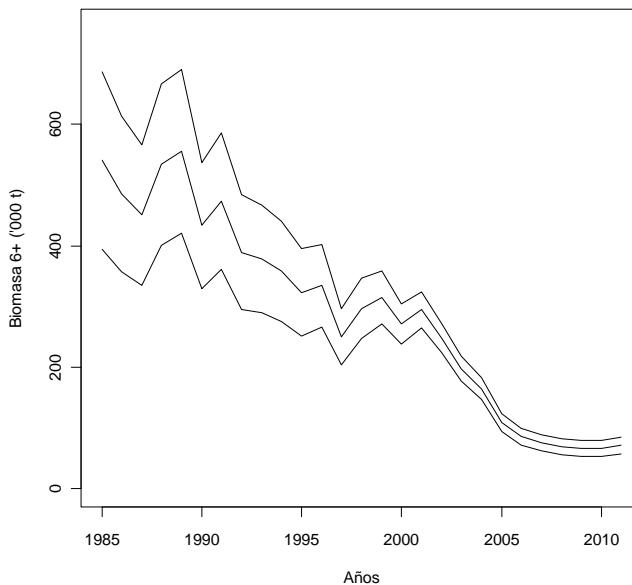


Fig. 57. Modelo P7. Biomasa de la fracción 6+ con intervalos de confianza al 95%

El modelo supuso un equilibrio estocástico para el primer año, por lo que la abundancia a la edad se desvió del decaimiento exponencial de equilibrio (Figura 58).

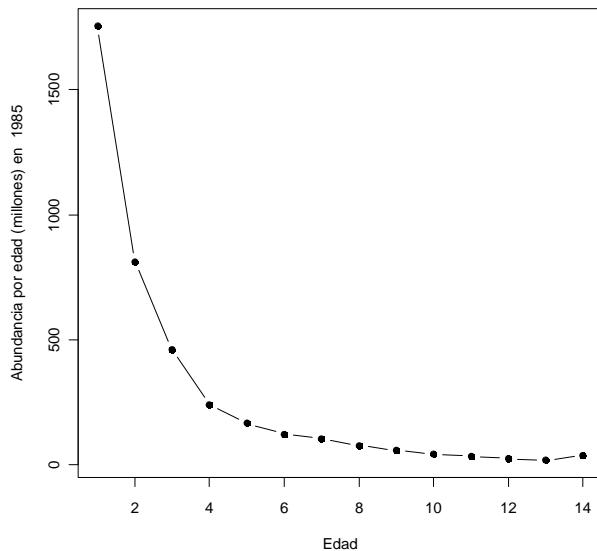


Fig. 58. Modelo P7. Abundancia a la edad inicial (año 1980). La edad 14 es un grupo plus.

Los reclutamientos fueron muy variables hasta mediado de los años noventa, pero desde el año 2000 se han mantenido bajos y relativamente estables (Figura 59). Los mayores reclutamientos se observaron en 1994 y 1996.

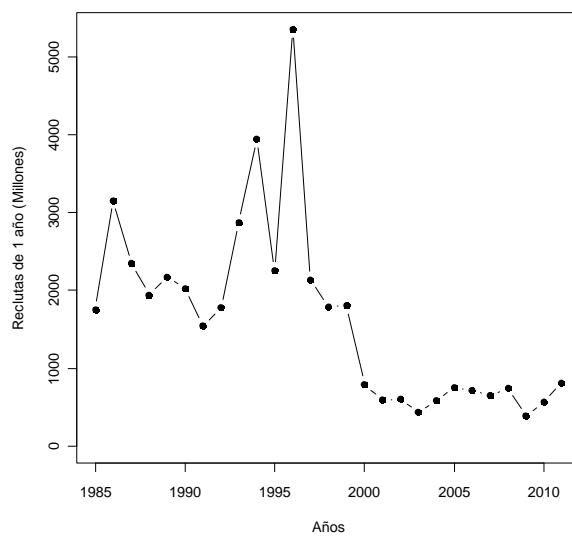


Fig. 59. Modelo P7. Reclutas de 1 año de edad en millones.

La relación entre los reclutas y el stock desovante presentó grandes desviaciones con respecto al modelo teórico de Beverton y Holt, las cuales fueron positivas y de gran magnitud en los años ochentas y mediados de los noventas, mientras que fueron negativas y de menor cuantía en los años más recientes (**Figura 60**). Estas desviaciones sugieren dos períodos de variabilidad denso-independientes que probablemente estén asociadas con los cambios en las condiciones del ambiente generados por las oscilaciones del sur del fenómeno de El Niño y con sus respectivos períodos fríos y cálidos. Tampoco se descarta, el posible efecto del florecimiento de la jibia en los últimos años en la zona centro-sur.

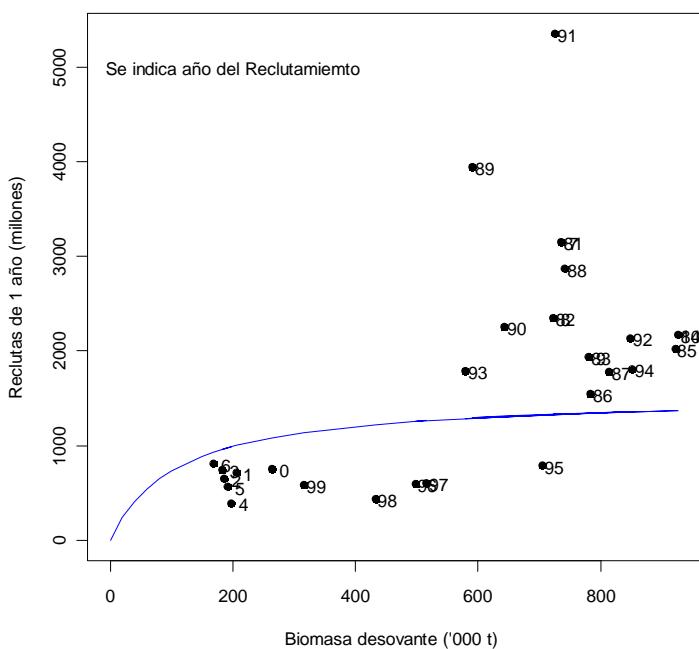


Fig. 60. Modelo P7. Relación biomasa desovante y reclutas de 1 año (puntos) y modelo de Beverton y Holt (línea).

Hasta el año 2002 las mayores tasas de explotación fueron ejercidas por la flota de cerco, luego es la flota arrastrera de la PDA la responsable de la mayor parte de la explotación, siendo la flota arrastrera de la PDGS la de menor impacto (**Figura 61**). En promedio las tasas de explotación de la flota de cerco fueron mayores y más variables que las tasas de explotación del arrastre PDA en los últimos años.

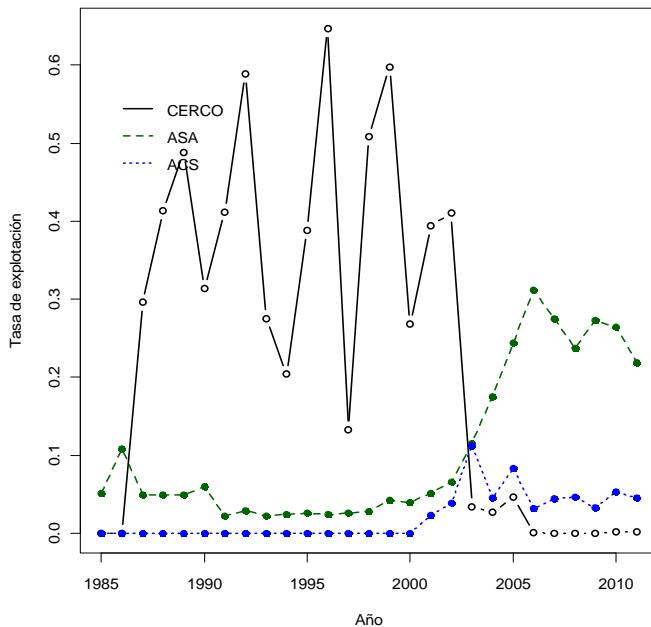


Fig. 61. Modelo P 7. Tasas de explotación por flota.

5.10 Diagrama de fase y estado del stock.

La trayectoria del stock en el diagrama de fase (Figura 62) muestra que éste ingresó al área de sobre pesca (exceso tasa de explotación) durante los años noventa, aunque no se encontraba en sobreexploración (escasez de biomasa desovante). Durante estos años, los cambios notables de reclutamiento y tasas de explotación hicieron que la situación del stock fuera fluctuante en términos de su grado de sobre pesca, en todo caso siempre el stock estuvo alejado de la sobreexploración gracias a una biomasa desovante abundante. Entre 1999 y 2000 la biomasa desovante disminuyó a niveles aun recomendados ($BD/BD_0=0.4$), pero desde el 2003 al 2005 esta disminuye rápidamente ingresando a la zona de sobreexploración ($BD/BD_0 < 0.2$). Durante los últimos años, el stock se encuentra en sobreexploración, pero no en sobre pesca, ya que las tasas de explotación aun son menores que la tasa límite. En resumen, durante los años noventa el stock estuvo en sobre pesca y en los últimos años ha estado en sobreexploración, pero nunca ha estado sobreexplorado, es decir, con exceso de captura y escasez de biomasa simultáneamente.

Por fines de claridad gráfica, la incertidumbre de la situación del stock en el diagrama de fase sólo se presenta para el año 2010 en la figura 63, en la cual se presenta la nube de los 90000 puntos generados por el procedimiento MCMC. El área de incertidumbre tuvo una forma ovalada con mayor incertidumbre en el eje de la tasa de explotación. La probabilidad que el stock esté en sobre pesca o sobreexplorado es despreciable ($p=0.00023$), pero la probabilidad de estar en sobreexploración es igual a 1.

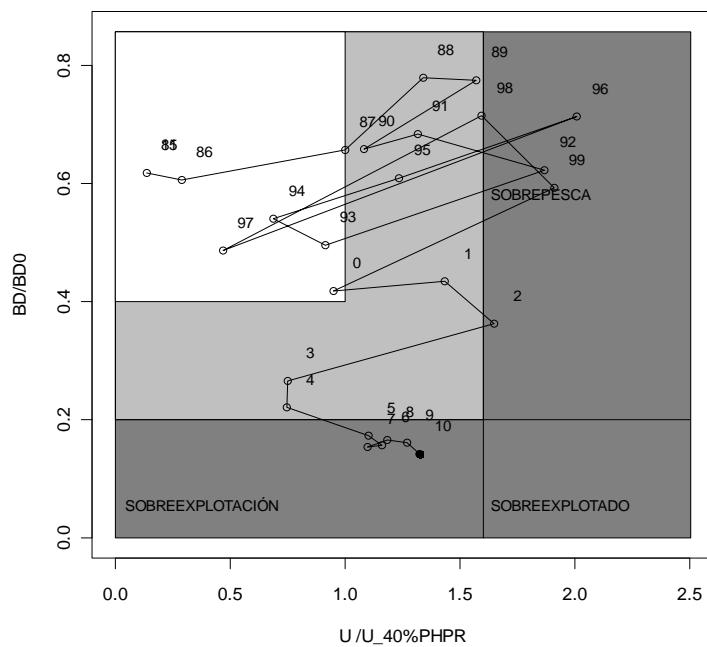


Fig. 62. Modelo P 7. Diagrama de fase del estado del stock. Los años se indican usando solo sus dos últimos números.

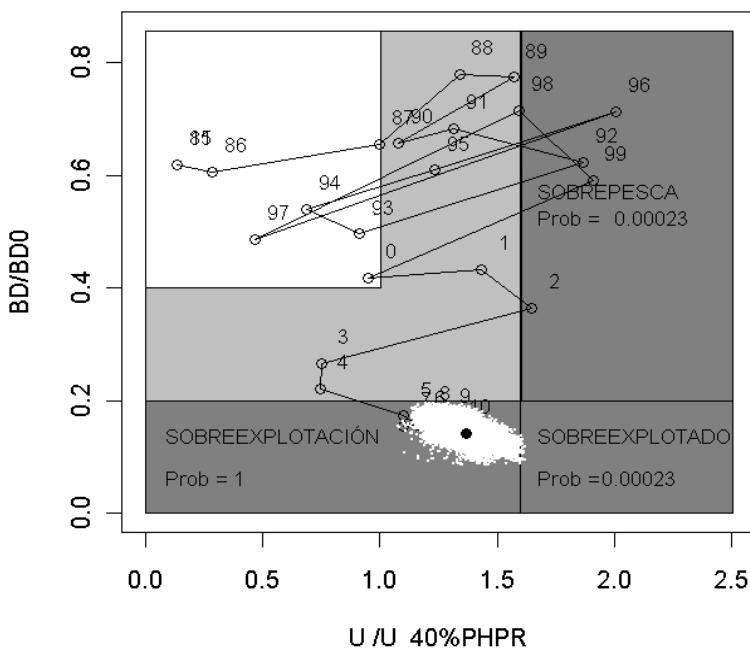


Fig. 63. Modelo P 7. Diagrama de fase del estado del stock. La nube de puntos blancos y las probabilidades por estado corresponden al año 2010.

5.11 Captura total permisible 2012.

La CTP para un PBR igual a una tasa de explotación que reduce la producción por recluta a un 40% de la producción de huevos recluta potencial fluctuó entre 42 mil y 58 mil t (Figura 64 y Tabla 8). Considerando un rango precautorio entre un 10% a30% de riesgo, el rango de CTP recomendable para el 2012 abarca desde las 45249 a las 48058 t. El PBR U40%PHPR fluctuó entre 0.15 a 0.21, con el valor mas probable en 0.18. Por su parte, la abundancia proyectada para enero del 2012 está compuesta principalmente por individuos menores de 6 años de edad, con una mayor incertidumbre en los reclutamientos de 1 año de edad.

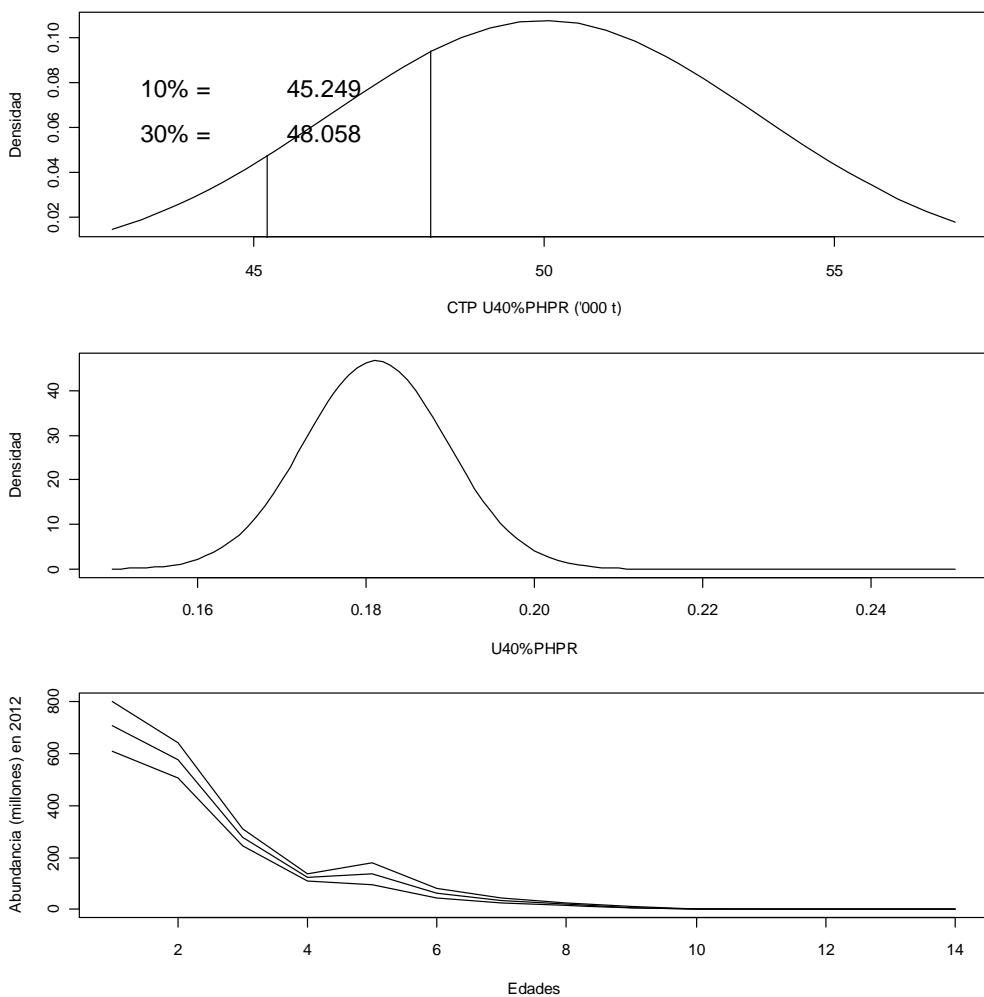


Fig. 64. Modelo P 7. Distribución de CTP (arriba) basada en PBR U40%PHPR (al medio) y la abundancia proyectada para el año 2012 (abajo). Para la abundancia se muestran el estimado máximo verosímil y los percentiles del 2.5% y 97.5%.



Tabla 7. CTP basadas en PBR objetivo U40%PHPR y límite U20%PHPR, para diferentes niveles de probabilidad de riesgo.

| Probabilidad | CTP40%PHPR | CTP20%PHPR |
|--------------|--------------|--------------|
| 0.1 | 45249 | 86405 |
| 0.2 | 46881 | 89737 |
| 0.3 | 48058 | 92140 |
| 0.4 | 49063 | 94193 |
| 0.5 | 50003 | 96112 |
| 0.6 | 50943 | 98031 |
| 0.7 | 51948 | 100084 |
| 0.8 | 53125 | 102487 |
| 0.9 | 54757 | 105819 |

5.12 Proyección del stock bajo captura constante.

Esta proyección se realiza para simular el efecto de mantener una captura constante en el corto (5 años) y mediano plazo (20 años). Esta simulación no implica una recomendación de esta estrategia de captura constante en particular, existiendo múltiples alternativas, entre las cuales una estrategia de recuperación parece ser más adecuada dada la situación de sobreexplotación del stock. Es la Subsecretaría de Pesca la que debe definir la estrategia que se debe aplicar a esta pesquería. Este análisis muestra que está disponible la maquinaria de cómputo para simular diferentes estrategias y a manera de ejemplo se presenta la estrategia de captura constante.

4.12.1 Captura constante de *status quo* igual a 60 mil t.

Se consideró que una captura total de alrededor de 60 mil t, con un 77% correspondiente a la flota de arrastre PDA ($<41^{\circ}21.8'S$), representa la condición actual de la pesquería y se simuló mantener el *status quo* (Figura 65). Para la simulación se supuso:

- 1) Patrones de explotación constantes iguales a los estimados para el 2010
- 2) Pesos medios a la edad constantes iguales a los registrados en el 2010
- 3) Reclutamientos basados en el modelo stock-recluta de beverton y Holt con desviaciones lognormales con media 0 y desviación estándar igual $1.5*\sigma_R$. La desviación estándar se aumentó con respecto a la empleada en el modelo de evaluación ($\sigma_R=0.4$) para reproducir en mejor forma la variabilidad de los reclutamientos.
- 4) $M=0.35$
- 5) Abundancia en el 2012 igual a los sobrevivientes estimados por el modelo de evaluación.

La incertidumbre se estimó mediante un procediendo MCMC empleando el programa ADMB.

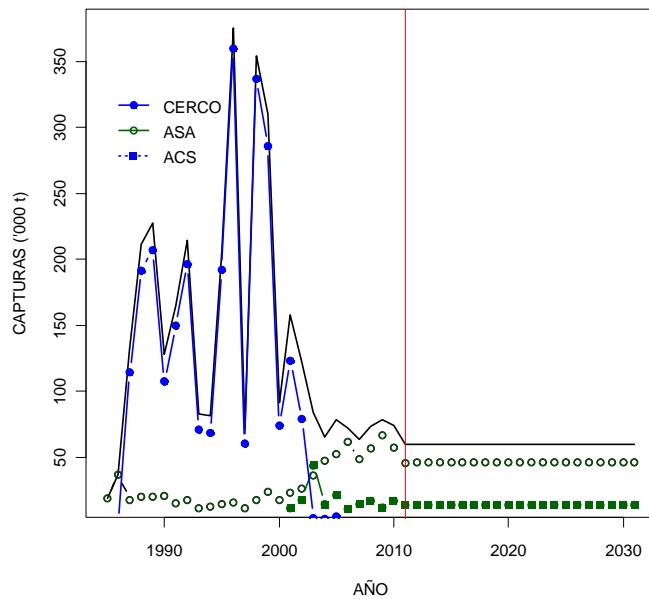


Fig. 65. Captura total y por flota histórica y proyectada con captura constante de *status quo*.

Se proyectó que la biomasa total empieza a recuperar inmediatamente, mientras que las biomassas desovantes y 6+ toman 2 y 5 años, respectivamente, en iniciar la recuperación (Figura 66).

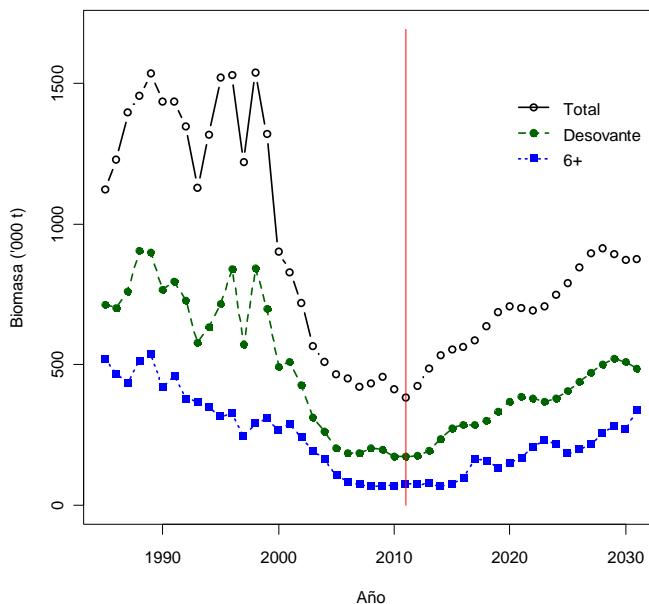


Fig. 66. Fracciones de biomasa del stock históricas y proyectadas con captura constante de *status quo*.

Las fluctuaciones de las biomasas proyectadas se generaron por las desviaciones del modelo stock-recluta, las cuales nunca alcanzaron las grandes desviaciones estimadas para los años noventa, a pesar que el parámetro sigmaR fue amplificado por 1.5 (**Figura 67**).

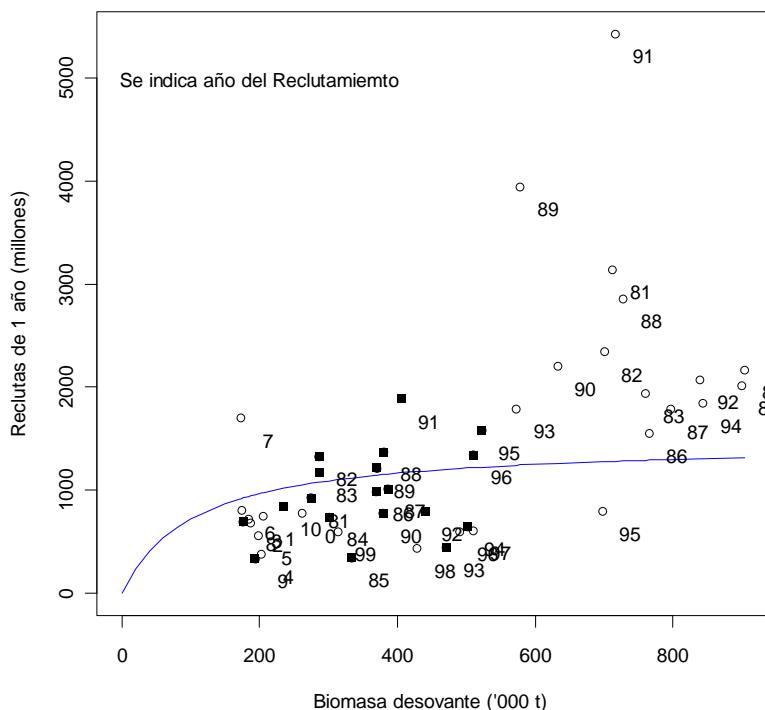


Fig. 67. Relación stock-recluta histórica y proyectada con captura constante de *status quo*. Los cuadrados negros corresponden a las proyecciones.

La incertidumbre de las biomasas proyectadas aumentó con los años de proyección debido a que las incertidumbres iniciales de la abundancia se suman la incertidumbre de las proyecciones de los reclutamientos (**Figura 68**). Al aumento de las biomasas le corresponde una disminución de la tasa de explotación total, la cual presentó una incertidumbre similar a lo largo de todos los años proyectados (**Figura 69**). Aproximadamente, al cabo de 20 años la biomasa total se duplica y la tasa de explotación se reduce a la mitad.

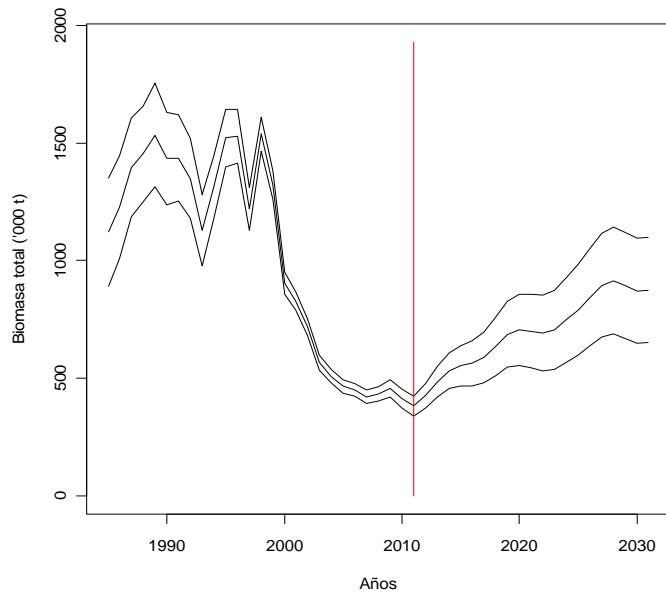


Fig. 68. Biomasa total histórica y proyectada con captura constante de *status quo*. Se muestra los estimados máximos verosímiles y sus intervalos de confianza al 95%. La línea vertical indica el inicio de la proyección.

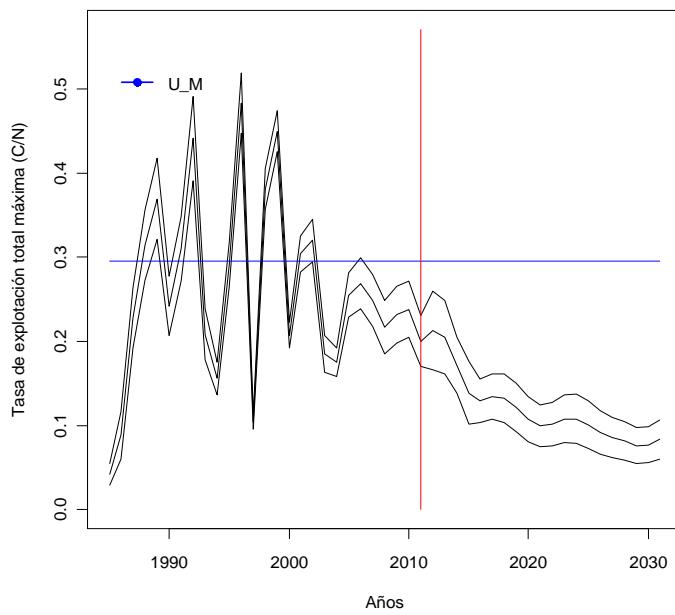


Fig. 69. Biomasa total histórica y proyectada con captura constante de *status quo*. Se muestra los estimados máximos verosímiles y sus intervalos de confianza al 95%. La línea vertical indica el inicio de la proyección.

La captura constante de 60 mil t genera que en el año 2015 el stock recupere la biomasa desovante por sobre el 20% de BD0, por lo que abandona la zona de sobreexplotación. En el año 2025-2026 el stock alcanza el nivel de biomasa recomendable (40% BD0). La trayectoria de recuperación del stock describe una línea exponencial en el diagrama de fase.

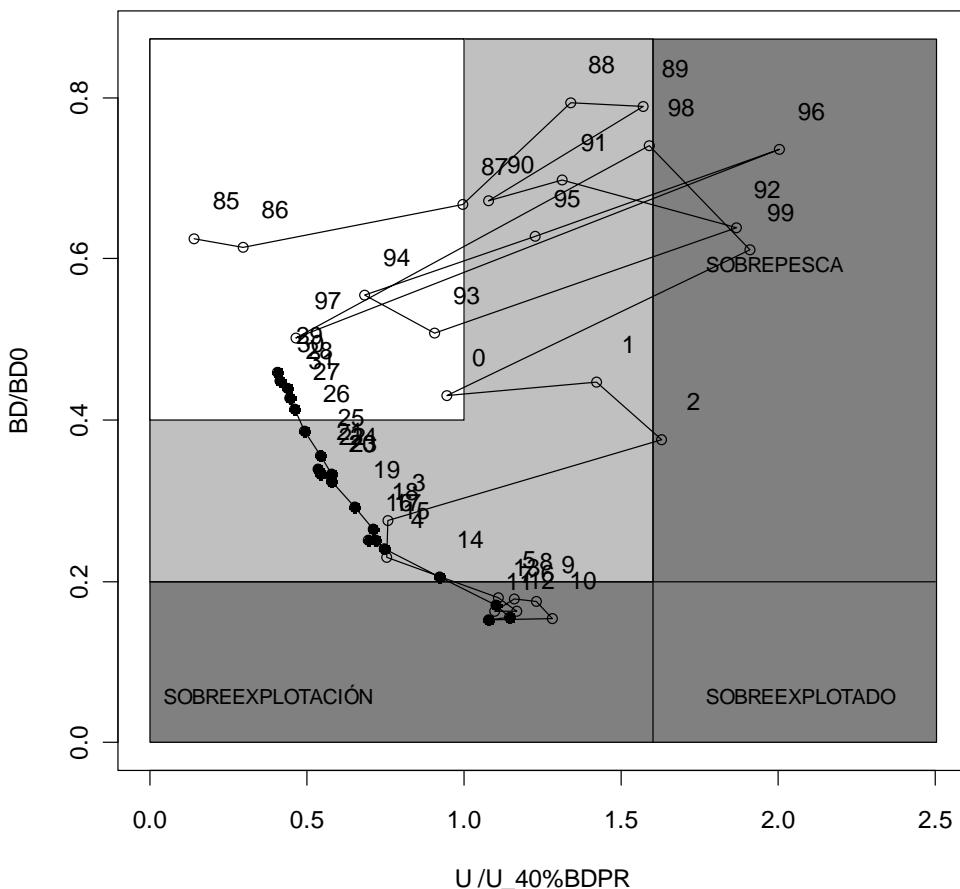


Fig. 70. Diagrama de fase y trayectoria del stock histórica y proyectada con captura constante de status quo.
Los círculos llenos corresponden a las proyecciones.

La incertidumbre de la ubicación del stock en el diagrama para el año 2010, 2016 y 2031 se presentan en la figura 71 y las probabilidades que el stock se encuentre en diferentes estados en la tabla 8. La incertidumbre se distribuyó en un área con forma de "banana" que corresponde a la misma línea de crecimiento exponencial observada en la trayectoria de recuperación.

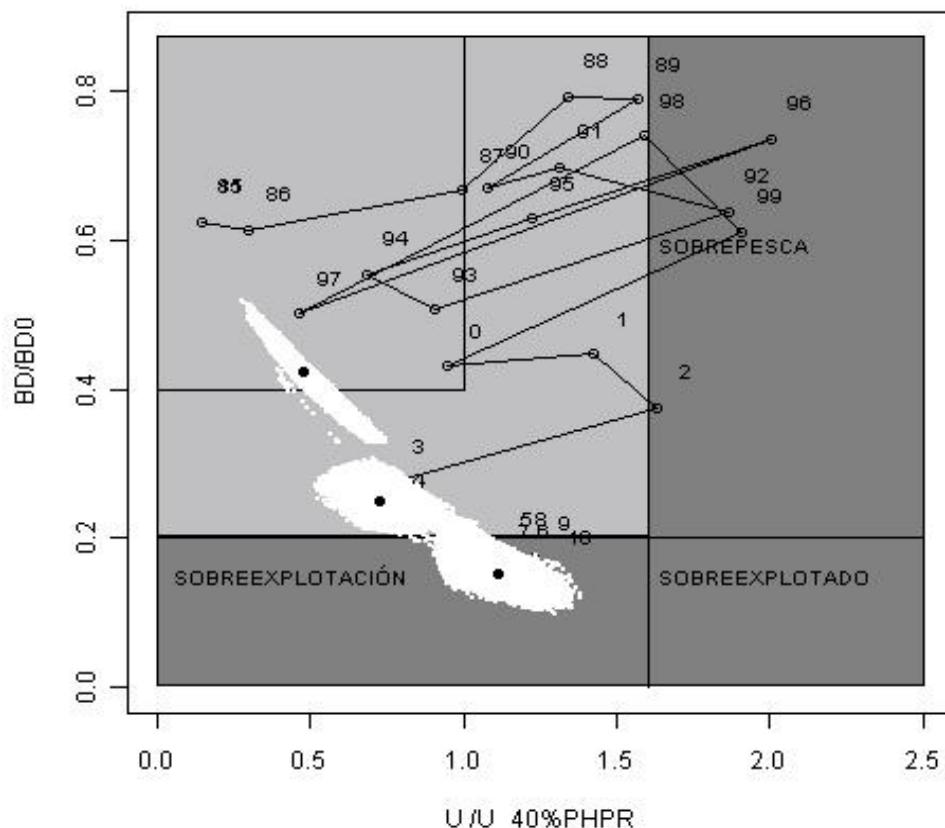


Fig. 71. Diagrama de fase y trayectoria del stock histórico y proyectada con captura constante de status quo. Las nubes de puntos blancos corresponden a los resultados del MCMC para los años 2011, 2016 y 2031 (forma ascendente en el eje vertical).

Tabla 8. Probabilidades que el stock se encuentre en diferentes estados en las proyecciones de captura constante status quo de 60 mil t.

| Evento | Definición | Probabilidad | | |
|--------------------------|--|--------------|--------|--------|
| | | 2011 | 2016 | 2031 |
| Sobrepesca | $\Pr(U/U40\%PHPR > 1.6)$ | 0.0000 | 0.0000 | 0.0000 |
| Sobreexplotacion | $\Pr(BD/BD0 < 0.2)$ | 0.9938 | 0.0003 | 0.0003 |
| Sobreexpoltado | $\Pr(U/U40\%PHPR > 1.6 \text{ y } BD/BD0 > 0.2)$ | 0.0000 | 0.0000 | 0.0000 |
| EnRiesgoSobrepesca | $\Pr(1 \Rightarrow U/U40\%PHPR \leq 1.6)$ | 0.9393 | 0.0002 | 0.0000 |
| EnRiesgoSobreexplotacion | $\Pr(\geq 0.2 \text{ BD/BD0} \leq 0.4)$ | 0.0062 | 0.9997 | 0.1989 |

4.12.2 Captura constante de 50 mil t.

Para evaluar la respuesta del stock a una captura constante menor se simuló una captura de 50 mil t, que corresponde a valor máximo verosímil de la CTP40%PHPR (Figura 72).

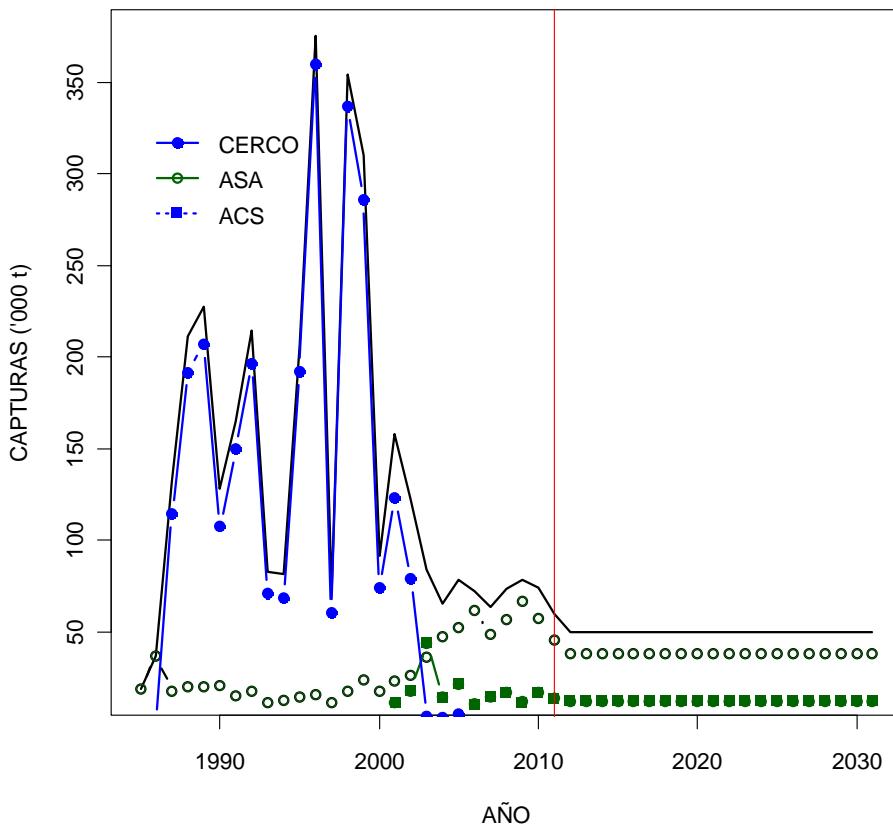


Fig. 72. Captura total y por flotas históricas y proyectadas con captura constante de 50 mil t.

La biomasa total, desovante y de la fracción 6+ tuvo las mismas fluctuaciones que con la captura constante de 60 mil t, pero obviamente se recuperaron a una tasa más rápida (Figura 73). Esta similitud en las fluctuaciones se debe a que se emplearon las mismas desviaciones del modelo de la relación stock-recluta que en la simulación de la captura constante, pero claro esto no genera los mismos niveles de reclutamientos ya que las biomassas desovantes son diferentes (Figura 74).

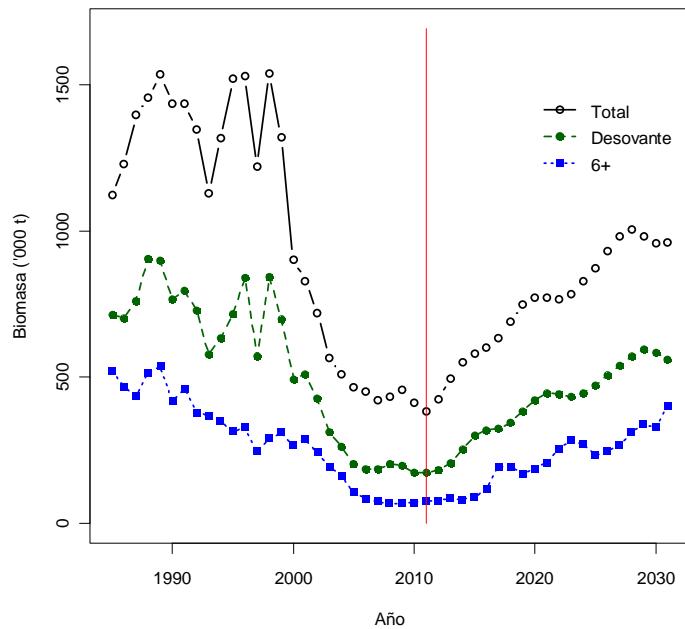


Fig. 73. Fracciones de biomasas del stock históricas y proyectadas con captura constante de 50 mil t.

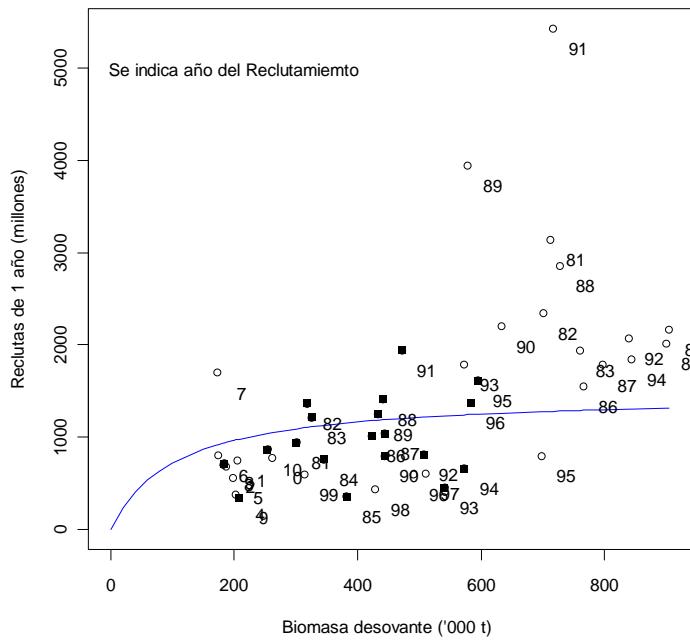


Fig. 74. Relación stock-recluta histórica y proyectada con captura constante de 50 mil t. Los cuadrados negros corresponden a las proyecciones.

La incertidumbre de la biomasa total también fue similar a la simulación de la captura constante de 60 mil t, es decir, la incertidumbre aumentó con los años de proyección alcanzando niveles similares a la incertidumbre del primer año de la evaluación de stock (**Figura 75**).

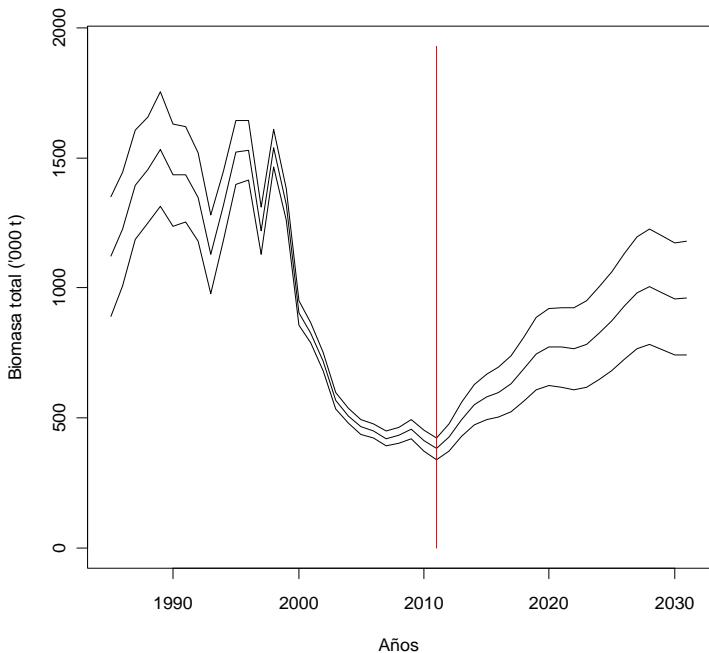


Fig. 75. Biomasa total histórica y proyectada con captura constante de 50 mil t. Se muestra los estimados máximos verosímiles y sus intervalos al 95%. La línea indica el inicio de la proyección.

La mayor tasa de recuperación del stock se aprecia en el diagrama de fase (Figura 76), en comparación a la captura constante de 60 mil t, la captura de 50 mil t produce que el stock abandone el estado de sobreexplotación en el 2014, es decir, un año antes (**Figuras 70 y 76**). La diferencia aumenta con los años de proyección, con captura constante de 50 mil t el stock deja el estado de riesgo de sobreexplotación en el 2020, mientras que con una captura de 60 mil t lo hace en el 2026.

Las nubes de puntos que forman las áreas de incertidumbre del estado del stock en el 2010, 2016 y 2031 fueron similares a las generadas con la captura de 60 mil t, pero obviamente desplazadas debido a la mayor tasa de recuperación (**Figura 77**). Esto separó las nubes de datos del 2010 de las del 2016 y cambió las probabilidades de los diferentes estados (**Tabla 9**), disminuyendo a cero la probabilidad que el stock se encuentre en sobreexplotación y situándolo en la zona de riesgo con una probabilidad igual a 1 en el 2016. En el 2031 todas las otras probabilidades fueron cero, lo cual indica un stock sano y subexplotado.

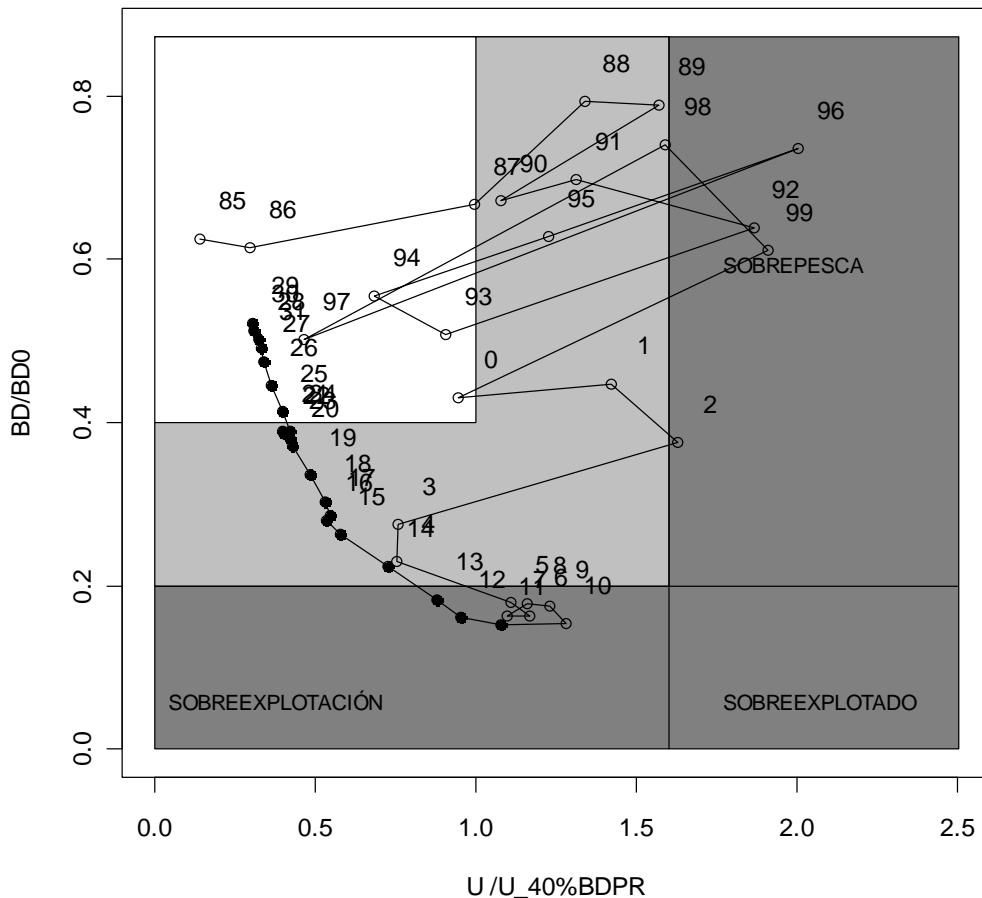


Fig. 76. Diagrama de fase y trayectoria del stock histórico y proyectada con captura constante de 50 mil t. Los círculos llenos corresponden a las proyecciones.

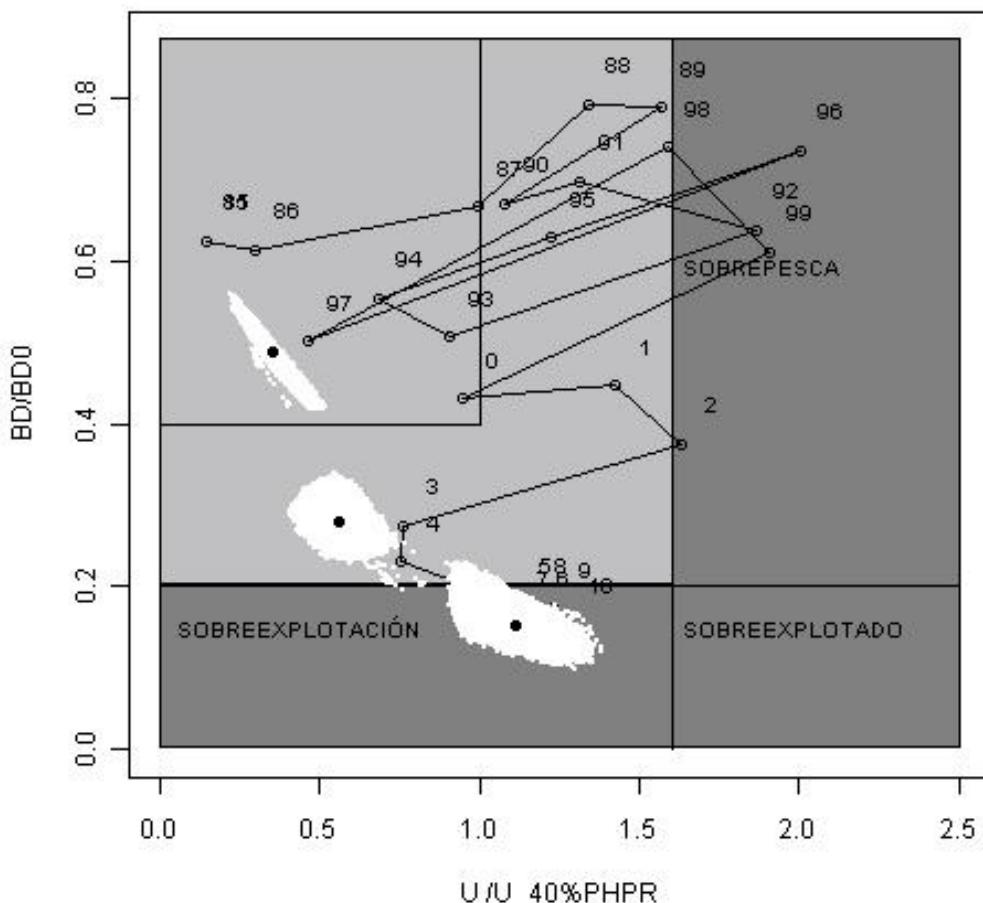


Fig. 77. Diagrama de fase y trayectoria del stock histórico y proyectada con captura constante de status quo. Las nubes de puntos blancos corresponden a los resultados del MCMC para los años 2011, 2016 y 2031 (forma ascendente en el eje vertical).

Tabla 9. Probabilidades que el stock se encuentre en diferentes estados en las proyecciones de captura constante de 50 mil t.

| Evento | Definición | Probabilidad | | |
|--------------------------|---|--------------|--------|--------|
| | | 2011 | 2016 | 2031 |
| Sobrepesca | $\Pr(U/U_{40\%PHPR} > 1.6)$ | 0.0000 | 0.0000 | 0.0000 |
| Sobreexplotación | $\Pr(BD/BD0 < 0.2)$ | 0.9939 | 0.0000 | 0.0000 |
| SobreexpLOTADO | $\Pr(U/U_{40\%PHPR} > 1.6 \text{ y } BD/BD0 > 0.2)$ | 0.0000 | 0.0000 | 0.0000 |
| EnRiesgoSobrepesca | $\Pr(1 \Rightarrow U/U_{40\%PHPR} \leq 1.6)$ | 0.9393 | 0.0000 | 0.0000 |
| EnRiesgoSobreexplotacion | $\Pr(\geq 0.2 BD/BD0 \leq 0.4)$ | 0.0061 | 1.0000 | 0.0000 |



6. BRECHAS DE INVESTIGACIÓN

Las brechas de investigación identificadas en el taller nacional de datos y en el taller internacional de revisión de la evaluación de stock se pueden resumir en:

1. Estimación de capturas reales.

Estimar las capturas reales que se han realizado y que se realizarán en la pesquería, lo cual requiere definir un proyecto para diseñar los procedimientos estadísticos de estimación de capturas pasadas y actuales, así como colectar la información de descartes, subreportes y factores de conversión de productos a materia prima empleados por los certificadores. En el caso de los factores de conversión considerar la actualización con muestreos actualizados.

2. Unidades de stock

Investigar la posible existencia de stocks distintos entre el área de la pesquería demersal centro-sur y sur-austral, así como su grado de mezcla. También investigar los recientes hallazgos científicos que indican que existe alto grado de mezcla entre las merluzas de cola del océano Pacífico y del Atlántico.

3. Madurez y fecundidad

Se debe actualizar los estimados de fecundidad a la talla y edad considerando no sólo la información de los cruceros de evaluación, sino que también los datos de las capturas comerciales que cubren una mayor área y tiempo.

4. Mortalidad natural y depredación

Revisar los estimados de mortalidad natural usados en la evaluación de stock considerando posibles cambios locales asociados a la depredación de merluza del sur en al zona sur-austral y por la jibia en la zona centro-sur.

5. Desarrollar los datos e indicadores por Unidad de Pesquería.

Se debe completar los análisis de índices de abundancia basados en las capturas de arrastre por unidad de pesquería, así como continuar con la construcción de las matrices de captura a la edad y pesos medios a la edad por unidad de pesquería.

6. Procesos compensatorios en crecimiento somático y maduración.

Continuar el estudio de las fluctuaciones con tendencia de los pesos medios a la edad, considerando la revisión de los parámetros de la relación longitud-peso, distribuciones de tallas y claves talla-edad empleadas. Estudiar los cambios en las funciones de madurez y fecundidad y su posible relación con los cambios de abundancia del recurso.



7. Análisis integrado de todas las evaluaciones hidroacústicas realizadas en aguas exteriores e interiores.

Examinar la sincronía de los cruceros acústicos de aguas exteriores, comparando las fechas de los cruceros con la del desove, mediante el análisis detallado del índice gonadosomático por día y mes. Analizar la nueva serie de estimaciones acústicas de la biomasa en aguas interiores y evaluar su utilización en el modelo o los modelos de evaluación de stock alternativos.

8. Índice de abundancia desde CPUE de cerco.

Revisar y actualizar la estandarización de las CPUE de cerco, considerando posibles mejoras en los métodos estadísticos y en el estudio de los cambios en la composición de la flota, que puedan explicar cambios de niveles de CPUE asociados a mejoras de la capturabilidad de la flota.

9. Análisis de sensibilidad de modelos de evaluación alternativos

Modelo de evaluación por unidad de pesquería y considerando las capturas de merluza de cola en el Atlántico. Examinar alternativas más flexibles de estimación de patrones de explotación por año, considerando caminatas aleatorias.

10. Monitoreo de las tasas de consumo y raciones diarias.

Se requiere implementar un muestreo sistemático de los contenidos estomacales, orientado a estimar las tasas de consumo y raciones diarias de los principales depredadores de la merluza de cola, como merluza del sur.



7. DISCUSIÓN

Durante el año 2010 se estableció que el stock se encontraba deteriorado con una disminución notable del stock desovante y disminución en los niveles de reclutamientos. Esto fue la confirmación de lo que se venía observando en el stock reproductor (fracción 6+) en las evaluaciones de stock anteriores. Simultáneamente, esto también resultó ser contradictorio en términos de la recuperación de los reclutamientos (cohorte del año 2005) y por ende del stock juvenil estimada para los años más recientes. No obstante, es un hecho ampliamente conocido en ciencia pesquera, que las estimaciones de reclutamientos de los años más recientes son muy inciertas, debido que no existen datos para sostenerlas. Entonces cambios en las estimaciones de los reclutamientos de los años más recientes son altamente probables. En el caso de la merluza de cola, la baja en las estimaciones de los reclutamientos del año 2005 ahora se han confirmado con una serie continua de 4 años de evaluaciones acústicas que muestran un stock desovante con baja biomasa (200-250 mil t) y una escasa presencia de adultos mayores de 6 años de edad.

Las dudas generadas por el cambio de diagnóstico del stock durante el año pasado crearon una gran oportunidad de interactuar con expertos extranjeros y revisar en profundidad la sensibilidad de los diferentes supuestos y ponderadores del modelo. Del extenso trabajo de los evaluadores externos se concluyó que las estimaciones del modelo desde el 2002 en adelante son consistentes en confirmar el diagnóstico realizado por IFOP el año pasado. Claramente, quedan muchos análisis de largo plazo que realizar que se incluyen en las brechas de conocimiento para mejorar la evaluación del stock de merluza de cola. Sin embargo, existe el convencimiento que estas no cambiarían notablemente la condición deteriorada del stock.

La actualización a 2011 de los datos e índices de abundancia relativa confirma la tendencia deteriorada de la estructura del stock y la tendencia decreciente de la biomasa del stock. La baja presencia de ejemplares mayores de 6 años es evidente tanto en las capturas comerciales como en las capturas científicas de los cruceros de evaluación acústica. La actualización del índice de abundancia basado en las CPUE de arrastre indica que la tendencia decreciente se mantiene y confirma la estrecha relación y consistencia entre este índice y las estimaciones acústicas de biomasa

De la revisión y discusión de los datos e información realizada en talleres con participación de expertos de la industria pesquera y SUBPESCA, surgieron varias alternativas de análisis de datos así como posibles hipótesis sobre las unidades de stock, que se espera analizar en un mediano plazo, a través de simulaciones y/o evaluaciones de stock por área.

La revisión de la evaluación de stock en el taller internacional permitió generar transparencia de los datos y códigos usados, los cuales estuvieron disponibles para todos los participantes. Los análisis de sensibilidad identificados se dividieron en aquellos de corto y mediano plazo. Los análisis de corto plazo y algunos de mediano plazo (como índices de CPUE locales, análisis retrospectivos y nuevas formas de ponderación,) fueron completados durante el presente proyecto. Los análisis pendientes de mediano y largo-plazo deberán ser abordados en proyectos futuros que se identifiquen.



8. CONCLUSIONES

1. La evaluación de stock se realizó a tiempo real incluyendo las biomassas y estructura de edades obtenidas en la última evaluación hidroacústica realizada en Agosto del 2011.
2. Las evaluaciones acústicas muestran que en los últimos 4 años la biomasa en la zona y época de desove se ha mantenido baja, en torno a las 200-250 mil t, con escasa presencia de individuos adultos mayores de 6 años de edad y una mayor abundancia de individuos juveniles.
3. Los índices de abundancia basados en la CPUE de arrastre y en la biomasa acústica fueron similares entre si y mostraron desde el 2002 una tendencia general a la baja.
4. La información de las estructuras de edades de las capturas comerciales y de las abundancias estimadas por acústica fueron consistentes entre si y muestran una disminución notable de los peces adultos, con el consecuente aumento de la proporción de juveniles.
5. Se actualizó el análisis de las fluctuaciones de los pesos medios a la edad en las capturas comerciales, confirmándose una tendencia histórica a la disminución de los pesos medios de los peces mayores de 6 años de edad, que se revierte en los años más recientes.
6. Se realizó un taller de revisión de la evaluación de stock conducido y realizado por expertos extranjeros. Todos los análisis de sensibilidad realizados fueron consistentes en mostrar una tendencia decreciente de la biomasa del stock.
7. Se realizó una validación cruzada del modelo mediante un análisis retrospectivo y se encontró un patrón retrospectivo de sobreestimación de biomassas y capturas totales permisibles para los años más recientes.
8. La biomasa total a inicios del 2011 se estimó en 377 mil t (intervalo al 95% de 337 mil t a 418 mil t), de las cuales 168 mil t (intervalo al 95% de 143 mil t a 193 mil t) correspondieron al stock desovante y 71 mil t a la fracción 6+ (intervalo al 95% de 57 mil t a 85 mil t).
9. La biomasa total fluctuó entorno a 1.4 millones de t entre el año 1985 y el 2000, para luego caer rápidamente a niveles de 400 mil t a partir del año 2005.



10. Los reclutamientos presentaron dos períodos, un período de altos niveles entre 1985 y 1999, con valores máximos en 1986, 1994 y 1996, y otro de bajos niveles desde el 2000 hasta el 2011.
11. La disminución de la biomasa desde fines de los noventa hasta el presente se asocia fuertemente con la disminución de los reclutamientos, que en los últimos 10 años se han mantenido bajos.
12. El stock estuvo en sobrepesca (tasa de explotación > U20%PHPR) durante los años noventa y ha estado en sobreexplotación (biomasa desovante < 20%BD0) en los últimos años. Sin embargo, nunca ha estado sobreexplotado, es decir, con exceso de captura y escasez de biomasa desovante simultáneamente.
13. El rango recomendable de captura total permisible para el año 2012 es de 45289 a 48058 t, que corresponde al rango de 10% a 30% de riesgo de sobrepasar el objetivo de mantener la producción de huevos por recluta en un 40% de la producción de huevos por recluta potencial.
14. Mantener una captura constante de *status quo*, 60 mil t, produciría que el stock en el 2015 se recupere y abandona la zona de sobreexplotación (BD<20%BD0) y que en el 2031 alcance niveles de biomasa desovante recomendables (BD=40%BD0).
15. En comparación con la captura de 60 mil t, una captura constante de 50 mil t produce que el stock abandone el estado de sobreexplotación en el 2014, es decir, un año antes. Esta diferencia aumenta con los años de proyección, con captura de 50 mil t el stock deja el estado de riesgo de sobreexplotación en el 2020, mientras que con una captura de 60 mil t lo hace en el 2026.
16. Las simulaciones son un ejemplo y no implican una recomendación de la estrategia de captura constante en particular, existiendo múltiples alternativas, entre las cuales una estrategia de recuperación parece ser más adecuada dada la situación de sobreexplotación del stock. Es la Subsecretaría de Pesca quién debe definir la estrategia que se debe aplicar a esta pesquería.



9. REFERENCIAS

- Akaike, H. 1973. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. Páginas 267-281. En B.N. Petran y F. Csaaki, Eds. International Symposium on Information Theory, 2nd ed. Academiai Kiad, Budapest, Hungary.
- Aranis A., L. Caballero, G. Böhm, C. Martínez, M. Nilo, C. Vera, 2004b. Informe Final Fase I "Investigación Situación Pesquería Pelágica Zona Centro-Sur 2004". Seguimiento del Estado de Situación de las Principales Pesquerías Nacionales. Subsecretaría de Pesca, Inst. Fom. Pesq., Valparaíso, Chile, Chile. 135 p.+Anexos.
- Aranis A., L. Caballero, G. Böhm, C. Martínez, M. Nilo, E. Palta, F. Cerna, C. Vera, V. Bocic, A. Gómez, G. Rosson, M. Troncoso, C. Machuca. 2005. Informe Final Fase II "Investigación Situación Pesquería Pelágica Zona Centro-Sur 2004". Seguimiento del Estado de Situación de las Principales Pesquerías Nacionales. Subsecretaría de Pesca, Inst. Fom. Pesq., Valparaíso, Chile, Chile. 175 p+Anexos.
- Aranis A., L. Caballero, G. Böhm, C. Martínez, M. Nilo, V. Bocic, E. Palta, M. Canales, A. Lopez, H. Hidalgo, C. Toledo, F. Cerna, Z. Young. 2004a. Informe Final "Investigación Situación Pesquería Pelágica Zona Centro-Sur 2003". Seguimiento del Estado de Situación de las Principales Pesquerías Nacionales. Subsecretaría de Pesca, Inst. Fom. Pesq., Valparaíso, Chile, Chile. 164 p.+Anexos.
- Balbontín, F. y R. Bernal. 1997. Distribución y abundancia del ictioplancton en la zona austral de Chile. Revista Ciencia t Tecnología del Mar, CONA, 20: 155-163.
- Barbieri, M. A., S. Lillo, A. Saavedra, R. Céspedes, L. Adasme, V. Ojeda, A. López, L. Cid, P. Rojas, B. Menares y V. Cataste. 2003. Evaluación de reclutamiento de merluza de cola, año 2001. Informe final. Proyecto FIP 2001-21. IFOP, 96 p. (más tablas y figures).
- Bull B., R.I.C.C. Francis, A. Dunn y D.J. Gilbert. 2002. CASAL (C++ algorithmic stock assessment laboratory): CASAL User Manual v.1.02.2002/10/21. NIWA Technical Report 117. 119 p.
- Bradford-Grieve J., M. Livingston, P. Sutton & M. Hadfield. 2004. Ocean variability in hoki decline. NIWA. Water & Atmosphere 12(4): 2004
- Cady J.F y J.A. Gulland. 1943. Historical patterns of fish stock. Marine Policy. 7(4). Páginas 268-269. Editores Butterworth-Heinemann.



Canales C, R Tascheri, JC Saavedra y R. Céspedes. 2010. Investigación del estatus y evaluación de estrategias de explotación en merluza de cola, 2010. SUBPESCA. Informe Final, IFOP, 71 p (más anexos).

Canales, C, 2008. Investigación CTP Regionalizada de merluza de cola, 2007. SUBPESCA. Informe Final, IFOP, 51 p (más anexos).

Canales, C, P. Galvez, V. Escobar, R. Tascheri, R. Céspedes, J. Quiroz, R. Roa, 2008. Investigación CTP Regionalizada de merluza de cola, 2007. SUBPESCA. Informe Final, IFOP, 51 p (mas anexos).

Céspedes, R., L. Adasme, M. Nilo, E. Palta, V. Ojeda, M. Montecinos, V. Espejo, Z. Young, L. Muñoz, F. Cerna, H. Hidalgo, R. Bravo, L. Cid y L. Chong. 2003. Investigación Situación Pesquería Demersal Austral, 2002. Programa de Seguimiento del Estado de Situación de las Principales Pesquerías Nacionales. SUBPESCA. Informe final, IFOP, 224 p. (más anexos).

Céspedes, R., L. Adasme, V. Ojeda, C. Toledo, E. Palta, L. Muñoz, H. Hidalgo, R. Bravo, L. Cid, L. Chong, K. Hunt y F. Cerna. 2004. Investigación Situación Pesquería Demersal Austral, 2003. Programa de Seguimiento del Estado de Situación de las Principales Pesquerías Nacionales. SUBPESCA. Informe final, IFOP, 159 p. (más anexos).

Céspedes, R., L. Adasme, V. Ojeda, C. Toledo, L. Muñoz, H. Hidalgo, R. Bravo, L. Cid, L. Chong, y K. Hunt. 2005. Investigación Situación Pesquería Demersal Austral, 2004. Programa de Seguimiento del Estado de Situación de las Principales Pesquerías Nacionales. SUBPESCA. Informe final, IFOP, 186 p. (más anexos).

Córdova J. y V. Ojeda 2005. Evaluación del stock desovante de merluza del sur y merluza de cola en la zona sur-austral año 2005. FIP. 2005-04. IFOP. Informe de avance.

Coleman, T.F. and Y. Li, "An Interior, Trust Region Approach for Nonlinear Minimization Subject to Bounds," SIAM Journal on Optimization, Vol. 6, pp. 418-445, 1996.

Coleman, T.F. and Y. Li, "On the Convergence of Reflective Newton Methods for Large-Scale Nonlinear Minimization Subject to Bounds," Mathematical Programming, Vol. 67, Number 2, pp. 189-224, 1994.

Chong, J.V, M. Aguayo e I. Payá. 2007. Estimación de edad, crecimiento y mortalidad natural de la merluza de cola, *Macruronus magellanicus* Lönnberg, 1907 (Macruronidae, Gadiformes) en el Océano Pacífico Suroriental. Rev. Biol. Mar. Oceanogr. Vol.42 (3): 311-333.



Chi-Lu Sun , Nelson M. Ehrhardt, Clay E. Porchc and Su-Zan Yeha. 2002. Analyses of yield and spawning stock biomass per recruit for the South Atlantic albacore (*Thunnus alalunga*). Fish. Res. Volume 56, Issue 2, 2002, Pages 193-204.

Cubillos, L., A. Hernández, L. Vilagrón, L. Miranda, R. Alarcón, C. Pino, G. Vásquez. 1998. Estudio biológico-pesquero de merluza de cola en el área de distribución de la pesquería pelágica centro-sur. Informe Final. Proyecto FIP N° 96-19. Instituto de Investigación Pesquera, 158 p.

Ehrhardt , N., and Christopher M. Legault 1997. The role of uncertainty in fish stock assessment and management: A case study of the Spanish mackerel, *Scomberomorus maculatus*, in the US Gulf of Mexico. Fish. Res. Volume 29, Issue 2, 1997, Pages 145-158 .

Francis RICC. 2007. Assessment of hoki (*Macruronus novaezealandiae*) in 2006. New Zealand Fisheries Assessment Report 2007/15. 99p.

FAO. 1995. Precautionary Approach to Fisheries. FAO Fisheries Technical Report 350. United Nations, Rome.

Francis RICC. 2011. Data weighting in statistical fisheries stock assessment models. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 68: 1124–1138.

Gabriel. W.L. & P. M. Mace. 1999. A review of biological reference point in the context of the precautionary approach. NOAA. Tech. Memo, NMFS-F/SPO-40.

Galleguillos R., R. Montoya, L. Troncoso, M. Oliva y C. Oyarzún. 1999. Identificación de unidades de stock en el recurso merluza de cola en el área de distribución de la pesquería. Informe Final. Proyecto FIP N° 96-30. U. de. Concepción, Fac. C. Naturales y Oceanografía: 81 p.

Holey S. y M. Maunder, 2005. Status of Yellowfin tuna in the eastern pacific ocean in 2004 and outlook for 2005. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm., Stock Assessment Report, 5.

Lillo, S., M. Espejo, R. Céspedes, L. Adasme, J. Blanco, J. Letelier, M. Braun y V. Valenzuela. 1997. Evaluación directa del stock de merluza de cola en la X y XI Regiones. Informe Final (FIP 95-18). IFOP, 70 p. (+ figuras, tablas y anexos).

Lillo, S., R. Céspedes, M. Barbieri, A. Saavedra y P. Gálvez. 2003. Programa temporal de evaluación hidroacústica de merluza del sur en aguas interiores de la X y XI Regiones, año 2002. FIP N° 2002-07, IFOP, 101 p. (+ figuras, tablas y anexos).

Lillo, S., R. Céspedes, F. Balbontín, V. Ojeda y A. Saavedra. 2004a. Evaluación del stock desovante de merluza del sur y merluza de cola en la zona sur-austral, año 2003. Informe Final. Proyecto FIP 2003-09. IFOP, 105 p. (más figuras, tablas y anexos)



- Lillo, S., R. Céspedes, F. Balbontín, V. Ojeda y A. Saavedra. 2004b. Evaluación hidroacústica del stock desovante de merluza del sur y merluza de cola en la zona sur austral, 2004. Informe Final (FIP 2004-7). Informe de avance.
- Lillo, S., R. Céspedes, V. Ojeda, F. Balbontín, L. Adasme, M. Aguayo y A. Saavedra. 2001. Evaluación acústica del stock desovante de merluza del sur en aguas exteriores. Informe Final (FIP 2000-14), IFOP, 64 p. (+ figuras, tablas y anexos).
- Lillo, S., R. Céspedes, V. Ojeda, R. Vega, L. Adasme y H. Hidalgo. 2000. Evaluación directa de merluza de cola en la zona centro-sur. Informe Final (FIP 99-15), IFOP, 52 p. (+ figuras, tablas y anexos).
- Lillo, S., V. Ojeda, R. Céspedes, F. Balbontín, A. Saavedra, M. espejo, M. A. Barbieri, R. Bravo, C. Vera, L. Adasme, M. Rojas, I. Céspedes, J. Olivares y H. Hidalgo. 2003. Evaluación hidroacústica del stock desovante de merluza del sur y merluza de cola en la zona sur austral, 2002. Informe Final. Proyecto FIP 2002-19. IFOP, 81 p. (más figuras, tablas y anexos).
- Lillo, S., V. Ojeda, R. Céspedes, F. Balbontín, A. Saavedra, R. Bravo, L. Adasme, y M. Rojas. 2002. Evaluación hidroacústica de merluza del sur y merluza de cola, 2001. Informe Final. Proyecto FIP 2001-19. IFOP, 78 p. (más figuras, tablas y anexos).
- Mace, P. 1994. Relationships between common biological reference points used as thresholds as targets of fisheries management strategies. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*:51:110-122.
- Mace, P. L. Botsford, J. Collie, W. Gabriel, P. Goodyear, J. Powers, V. Restrepo, A. Rosemburg, M. Sissenwine, G. Thompson y J. Witzig. 1996. Scientific review of definitions of overfishing in U.S. fishery management plans. Supplemental report NOAA Technical Memorandum NMFS-F/SPO-21. 20 páginas.
- McAllister M.K y J.N. Ianelli. 1997. Bayesian stock assessment using match-at-age and the sampling importance resampling algorithm. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 54(2):284-300.
- O'Driscoll, R.L. 2002. Acoustic survey of spawning hoki in Cook Strait during winter 2001. NIWA Report 2002/x.13 páginas.
- Ojeda, V., F. Cerna, J. Chong, M. Aguayo e I. Payá. 1998. Estudio de crecimiento y construcción de claves talla-edad de merluza de tres aletas y merluza de cola. IFOP-FIP97-15. 131 páginas., 52 figuras, 53 tablas y 1 anexo.
- Pantoja V., F. Orellana, E. Alarcón. 1973. Evaluación preliminar de los recursos potencialmente explotables situados entre la Bahía Corral e Isla Guamblin. Publicación N° 53, Instituto de Fomento Pesquero, Santiago. 75 pp.



- Parma A. 2003. Revisión de los procedimientos de Evaluación y cálculo de CTP empleados para el Análisis y manejo de las pesquerías de merluza de cola y merluza de tres aletas en Chile. Centro Nacional Patagónico, CONICET. Informe elaborado a solicitud de la Subsecretaría de Pesca de Chile.
- Payá I. 2005. Investigación CTP regionalizada de merluza de cola 2005. Informe Técnico. Instituto de Fomento Pesquero. Circulación restringida.
- Payá I. C. Canales, H. Pool y C. Montenegro. 1999. Investigación CTP regionalizada de merluza de cola 1999. Informe Técnico. Instituto de Fomento Pesquero. Circulación restringida.
- Payá I. y P. Rubilar. 2001. Investigación CTP regionalizada de merluza de cola 2002. 46 páginas, 52 figuras y 12 tablas.
- Payá I., L. Caballero, H. Hidalgo y M. Montecinos 2003. Investigación Captura Total Permisible regionalizada merluza de cola 2003. 25 páginas, 47 figuras, 4 tablas y anexos. Instituto de Fomento Pesquero.
- Payá I., N. Ehrhardt, P. Rubilar, C. Montenegro y V. Espejo. 2000. Investigación CTP regionalizada de merluza de cola 2000. Informe Técnico. Instituto de Fomento Pesquero.
- Payá I., P. Rubilar, H. Pool, R. Céspedes, H. Reyes, N. Ehrhardt, L. Adasme, H. Hidalgo. 2002. Evaluación de merluza de cola y merluza de tres aletas. FIP 2000-15. Instituto de Fomento Pesquero. 156 páginas (tomo I) y anexos (tomo II).
- Payá, 2005. Investigación CTP Regionalizada Merluza de cola 2006. Pre-Informe Final, Proyecto SUBPESCA-IFOP.
- Pool, H., F. Balbontín, C. Montenegro, N. Cortés & M. Arriaza. 1997. Interacciones tróficas en recursos demersales en la zona sur-austral. Inf. Téc. FIP-IT/94-32: 131 pp.
- Rubilar, P. A. Zuleta y R. Gili. 2005. Efectos sobre la selectividad, cpue y desempeño de la pesca comercial de las innovaciones tecnológicas y regulaciones administrativas, en la UPNE. Pesca de Investigación. Informe. Universidad Austral de Chile y CEPES (Centro de estudios Pesqueros), 74 p.
- Rivard, D. 1982. APL programs for stock assessment (revised). Canadian technical report of fisheries and aquatic sciences N°1091.
- Smith, A.D.M., Punt, A.E., Wayte, S.E., Starr, P.J., Francis, R.I.C.C., Stokes, T.K., Hilborn, y R., Langley, A. 2002. Stock assessment of the northeast Chatham Rise orange roughy for 2001. New Zealand Fisheries Assessment Report 2002/25. 30 p.



Schuchert P.C., A. Arkhipkin, A.E. Koenigb. 2010. Traveling around Cape Horn: Otolith chemistry reveals a mixed stock of Patagonian hoki with separate Atlantic and Pacific spawning grounds. *Fisheries Research* 102 (2010) 80–86.

Sparre, P y S.C. Venema. 1995. Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales. Parte 1. Manual. FAO Documento técnico de pesca 306/1. Rev.1. 420 p.

Tascheri, R. J. sateler, J. González, J. Merino, V. Catasti, J. Olivares, Z. Young, J. Saavedra, C. Toledo, E. Palta y F. Contreras. 2005. Investigación Situación Pesquería Demersal Zona Centro Sur y Aguas Profundas, 2004. Programa de Seguimiento del Estado de Situación de las Principales Pesquerías Nacionales. SUBPESCA. Informe final, IFOP, 345 p. (más anexos).

Trujillo, H. 1972. Distribución y abundancia de recursos demersales capturados durante pescas exploratorias realizadas a lo largo de la costa Chilena (con énfasis en las merluzas). 1964-1969. Instituto de Fomento Pesquero. Boletín Científico N°17. 94 páginas.

Van der Westhuizen, A. 2001. A decade of exploitation and management of the Namibian hake stocks. *S. Afr. J. mar Sci.* 23:307-315.

Young, Z., P. Gálvez, H. González, J. Chong y H. Robotham. 1998. Análisis de la pesquería de merluza de cola en la zona sur austral. Informe final (FIP 96-37), IFOP: 96 p.

A N E X O S

A N E X O 1

Índice de abundancia basado en las tasas de captura de
la pesquería de arrastre de merluza de cola.



Índice de abundancia basado en las tasas de captura de la pesquería de arrastre de merluza de cola

Ignacio Payá C.

| Contenido | Página |
|---|--------|
| I. Introducción..... | 3 |
| II. Objetivos | 4 |
| III. Materiales y métodos | 4 |
| 1. Actualización de la base de datos de las bitácoras de pesca de arrastre hasta el año 2010..... | 4 |
| 2. Revisión y validación de la base de datos actualizada..... | 4 |
| 3. Índice de abundancia basado en las tasas de capturas de arrastre..... | 5 |
| 3.1 Estratos espaciales | 5 |
| 3.2 Selección de los registros dirigidos a la captura de merluza de cola | 5 |
| 3.3 Modelos estadísticos | 6 |
| IV. Resultados | 8 |
| 1. Índice de abundancia para el área total..... | 8 |
| 1.1 Modelo de capturas positivas | 8 |
| 1.1.1 Modelo de capturas positivas por zonas | 8 |
| 1.1.2 Modelo de capturas positivas por caladero. | 9 |
| 1.2. Modelo binomial de probabilidad de capturas positivas. | 20 |
| 1.3. Índice de abundancia relativa en el área total para el período 1979-2010. | 23 |
| 2. Índice de abundancia en el área total período 2002-2010..... | 26 |
| 2.1 Modelo de capturas positivas por caladeros | 26 |
| 2.2 Modelo de probabilidad de capturas positivas..... | 29 |
| 2.3. Índice de abundancia relativa en el área total 2002-2010. | 31 |
| 3. Índice de abundancia para Unidad de Pesquería Sur (UPS)..... | 35 |
| 3.1 Modelo de capturas positivas en la UPS | 35 |
| 3.2 Modelo de probabilidad de capturas positivas en la UPS..... | 39 |
| 3.3 Índice de abundancia relativa en la UPS..... | 43 |
| 4. Índice de abundancia de la Unidad de Pesquería Norte (UPN)..... | 45 |
| 4.1 Modelo de capturas positivas en la UPN..... | 45 |
| 4.2 Modelo de probabilidad de capturas positivas en la UPN | 49 |
| 4.3. Índice de abundancia en la UPN | 51 |
| 5. Índice de abundancia de la PDA (sur de 41°28,6' S) | 53 |
| 5.1 Modelo de capturas positivas. | 53 |
| 5.2 Modelo de probabilidad de capturas positivas para la PDA | 58 |
| 5.3. Índice de abundancia relativa para la PDA..... | 62 |
| 6. Índice de abundancia de la PDGS (norte 41°28,6'S)..... | 64 |
| 6.1 Modelo de capturas positivas para PDGS..... | 64 |
| 6.2 Modelo de probabilidad de capturas positivas para PDGS..... | 67 |
| 6.3. Índice de abundancia para la PDGS..... | 70 |
| V. Discusión | 73 |
| VI. Referencias | 75 |



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO / DIVISIÓN INVESTIGACIÓN PESQUERA



I. INTRODUCCIÓN

La generación de un índice de abundancia basado en las tasas de capturas de la flota arrastrera tiene las siguientes dificultades:

1. La mayoría de la serie histórica (antes del 2002) esta constituida por información en que merluza de cola era una especie capturada en forma incidental ("bycatch").
2. La flota arrastrera ha cambiado su composición y sus zonas de operación.
3. Desde el año 2002 se agregó la flota de arrastre de la zona centro-sur.

El problema de intencionalidad de pesca fue inicialmente enfrentado en 2002 (Payá *et al.* 2005) usando sólo la CPUE del B/F Unzen maru, ya que este era el único buque que siempre había pescado intencionalmente merluza de cola. Adicionalmente, la señal de CPUE restringida sólo a las zonas donde el recurso no se concentra para desovar, ya que las CPUE en zonas de concentración reproductiva pueden confundir la señal de abundancia. Roa *et al.* 2009 estimaron una señal de abundancia relativa utilizando un modelo lineal generalizado donde la variable respuesta fue la captura en kilos por día de merluza de cola para cada barco. Las variables predictoras fueron el año, el mes, la zona, el barco, y la captura de otras especies, como factores categóricos. Recientemente, Tascheri *et al.* (2010) consideraron la intencionalidad de pesca y además los lances con captura cero. La intencionalidad de pesca fue analizada usando el método de Stephens y MacCall (2004) y los lances con captura cero empleando la aproximación Delta y modelos Poisson/Gamma compuestos o Tweedie. Los modelos de estandarización identificados, fueron luego extendidos para incluir como efectos aleatorios el barco y las interacciones con el efecto año, lo cual permitió la estimación de los índices de abundancia anuales.

En una especie migratoria como merluza de cola, los caladeros de pesca, definidos como el lugar donde se concentra la captura, son útiles para entender la dinámica de pesca. Los pescadores conocen el patrón migratorio (basados en sus registros de bitácoras), lo que les permite maximizar sus capturas en el espacio y el tiempo. Debido a esto, Payá 2011 identificó 14 caladeros de pesca que utilizó en la estimación del índice de abundancia.



II. OBJETIVOS

1. Actualizar la base de datos de las bitácoras de pesca de arrastre hasta el año 2010.
2. Revisar y validar la base de datos actualizada
3. Actualizar el índice de abundancia basado en las tasas de capturas de arrastre.
4. Estimar índices de abundancia por área
5. Comparar los índices con los estimados de biomasa acústica

III. MATERIALES Y MÉTODOS

1. Actualización de la base de datos de las bitácoras de pesca de arrastre hasta el año 2010

Se actualizó la base de arrastre que esta constituida por: 1) Período 1978 a 2003, base de datos generada por I. Payá y Sergio Rosales; 2) Período 2004 a 2008 base de datos generada por Renzo Tascheri, usando las bases de datos de los programas de seguimiento de pesquerías; 3) Años 2009 y 2010, actualizada por I. Payá usando las bases de datos de los programas de seguimiento de pesquerías.

2. Revisión y validación de la base de datos actualizada

En base de batos **Actualización_merluza_col**

1. Se renombró la tabla entregada por Luis Adasme a Tabla Bita DSA 2010 con 13320 registros.
2. Se cambiaron los nombres de variables usando la consulta de creación de tabla: crea Bitácora 2010, se seleccionan solo las pesquerías 3, 4 y 9 y Tabla Bitácora DSA 2010 quedó con 12039.
3. Se renombró la tabla entregada por Jessica González a Tabla Bita DCS 2010 con 10694 registros
4. Se cambiaron los nombres de variables usando la consulta de creación de tabla: crea Bitácora 2010.
5. Tabla Bitácora DCS 2010 se filtra por HP>=1000 y queda con 10688 .
6. Se juntan las tablas y se crea Tabla Bitácora DCSDSA 20010 cruda con 22727 registros (no se pierde ninguno registro 12039+10688)
7. De los barcos eliminados en la base hasta el 2009 solo DON ENRIQUE y DIERGO RAMIREZ operaron el 2010
8. DON ENRIQUE realizo 7 lances con merluza de cola en el 2010 por lo que se excluyó.
9. DIEGO RAMIREZ realizó 421 lances con merluza de cola en el 2010 y completó 3 años de operación por lo que se incluyó en la base.
10. Se agrego DIEGO RAMIREZ antes del 2010: Bitácora DCSDSA 2010 con Diego Ramírez antes del 2009 cruda, con 26440 registros
11. Se eliminaron datos 2723 duplicados y se crea Tabla Bitácora DCSDS 2010 y DR (Diego Ramírez) sin repetidos con 23707 registros.
12. Se excluyen los datos fuera del polígono de cola y se crea Tabla: Bitácora CSSA 210 y DR en polígono, con 23181 registros



13. No se encontraron latitudes y longitudes fuera de rango luego de aplicar el polígono
14. Se recalcó Vel como la distancia/tiempo y se excluyeron los lances de menos de 15 minutos de duración y mayores de 20 horas. Se generó Tabla: Bitácora DCSDSA DR en polígono FINAL con 23044 registros.
15. Debido a que se encontró que el Barco Diego Ramírez ya estaba en la base de datos hasta el año 2009, se generó la Tabla Bitácora ARRASTRE 2010 FINAL, excluyendo el buque Diego Ramírez de años anteriores a 2010. La tabla quedó con 19403 registros
16. Se agregó a tabla con datos hasta 2009 y se crea Tabla BIT ARRASTRE 1979 2010 con 1184660 registros.
17. Se revisó y se aplicaron todos los filtros del análisis del año 2010.

En base **merluza_colas (1979-2010)**

1. Se creó Tabla BIT para modelo1 con zonas_FINAL 2010
 2. Sin Unión Sur I (18), Sin Unión Sur II (940034)
 3. Se eliminaron con filtro de formulario 153 lances con proporción de cola >0 y <0.35 para <42° de latitud.
 4. Se eliminaron con filtro de formulario 89 lances con proporción de cola >0 y <0.55 para >52° de latitud.
 5. Tabla BIT para modelo1 con zonas_FINAL 2010 quedó con 4295 registros
 6. Se actualizó (consulta de datos anexos) Tabla BIT para modelo1 con zonas_FINAL, quedó con 203013 registros
 7. Se actualizó (consulta de creación de tabla) Tabla BIT binomial, quedó con 5345 registros.
 8. Se Actualizó BIT modelo2 con datos del 2010.
3. Índice de abundancia basado en las tasas de capturas de arrastre.

Se estimó un índice de abundancia para área total de la pesquería considerando desde el año 1979 hasta el 2010 y otro más corto desde el año 2002 en adelante. También se estimaron índices de abundancia para la Unidad de Pesquería Norte (UPN) y la Unidad de Pesquería Sur (UPS) cuyo límite corresponde a las 43°44,17'S.

3.1 Estratos espaciales

Se emplearon los 14 caladeros de pesca identificados por Payá 2011 (Tabla 1).

3.2 Selección de los registros dirigidos a la captura de merluza de cola

Para seleccionar el sub-conjunto de los datos se emplearon los resultados de Tascheri *et al.* (2010), los cuales se basan en el procedimiento de Stephens y MacCall (2004). Los criterios de selección fueron: 1) Norte de los 42°S, todos los lances con proporción de merluza de cola > a 35%; 2) Sur de los 52°S, todos los lances con proporción de merluza de cola > a 55% y 3) Desde 42 a 52°S, todos los lances de pesca. El criterio de Tascheri *et al.* (2010) tomó en cuenta que la merluza de cola es el recurso más abundante entre los paralelos 43°S y 52°S, en donde es un componente estable de la fauna



acompañante, en tanto que al Norte de esta región, predomina la merluza común y al Sur, la merluza austral y la merluza de tres aletas. De este modo estos autores suponen que un incremento significativo en los lances cero entre las latitudes 43°S y 52° S es indicativo de una baja abundancia.

Tabla 1. Calderos de merluza de cola y porcentaje de captura histórica. El 22% de la captura se distribuyó fuera de estos caladeros en áreas poco definidas (código 999).

| Caladero | Latitud Inicial | Latitud Final | % Captura Histórica |
|----------|-----------------|---------------|---------------------|
| 1 | 36.9 | 37.5 | 1% |
| 2 | 37.8 | 38.2 | 4% |
| 3 | 39.9 | 40.1 | 1% |
| 4 | 41.2 | 41.5 | 1% |
| 5 | 42.2 | 42.9 | 2% |
| 6 | 43.2 | 43.4 | 2% |
| 7 | 43.5 | 44.2 | 5% |
| 8 | 44.7 | 45.7 | 18% |
| 9 | 45.8 | 46.5 | 8% |
| 10 | 52.7 | 53.7 | 5% |
| 11 | 53.8 | 54.5 | 4% |
| 12 | 54.6 | 55.5 | 9% |
| 13 | 55.6 | 56.3 | 14% |
| 14 | 56.4 | 56.9 | 5% |
| Total | | | 78% |

3.3 Modelos estadísticos

Basados en los resultados de Canales *et al.* 2010, Tascheri *et al.* (2010) y Payá 2011, se analizaron modelos estadísticos tipo delta lognormal. El esfuerzo de pesca fue considerado una variable "offset". La variable respuesta fue transformada mediante logaritmo para estabilizar la varianza, definiendo así la identidad como la función de enlace.

Entre las variables explicatorias se incluyeron los factores, año (código identificador de año), mes, caladeros, buque (código identificador del barco) y las interacciones entre estos factores. Se analizaron las interacciones año:caladeros y mes:caladeros. La interacción entre mes y caladero se basó en el patrón espacio-temporal asociado a la migración reproductiva que realiza el recurso merluza de cola. Las covariables usadas por Tascheri *et al.* 2010 (distancia de la línea de costa, distancia a lo largo de la costa e índice de puesta del sol), no fueron empleados por que no fueron significativas (<5% de la devianza total) en los resultados de estos autores.

Bajo estas especificaciones el modelo de captura en la escala del predictor lineal η fue:

$$\eta_{l,i,j,k,t} = \alpha_0 + f_{l,i,j,k,t} + \sum_h^2 \beta_h T_{h,i,j,k,t} + \sum_q^3 \beta_q S_{q,i,j,k,t} + \sum_z^2 \beta_z F_{z,i,j,k,t} + \gamma T_{l,i,j,k,t} * S_{l,i,j,k,t} + \varepsilon_{l,i,j,k,t}$$



donde, f es el esfuerzo por lance / del barco i , en el caladero j , año k y mes t , medido en horas de arrastre, \mathbf{T} es una matriz de $n \times h$ que representa los predictores relativos al tiempo (año, mes), \mathbf{S} es una matriz de $n \times q$ que representa los predictores relativos al espacio (caladero), \mathbf{F} es una matriz de $n \times z$ que representa los predictores relativos a los barcos. ε son variables aleatorias (no necesariamente *iid*) y $\{\alpha, \beta, \gamma\} = \theta$, son los coeficientes del modelo a ser estimados.

La estimación de los parámetros de los modelos delta se efectuó por medio de modelos lineales generalizados (Nelder y Wedderburn, 1972). La selección del mejor modelo se basó en el menor valor del AIC (Akaike Information Criterion, Akaike 1973). El mejor modelo GLM fue expandido a un modelo mixto GLMM, en el cual las interacciones fueron consideradas efectos aleatorios, de esta forma las interacciones se aislaron del efecto anual, lo cual permite usar estos efectos anuales como indicadores de abundancia.

Los índices de abundancia delta fueron producidos multiplicando los efectos año de los sub-modelos de las observaciones positivas y del sub-modelo binomial de probabilidad de obtener una captura positiva. Los coeficientes en escala logarítmica fueron llevados a su escala natural aplicando la función exponencial previa corrección restando un medio de la varianza. La varianza del índice de abundancia se estimó por el método propuesto por Shono (2008).

Los análisis estadísticos fueron realizados en lenguaje **R** (R Development Core Team 2009), empleando los paquetes **MASS**, **lattice**, **nlme** y **mle4**.

Considerando como estratos espaciales a los calderos de pesca, se estimaron y compararon los índices de abundancia para:

1. Área total en el periodo 1979-2010
2. Área total en el periodo 2002-2010
3. UPN, Unidad de Pesquería Norte ($>43^{\circ}44.28' S$) en el periodo 2002-2010.
4. UPS, Unidad de Pesquería Sur en el periodo 1979-2010.
5. PDA, Pesquería Demersal Sur-austral ($>41^{\circ}28.6' S$) 1979-2010
6. PDSC, Pesquería Demersal Centro-Sur 2002-2010

Los índices para la UPN y PDSC sólo pudieron ser estimados a partir del año 2002, ya que antes existen muy pocos datos.

Los índices fueron comparados con la biomasa estimada por acústica mediante gráficos de dispersión, ajuste de modelo lineal por el origen y el ajuste de modelo potencial ($\ln Y = b * \ln X$). El modelo potencial permite identificar procesos de hiper-estabilidad o hiper-agotamiento.

IV. RESULTADOS

1. Índice de abundancia para el área total

1.1 Modelo de capturas positivas

1.1.1 Modelo de capturas positivas por zonas

La distribución de logCPUE por los factores analizados se muestra en la figura 1.

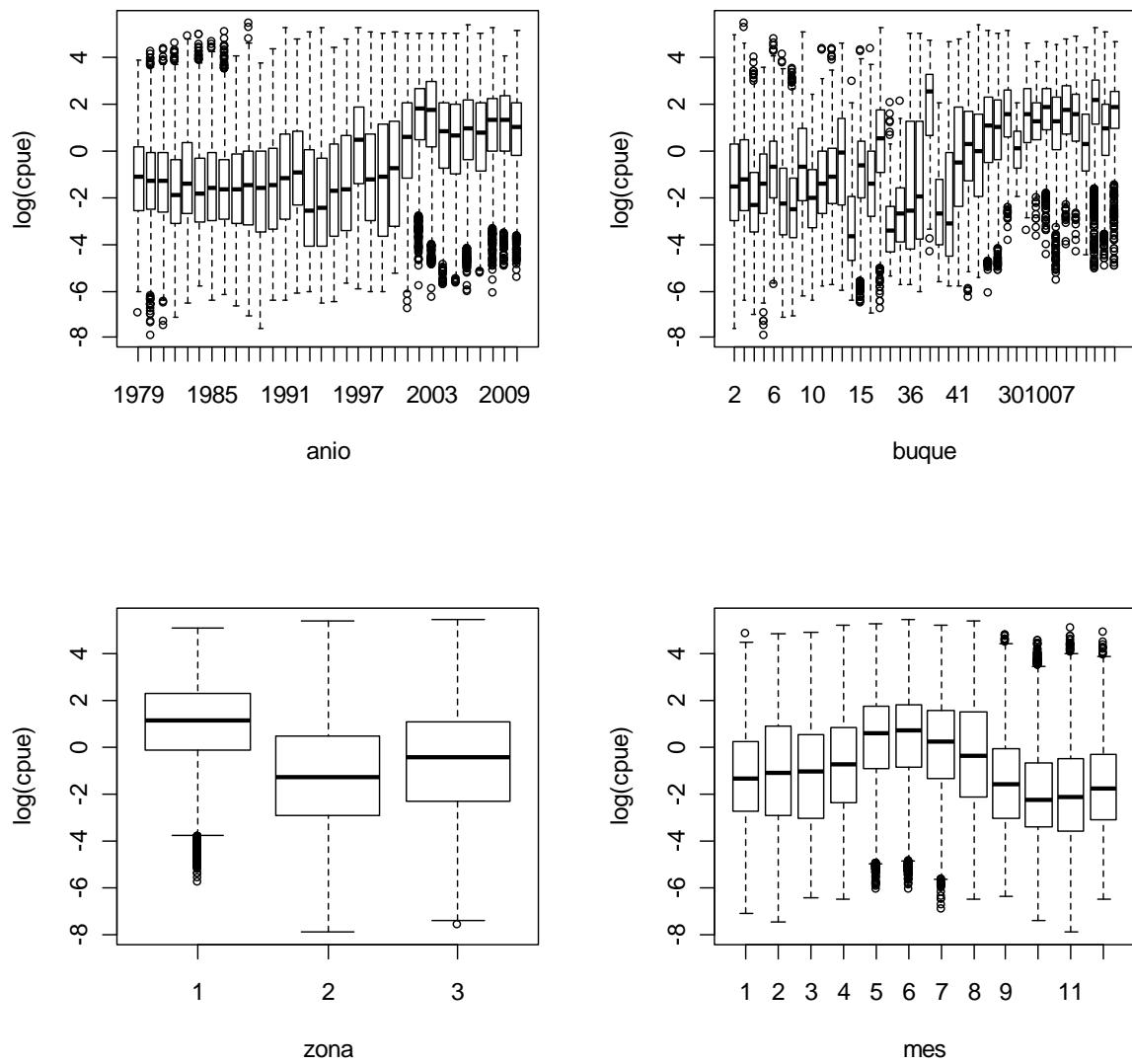


Figura 1. Boxplots del log(CPUE) para los diferentes efectos considerados en los análisis por zona.



Los modelos por zona ajustados fueron (nomenclatura *R*):

```
model1<-glm(log(CCola)~anio+offset(log(ha)),family = gaussian)
model2<-glm(log(CCola)~anio+zona+offset(log(ha)),family = gaussian)
model3<-glm(log(CCola)~anio+zona+mes+offset(log(ha)),family = gaussian)
model4<-glm(log(CCola)~anio+zona+mes+buque+offset(log(ha)),family = gaussian)
model5<-glm(log(CCola)~anio+zona+zona:anio+buque+offset(log(ha)),family = gaussian)
model6<-glm(log(CCola)~anio+zona+mes+zona:anio + buque + offset(log(ha)), family = gaussian)
model7<-glm(log(CCola)~anio+zona+mes+zona:mes + buque + offset(log(ha)), family = gaussian)
```

De acuerdo al criterio de menor AIC, el mejor modelo fue el model7, por lo tanto la interacción entre el factor zona y mes fue mas significativa que la interacción entre zona y año (modelo6).

Tabla 2. AIC para los GLM de capturas positivas con estratos de zona

| Modelo | df | AIC |
|---------------|------------|-----------------|
| model1 | 33 | 563385.2 |
| model2 | 35 | 559074.4 |
| model3 | 46 | 532031.0 |
| model4 | 85 | 518941.3 |
| model5 | 127 | 540607.3 |
| model6 | 138 | 513564.7 |
| model7 | 107 | 509255.2 |

1.1.2 Modelo de capturas positivas por caladero.

La distribución del logCPUE por los factores analizados se muestra en la figura 2.

Se ajustaron los siguientes modelos:

```
modelo1<-glm(log(CCola)~anio+Caladero+buque+offset(log(ha)),family=gaussian)
modelo2<-glm(log(CCola)~anio+mes+buque+offset(log(ha)),family=gaussian)
modelo3<-glm(log(CCola)~anio+Caladero+mes+buque+offset(log(ha)),family=gaussian)
modelo4<-glm(log(CCola)~anio+Caladero+mes:Caladero+buque+offset(log(ha)),family=gaussian)
modelo5<-glm(log(CCola)~anio+Caladero+mes+mes:Caladero+buque+offset(log(ha)),family=gaussian)
modelo6<-glm(log(CCola)~anio+mes:Caladero+buque+offset(log(ha)),family=gaussian)
```

De estos los modelos 4 a 6 tuvieron igual AIC, el cual correspondió al menor valor (**Tabla 3**). El modelo 4 incluyó los factores anio (año), Caladero y la interacción Caladero:mes; el modelo 5 consideró los factores anio, Caladeros, mes y la interacción Caladero:mes; y en el modelo 6 incluyó los factores anio y la interacción Caladero:mes.

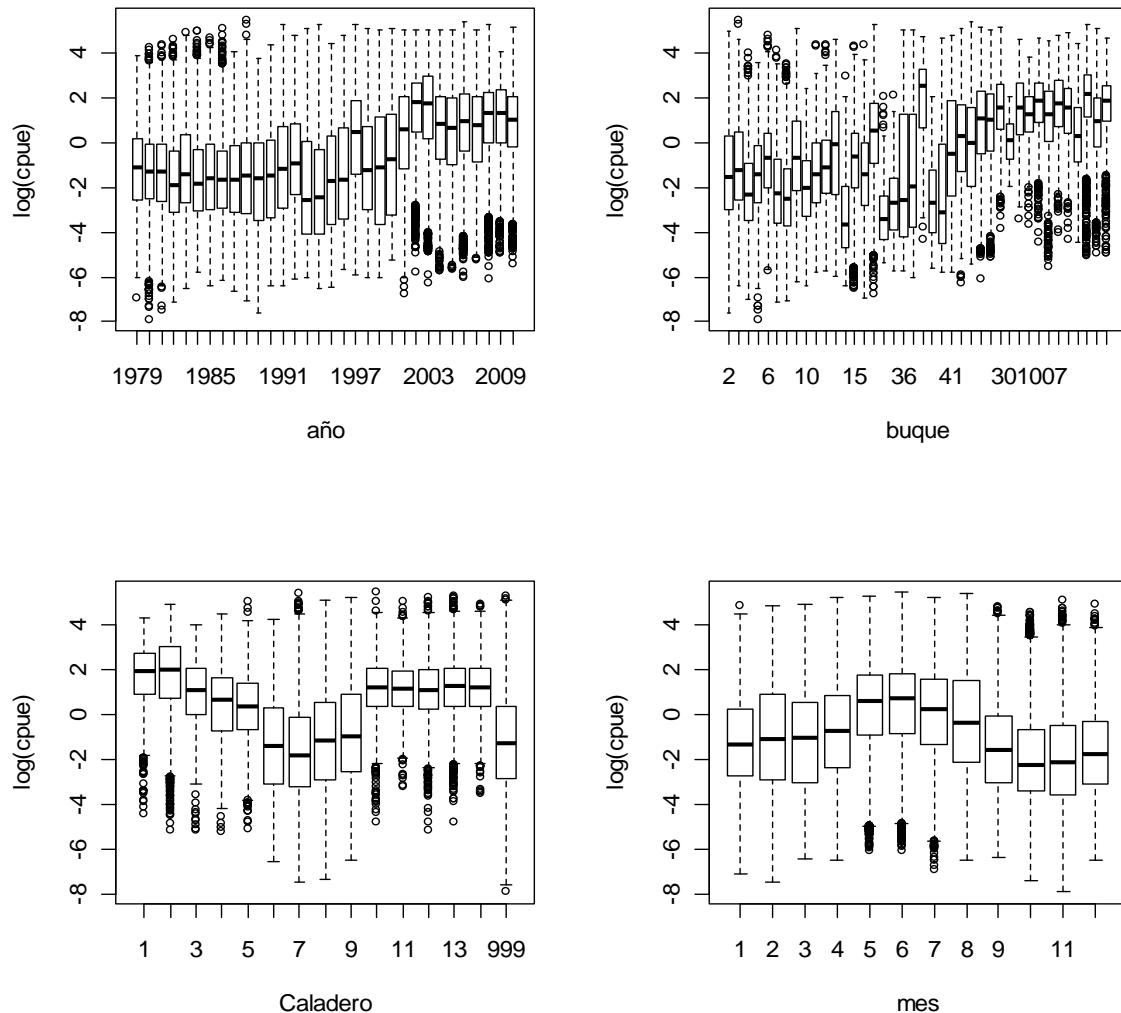


Figura 2. Boxplots de log(CPUE) para los diferentes efectos considerados en los análisis por caladeros.

Tabla 3. AIC para los GLM de capturas positivas por Caladeros

| Modelo | df | AIC |
|----------------|------------|-----------------|
| modelo1 | 85 | 363640.7 |
| modelo2 | 83 | 360476.7 |
| modelo3 | 96 | 349012.9 |
| modelo4 | 238 | 345745.1 |
| modelo5 | 238 | 345745.1 |
| modelo6 | 238 | 345745.1 |



Se seleccionó el modelo5 para los análisis posteriores debido a que este incluye separadamente los efectos Caladero y mes así como su interacción, lo cual permite analizar el cambio de abundancia relativa al interior del año y los caladeros de pesca. Además, resultó ser similar en formulación al mejor modelo cuando se consideró la zona como factor espacial, es decir, model7.

El modelo 5 redujo la devianza a un 46% de la devianza nula y la mayoría de los efectos fueron significativos (Tabla 4 y 5). Las interacciones caladero:mes que fueron significativas reflejan el patrón espacio-temporal encontrado en los análisis de caladeros y que se relacionan con la migración reproductiva del recurso.

Tabla 4. Resultados del modelo 5, GLM por caladeros de pesca.

| |
|--|
| Call: |
| glm(formula = log(CCola) ~ anio + Caladero + mes + |
| mes:Caladero + |
| buque + offset(log(ha)), family = gaussian, data = subset(data1, |
| Caladero != 999)) |
| Deviance Residuals: |
| Min 1Q Median 3Q Max |
| -8.1752 -1.0306 0.0707 1.0962 6.3985 |
| Coefficients: (1 not defined because of singularities) |
| Estimate Std. Error t value Pr(> t) |
| (Intercept) -0.061461 0.199404 -0.308 0.757913 |
| anio1980 0.168727 0.035901 4.700 2.61e-06 *** |
| anio1981 0.032403 0.035807 0.905 0.365504 |
| anio1982 -0.379137 0.039486 -9.602 < 2e-16 *** |
| anio1983 -0.144340 0.037872 -3.811 0.000138 *** |
| anio1984 -0.833318 0.038859 -21.445 < 2e-16 *** |
| anio1985 -0.920693 0.039557 -23.275 < 2e-16 *** |
| anio1986 -1.116663 0.037559 -29.731 < 2e-16 *** |
| anio1987 -1.242380 0.039165 -31.721 < 2e-16 *** |
| anio1988 -1.327702 0.038329 -34.640 < 2e-16 *** |
| anio1989 -1.333359 0.039472 -33.780 < 2e-16 *** |
| anio1990 -1.407680 0.041075 -34.271 < 2e-16 *** |
| anio1991 -0.833140 0.053077 -15.697 < 2e-16 *** |
| anio1992 -0.646467 0.056802 -11.381 < 2e-16 *** |
| anio1993 -1.451518 0.055547 -26.131 < 2e-16 *** |
| anio1994 -1.640718 0.052051 -31.521 < 2e-16 *** |
| anio1995 -1.224330 0.056330 -21.735 < 2e-16 *** |
| anio1996 -0.993823 0.074778 -13.290 < 2e-16 *** |
| anio1997 -0.174152 0.081863 -2.127 0.033394 * |
| anio1998 -0.551642 0.063106 -8.742 < 2e-16 *** |
| anio1999 -0.313898 0.059606 -5.266 1.40e-07 *** |
| anio2000 -0.440441 0.064783 -6.799 1.06e-11 *** |
| anio2001 0.879221 0.058997 14.903 < 2e-16 *** |
| anio2002 1.634864 0.057671 28.348 < 2e-16 *** |
| anio2003 1.435203 0.057389 25.008 < 2e-16 *** |
| anio2004 0.971956 0.052918 18.367 < 2e-16 *** |
| anio2005 0.719632 0.054237 13.268 < 2e-16 *** |
| anio2006 0.886472 0.055294 16.032 < 2e-16 *** |
| anio2007 0.666889 0.057668 11.564 < 2e-16 *** |



| | | | | | |
|-------------|-----------|----------|---------|----------|-----|
| anio2008 | 1.151905 | 0.056929 | 20.234 | < 2e-16 | *** |
| anio2009 | 1.062957 | 0.057014 | 18.644 | < 2e-16 | *** |
| anio2010 | 0.848537 | 0.056944 | 14.901 | < 2e-16 | *** |
| Caladero2 | 0.132282 | 0.206285 | 0.641 | 0.521356 | |
| Caladero3 | -0.763013 | 0.243515 | -3.133 | 0.001729 | ** |
| Caladero4 | 0.151101 | 0.267920 | 0.564 | 0.572771 | |
| Caladero5 | -0.544105 | 0.240683 | -2.261 | 0.023782 | * |
| Caladero6 | -0.981050 | 0.212810 | -4.610 | 4.03e-06 | *** |
| Caladero7 | -1.294643 | 0.200117 | -6.469 | 9.89e-11 | *** |
| Caladero8 | -1.164682 | 0.201290 | -5.786 | 7.23e-09 | *** |
| Caladero9 | -1.450248 | 0.216567 | -6.697 | 2.15e-11 | *** |
| Caladero10 | -0.500380 | 0.415834 | -1.203 | 0.228857 | |
| Caladero11 | 0.586014 | 0.445357 | 1.316 | 0.188234 | |
| Caladero12 | 1.009760 | 0.485413 | 2.080 | 0.037509 | * |
| Caladero13 | -0.767268 | 0.520299 | -1.475 | 0.140305 | |
| Caladero14 | -0.392371 | 0.598608 | -0.655 | 0.512165 | |
| mes2 | 0.513613 | 0.221035 | 2.324 | 0.020145 | * |
| mes3 | 0.267057 | 0.225505 | 1.184 | 0.236313 | |
| mes4 | -0.280326 | 0.251985 | -1.112 | 0.265938 | |
| mes5 | -0.029471 | 0.338497 | -0.087 | 0.930621 | |
| mes6 | 0.560882 | 0.305413 | 1.836 | 0.066291 | . |
| mes7 | 0.347089 | 0.289002 | 1.201 | 0.229759 | |
| mes8 | 0.347544 | 0.316953 | 1.097 | 0.272856 | |
| mes9 | 0.079576 | 0.298010 | 0.267 | 0.789450 | |
| mes10 | 0.095880 | 0.279878 | 0.343 | 0.731918 | |
| mes11 | -0.490740 | 0.275001 | -1.785 | 0.074345 | . |
| mes12 | -0.429975 | 0.261766 | -1.643 | 0.100471 | |
| buque3 | 0.451263 | 0.039918 | 11.305 | < 2e-16 | *** |
| buque4 | -0.982106 | 0.034145 | -28.763 | < 2e-16 | *** |
| buque5 | -0.475087 | 0.040239 | -11.807 | < 2e-16 | *** |
| buque6 | 0.265421 | 0.034933 | 7.598 | 3.04e-14 | *** |
| buque7 | -0.634068 | 0.032976 | -19.228 | < 2e-16 | *** |
| buque8 | -0.973543 | 0.033970 | -28.659 | < 2e-16 | *** |
| buque9 | 0.704939 | 0.035985 | 19.590 | < 2e-16 | *** |
| buque10 | -0.854613 | 0.060303 | -14.172 | < 2e-16 | *** |
| buque11 | -0.458158 | 0.054744 | -8.369 | < 2e-16 | *** |
| buque12 | 0.275595 | 0.048802 | 5.647 | 1.64e-08 | *** |
| buque13 | -0.370938 | 0.049643 | -7.472 | 7.96e-14 | *** |
| buque14 | -1.052450 | 0.059376 | -17.725 | < 2e-16 | *** |
| buque15 | 0.558581 | 0.042219 | 13.231 | < 2e-16 | *** |
| buque16 | -0.061498 | 0.056862 | -1.082 | 0.279465 | |
| buque17 | 0.536719 | 0.043958 | 12.210 | < 2e-16 | *** |
| buque32 | -1.346506 | 0.075214 | -17.902 | < 2e-16 | *** |
| buque33 | -0.590750 | 0.086544 | -6.826 | 8.79e-12 | *** |
| buque36 | -1.111840 | 0.059237 | -18.769 | < 2e-16 | *** |
| buque37 | -0.681150 | 0.058548 | -11.634 | < 2e-16 | *** |
| buque38 | 1.279504 | 0.102303 | 12.507 | < 2e-16 | *** |
| buque39 | -0.804729 | 0.095551 | -8.422 | < 2e-16 | *** |
| buque40 | -1.394349 | 0.061664 | -22.612 | < 2e-16 | *** |
| buque41 | -0.367363 | 0.056348 | -6.520 | 7.09e-11 | *** |
| buque42 | -0.034829 | 0.054837 | -0.635 | 0.525343 | |
| buque43 | -0.248778 | 0.057017 | -4.363 | 1.28e-05 | *** |
| buque180 | 0.190093 | 0.058374 | 3.256 | 0.001128 | ** |
| buque200 | -0.189762 | 0.069190 | -2.743 | 0.006096 | ** |
| buque300659 | 0.715342 | 0.091277 | 7.837 | 4.66e-15 | *** |
| buque301004 | -1.169552 | 1.600128 | -0.731 | 0.464835 | |
| buque301006 | 0.622410 | 0.103969 | 5.987 | 2.15e-09 | *** |



| | | | | |
|-----------------|-----------|----------|--------|--------------|
| buque301007 | 0.414779 | 0.202861 | 2.045 | 0.040893 * |
| buque301017 | 0.768262 | 0.086202 | 8.912 | < 2e-16 *** |
| buque301020 | 0.118547 | 0.084525 | 1.403 | 0.160765 |
| buque301021 | 0.741653 | 0.082514 | 8.988 | < 2e-16 *** |
| buque301215 | 0.618481 | 0.092287 | 6.702 | 2.07e-11 *** |
| buque940251 | -0.315350 | 0.171082 | -1.843 | 0.065294 . |
| buque940265 | 0.589193 | 0.061459 | 9.587 | < 2e-16 *** |
| buque940392 | -0.006302 | 0.057571 | -0.109 | 0.912834 |
| buque940857 | 0.234579 | 0.071266 | 3.292 | 0.000997 *** |
| Caladero2:mes2 | -0.366018 | 0.249834 | -1.465 | 0.142912 |
| Caladero3:mes2 | 0.279680 | 0.293566 | 0.953 | 0.340745 |
| Caladero4:mes2 | -0.849390 | 0.349550 | -2.430 | 0.015103 * |
| Caladero5:mes2 | -0.154192 | 0.304702 | -0.506 | 0.612828 |
| Caladero6:mes2 | -0.390996 | 0.249019 | -1.570 | 0.116385 |
| Caladero7:mes2 | -0.587331 | 0.228537 | -2.570 | 0.010172 * |
| Caladero8:mes2 | -1.304481 | 0.232637 | -5.607 | 2.06e-08 *** |
| Caladero9:mes2 | -0.968628 | 0.263837 | -3.671 | 0.000241 *** |
| Caladero10:mes2 | 0.255542 | 0.513389 | 0.498 | 0.618658 |
| Caladero11:mes2 | -0.165756 | 0.701835 | -0.236 | 0.813298 |
| Caladero12:mes2 | -1.142257 | 0.568118 | -2.011 | 0.044371 * |
| Caladero13:mes2 | 0.756551 | 0.622648 | 1.215 | 0.224349 |
| Caladero14:mes2 | -1.615054 | 0.937670 | -1.722 | 0.084998 . |
| Caladero2:mes3 | 0.238418 | 0.250313 | 0.952 | 0.340858 |
| Caladero3:mes3 | 0.369241 | 0.344982 | 1.070 | 0.284478 |
| Caladero4:mes3 | -0.536909 | 0.339046 | -1.584 | 0.113292 |
| Caladero5:mes3 | -0.161662 | 0.280710 | -0.576 | 0.564681 |
| Caladero6:mes3 | -0.596878 | 0.247302 | -2.414 | 0.015799 * |
| Caladero7:mes3 | -0.336425 | 0.232495 | -1.447 | 0.147895 |
| Caladero8:mes3 | -1.038935 | 0.234275 | -4.435 | 9.23e-06 *** |
| Caladero9:mes3 | -0.636222 | 0.260174 | -2.445 | 0.014472 * |
| Caladero10:mes3 | 0.755209 | 0.479401 | 1.575 | 0.115186 |
| Caladero11:mes3 | -0.715039 | 0.563019 | -1.270 | 0.204085 |
| Caladero12:mes3 | -0.707890 | 0.514243 | -1.377 | 0.168650 |
| Caladero13:mes3 | 0.604472 | 0.556565 | 1.086 | 0.277448 |
| Caladero14:mes3 | 1.088146 | 0.671297 | 1.621 | 0.105029 |
| Caladero2:mes4 | 0.849516 | 0.278346 | 3.052 | 0.002274 ** |
| Caladero3:mes4 | 0.806774 | 0.383054 | 2.106 | 0.035193 * |
| Caladero4:mes4 | -0.242693 | 0.344645 | -0.704 | 0.481321 |
| Caladero5:mes4 | 0.420411 | 0.305878 | 1.374 | 0.169308 |
| Caladero6:mes4 | 0.102740 | 0.272101 | 0.378 | 0.705744 |
| Caladero7:mes4 | 0.271292 | 0.257657 | 1.053 | 0.292381 |
| Caladero8:mes4 | 0.177760 | 0.259442 | 0.685 | 0.493243 |
| Caladero9:mes4 | 0.461902 | 0.286298 | 1.613 | 0.106670 |
| Caladero10:mes4 | 1.646053 | 0.461118 | 3.570 | 0.000358 *** |
| Caladero11:mes4 | 0.415128 | 0.486952 | 0.853 | 0.393936 |
| Caladero12:mes4 | 0.127081 | 0.514888 | 0.247 | 0.805053 |
| Caladero13:mes4 | 2.136809 | 0.546558 | 3.910 | 9.25e-05 *** |
| Caladero14:mes4 | 2.138510 | 0.626265 | 3.415 | 0.000639 *** |
| Caladero2:mes5 | -0.070415 | 0.366570 | -0.192 | 0.847671 |
| Caladero3:mes5 | -0.110875 | 0.528327 | -0.210 | 0.833777 |
| Caladero4:mes5 | -0.477932 | 0.430841 | -1.109 | 0.267303 |
| Caladero5:mes5 | 0.058811 | 0.384434 | 0.153 | 0.878414 |
| Caladero6:mes5 | -0.282846 | 0.359096 | -0.788 | 0.430897 |
| Caladero7:mes5 | -0.175499 | 0.344187 | -0.510 | 0.610127 |
| Caladero8:mes5 | -0.115699 | 0.345265 | -0.335 | 0.737548 |
| Caladero9:mes5 | 0.566137 | 0.365447 | 1.549 | 0.121346 |
| Caladero10:mes5 | 1.737596 | 0.505205 | 3.439 | 0.000583 *** |



| | | | | |
|-----------------|-----------|----------|--------|--------------|
| Caladero11:mes5 | 0.620275 | 0.528720 | 1.173 | 0.240733 |
| Caladero12:mes5 | 0.558336 | 0.559941 | 0.997 | 0.318703 |
| Caladero13:mes5 | 2.433288 | 0.589848 | 4.125 | 3.71e-05 *** |
| Caladero14:mes5 | 2.324872 | 0.660931 | 3.518 | 0.000436 *** |
| Caladero2:mes6 | -1.314698 | 0.365239 | -3.600 | 0.000319 *** |
| Caladero3:mes6 | -0.894376 | 0.693688 | -1.289 | 0.197295 |
| Caladero4:mes6 | -1.188556 | 0.441795 | -2.690 | 0.007140 ** |
| Caladero5:mes6 | 0.648356 | 0.355988 | 1.821 | 0.068567 . |
| Caladero6:mes6 | 0.138244 | 0.345182 | 0.400 | 0.688793 |
| Caladero7:mes6 | 0.458759 | 0.312985 | 1.466 | 0.142718 |
| Caladero8:mes6 | 0.563071 | 0.310536 | 1.813 | 0.069800 . |
| Caladero9:mes6 | 0.907230 | 0.325866 | 2.784 | 0.005369 ** |
| Caladero10:mes6 | 1.656921 | 0.481916 | 3.438 | 0.000586 *** |
| Caladero11:mes6 | 0.439529 | 0.508487 | 0.864 | 0.387378 |
| Caladero12:mes6 | 0.277389 | 0.541464 | 0.512 | 0.608446 |
| Caladero13:mes6 | 1.993376 | 0.572666 | 3.481 | 0.000500 *** |
| Caladero14:mes6 | 1.394082 | 0.647128 | 2.154 | 0.031222 * |
| Caladero2:mes7 | -0.826900 | 0.377214 | -2.192 | 0.028373 * |
| Caladero3:mes7 | -0.736779 | 0.466762 | -1.578 | 0.114456 |
| Caladero4:mes7 | -0.819401 | 0.384372 | -2.132 | 0.033027 * |
| Caladero5:mes7 | 0.580715 | 0.350862 | 1.655 | 0.097906 . |
| Caladero6:mes7 | 1.494718 | 0.341411 | 4.378 | 1.20e-05 *** |
| Caladero7:mes7 | 1.446437 | 0.295827 | 4.889 | 1.01e-06 *** |
| Caladero8:mes7 | 1.298314 | 0.293264 | 4.427 | 9.56e-06 *** |
| Caladero9:mes7 | 1.660473 | 0.305096 | 5.442 | 5.27e-08 *** |
| Caladero10:mes7 | 2.145432 | 0.481240 | 4.458 | 8.28e-06 *** |
| Caladero11:mes7 | 0.767222 | 0.511982 | 1.499 | 0.133998 |
| Caladero12:mes7 | 0.345839 | 0.543456 | 0.636 | 0.524537 |
| Caladero13:mes7 | 2.176577 | 0.573558 | 3.795 | 0.000148 *** |
| Caladero14:mes7 | 1.502131 | 0.660567 | 2.274 | 0.022968 * |
| Caladero2:mes8 | -0.459073 | 0.346679 | -1.324 | 0.185439 |
| Caladero3:mes8 | -0.537797 | 0.522286 | -1.030 | 0.303155 |
| Caladero4:mes8 | -1.157976 | 0.458257 | -2.527 | 0.011509 * |
| Caladero5:mes8 | 0.185972 | 0.390016 | 0.477 | 0.633483 |
| Caladero6:mes8 | 0.232907 | 0.347380 | 0.670 | 0.502562 |
| Caladero7:mes8 | 0.985883 | 0.323119 | 3.051 | 0.002280 ** |
| Caladero8:mes8 | 1.281609 | 0.320815 | 3.995 | 6.48e-05 *** |
| Caladero9:mes8 | 1.356450 | 0.331687 | 4.090 | 4.33e-05 *** |
| Caladero10:mes8 | 2.008762 | 0.559445 | 3.591 | 0.000330 *** |
| Caladero11:mes8 | 0.288557 | 0.675945 | 0.427 | 0.669457 |
| Caladero12:mes8 | -0.442834 | 0.684227 | -0.647 | 0.517503 |
| Caladero13:mes8 | 0.039050 | 0.985333 | 0.040 | 0.968388 |
| Caladero14:mes8 | NA | NA | NA | NA |
| Caladero2:mes9 | -0.441981 | 0.332373 | -1.330 | 0.183597 |
| Caladero3:mes9 | 0.676947 | 0.395084 | 1.713 | 0.086637 . |
| Caladero4:mes9 | 0.145309 | 0.484743 | 0.300 | 0.764357 |
| Caladero5:mes9 | 0.132136 | 0.395633 | 0.334 | 0.738390 |
| Caladero6:mes9 | -0.696328 | 0.323182 | -2.155 | 0.031196 * |
| Caladero7:mes9 | -0.270658 | 0.304699 | -0.888 | 0.374392 |
| Caladero8:mes9 | 0.013778 | 0.302517 | 0.046 | 0.963673 |
| Caladero9:mes9 | 1.214732 | 0.313469 | 3.875 | 0.000107 *** |
| Caladero10:mes9 | 1.277101 | 0.519690 | 2.457 | 0.013995 * |
| Caladero11:mes9 | -0.114417 | 0.608790 | -0.188 | 0.850923 |
| Caladero12:mes9 | -0.129926 | 0.607095 | -0.214 | 0.830537 |
| Caladero13:mes9 | 1.431336 | 0.626521 | 2.285 | 0.022340 * |
| Caladero14:mes9 | 0.819560 | 1.023265 | 0.801 | 0.423176 |
| Caladero2:mes10 | -0.095473 | 0.300679 | -0.318 | 0.750846 |



Caladero3:mes10 0.410889 0.356075 1.154 0.248528
Caladero4:mes10 -1.963988 0.543741 -3.612 0.000304 ***
Caladero5:mes10 -0.067188 0.338122 -0.199 0.842490
Caladero6:mes10 -1.314906 0.306084 -4.296 1.74e-05 **
Caladero7:mes10 -1.055748 0.290083 -3.639 0.000273 ***
Caladero8:mes10 -1.153533 0.286514 -4.026 5.68e-05 ***
Caladero9:mes10 -0.452959 0.298745 -1.516 0.129470
Caladero10:mes10 0.448145 0.480757 0.932 0.351254
Caladero11:mes10 -0.392443 0.536744 -0.731 0.464687
Caladero12:mes10 -1.762156 0.550009 -3.204 0.001356 **
Caladero13:mes10 0.146130 0.608213 0.240 0.810128
Caladero14:mes10 0.076715 0.771180 0.099 0.920759
Caladero2:mes11 0.471856 0.294376 1.603 0.108959
Caladero3:mes11 0.934156 0.369608 2.527 0.011492 *
Caladero4:mes11 -0.142620 0.416665 -0.342 0.732135
Caladero5:mes11 0.469615 0.331322 1.417 0.156370
Caladero6:mes11 -0.135394 0.296214 -0.457 0.647613
Caladero7:mes11 -0.163995 0.282001 -0.582 0.560876
Caladero8:mes11 -0.067877 0.282759 -0.240 0.810291
Caladero9:mes11 0.258109 0.296286 0.871 0.383675
Caladero10:mes11 0.370783 0.494885 0.749 0.453720
Caladero11:mes11 -0.490928 0.538311 -0.912 0.361783
Caladero12:mes11 -1.139939 0.544999 -2.092 0.036474 *
Caladero13:mes11 1.122928 0.588622 1.908 0.056430 .
Caladero14:mes11 0.465812 0.666747 0.699 0.484783
Caladero2:mes12 0.062013 0.285886 0.217 0.828275
Caladero3:mes12 1.604367 0.385491 4.162 3.16e-05 ***
Caladero4:mes12 -0.774180 0.437395 -1.770 0.076734 .
Caladero5:mes12 0.049725 0.312590 0.159 0.873611
Caladero6:mes12 0.012438 0.286587 0.043 0.965383
Caladero7:mes12 0.162495 0.270873 0.600 0.548579
Caladero8:mes12 0.388129 0.270505 1.435 0.151339
Caladero9:mes12 0.753646 0.285685 2.638 0.008340 **
Caladero10:mes12 0.511619 0.518101 0.987 0.323405
Caladero11:mes12 0.352638 0.563410 0.626 0.531382
Caladero12:mes12 -1.104688 0.610011 -1.811 0.070155 .
Caladero13:mes12 0.147476 0.618874 0.238 0.811652
Caladero14:mes12 0.406417 0.755472 0.538 0.590603

Signif. codes: 0 *** 0.001 ** 0.01 * 0.05 . 0.1 ' 1

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 2.550089)

Null deviance: 508440 on 91548 degrees of freedom

Residual deviance: 232854 on 91312 degrees of freedom

AIC: 345745

Number of Fisher Scoring iterations: 2



Tabla 5. Análisis de devianza del GLM de capturas positivas por caladeros. Se incluye la proporción de la devianza nula explicada por cada efecto (Null.Dev.Prop)

| | Df | Deviance | Resid. Df | Resid. Dev | Null.Dev.Prop |
|--------------|-----|----------|-----------|------------|---------------|
| NULL | | | 91548 | 508440 | 1.00 |
| Anio | 31 | 118139 | 91517 | 390301 | 0.77 |
| Caladero | 13 | 73448 | 91504 | 316853 | 0.62 |
| Mes | 11 | 49087 | 91493 | 267766 | 0.53 |
| Buque | 39 | 25701 | 91454 | 242065 | 0.48 |
| Caladero:mes | 142 | 9211 | 91312 | 232854 | 0.46 |

Finalmente, basado en el modelo 5, se ajustó un GLM mixto, en que los factores fijos fueron anio, caladero y mes y el factor aleatorio fue la interacción entre Caladero y mes:

$$\log(CCola) \sim \text{anio} + \text{Caladero} + \text{mes} + \text{buque} + \text{offset}(\log(ha)) + (1 | \text{mes}:\text{Caladero})$$

Los resultados del ajuste se presentan en la Tabla 6 y los residuales en la figura 3.

**Tabla. 6** Resultados principales de GLM mixto para el período 1979-2010.

Formula: log(CCola) ~ anio + Caladero + mes + buque + offset(log(ha))
+(1 | mes:Caladero)

Data: subset(data1, Caladero != 999)
AIC BIC logLik deviance REMLdev
346462 347376 -173134 345914 346268

Random effects:

| Groups | Name | Variance | Std.Dev. |
|--------------|-------------|----------|----------|
| mes:Caladero | (Intercept) | 0.2733 | 0.52278 |
| Residual | | 2.5503 | 1.59696 |

Number of obs: 91549, groups: mes:Caladero, 167

Fixed effects:

| | Estimate | Std. Error | t value |
|-------------|----------|------------|---------|
| (Intercept) | -0.20279 | 0.22595 | -0.90 |
| anio1980 | 0.16905 | 0.03589 | 4.71 |
| anio1981 | 0.03163 | 0.03579 | 0.88 |
| anio1982 | -0.37902 | 0.03947 | -9.60 |
| anio1983 | -0.14246 | 0.03786 | -3.76 |
| anio1984 | -0.83137 | 0.03884 | -21.40 |
| anio1985 | -0.91935 | 0.03954 | -23.25 |
| anio1986 | -1.11585 | 0.03754 | -29.72 |
| anio1987 | -1.24137 | 0.03915 | -31.71 |
| anio1988 | -1.32632 | 0.03831 | -34.62 |
| anio1989 | -1.33234 | 0.03946 | -33.77 |
| anio1990 | -1.40681 | 0.04105 | -34.27 |
| anio1991 | -0.83078 | 0.05306 | -15.66 |
| anio1992 | -0.64890 | 0.05673 | -11.44 |
| anio1993 | -1.45161 | 0.05552 | -26.15 |
| anio1994 | -1.64086 | 0.05202 | -31.54 |
| anio1995 | -1.22353 | 0.05630 | -21.73 |
| anio1996 | -0.98964 | 0.07476 | -13.24 |
| anio1997 | -0.16935 | 0.08184 | -2.07 |
| anio1998 | -0.55277 | 0.06307 | -8.76 |
| anio1999 | -0.31352 | 0.05958 | -5.26 |
| anio2000 | -0.43964 | 0.06465 | -6.80 |
| anio2001 | 0.87527 | 0.05895 | 14.85 |
| anio2002 | 1.62840 | 0.05757 | 28.29 |
| anio2003 | 1.43955 | 0.05733 | 25.11 |
| anio2004 | 0.97838 | 0.05287 | 18.51 |
| anio2005 | 0.71647 | 0.05416 | 13.23 |
| anio2006 | 0.89045 | 0.05523 | 16.12 |
| anio2007 | 0.66845 | 0.05761 | 11.60 |
| anio2008 | 1.15274 | 0.05687 | 20.27 |
| anio2009 | 1.06395 | 0.05693 | 18.69 |
| anio2010 | 0.85244 | 0.05689 | 14.98 |
| Caladero2 | -0.01507 | 0.22410 | -0.07 |
| Caladero3 | -0.41464 | 0.23547 | -1.76 |
| Caladero4 | -0.51972 | 0.23366 | -2.22 |
| Caladero5 | -0.38047 | 0.22674 | -1.68 |
| Caladero6 | -1.12645 | 0.22654 | -4.97 |
| Caladero7 | -1.25323 | 0.22545 | -5.56 |
| Caladero8 | -1.17974 | 0.22573 | -5.23 |
| Caladero9 | -1.03694 | 0.22650 | -4.58 |
| Caladero10 | 0.57886 | 0.23321 | 2.48 |
| Caladero11 | 0.65202 | 0.23951 | 2.72 |
| Caladero12 | 0.57550 | 0.23481 | 2.45 |
| Caladero13 | 0.44361 | 0.23780 | 1.87 |



| | | | |
|--------------|----------|---------|--------|
| Caladero14 | 0.59822 | 0.25278 | 2.37 |
| mes2 | 0.08260 | 0.21741 | 0.38 |
| mes3 | 0.07987 | 0.21279 | 0.38 |
| mes4 | 0.32311 | 0.21082 | 1.53 |
| mes5 | 0.43923 | 0.21199 | 2.07 |
| mes6 | 0.94260 | 0.21350 | 4.41 |
| mes7 | 1.12698 | 0.21310 | 5.29 |
| mes8 | 0.76502 | 0.22499 | 3.40 |
| mes9 | 0.30613 | 0.21833 | 1.40 |
| mes10 | -0.46379 | 0.21478 | -2.16 |
| mes11 | -0.41186 | 0.21291 | -1.93 |
| mes12 | -0.27188 | 0.21613 | -1.26 |
| bueque3 | 0.45027 | 0.03991 | 11.28 |
| bueque4 | -0.98275 | 0.03414 | -28.79 |
| bueque5 | -0.47637 | 0.04023 | -11.84 |
| bueque6 | 0.26512 | 0.03493 | 7.59 |
| bueque7 | -0.63513 | 0.03297 | -19.26 |
| bueque8 | -0.97455 | 0.03396 | -28.69 |
| bueque9 | 0.70385 | 0.03597 | 19.57 |
| bueque10 | -0.85632 | 0.06029 | -14.20 |
| bueque11 | -0.45776 | 0.05474 | -8.36 |
| bueque12 | 0.27390 | 0.04879 | 5.61 |
| bueque13 | -0.37098 | 0.04962 | -7.48 |
| bueque14 | -1.05468 | 0.05937 | -17.76 |
| bueque15 | 0.55842 | 0.04221 | 13.23 |
| bueque16 | -0.06047 | 0.05685 | -1.06 |
| bueque17 | 0.53152 | 0.04393 | 12.10 |
| bueque32 | -1.34324 | 0.07519 | -17.87 |
| bueque33 | -0.59070 | 0.08654 | -6.83 |
| bueque36 | -1.11194 | 0.05922 | -18.78 |
| bueque37 | -0.68175 | 0.05853 | -11.65 |
| bueque38 | 1.26984 | 0.10199 | 12.45 |
| bueque39 | -0.79827 | 0.09545 | -8.36 |
| bueque40 | -1.39475 | 0.06165 | -22.62 |
| bueque41 | -0.36716 | 0.05632 | -6.52 |
| bueque42 | -0.03698 | 0.05481 | -0.67 |
| bueque43 | -0.24823 | 0.05698 | -4.36 |
| bueque180 | 0.18958 | 0.05833 | 3.25 |
| bueque200 | -0.19633 | 0.06914 | -2.84 |
| bueque300659 | 0.70938 | 0.09099 | 7.80 |
| bueque301004 | -1.17246 | 1.60015 | -0.73 |
| bueque301006 | 0.61227 | 0.10369 | 5.91 |

Los residuales del modelo GLMM siguieron la distribución normal (Figura 3).

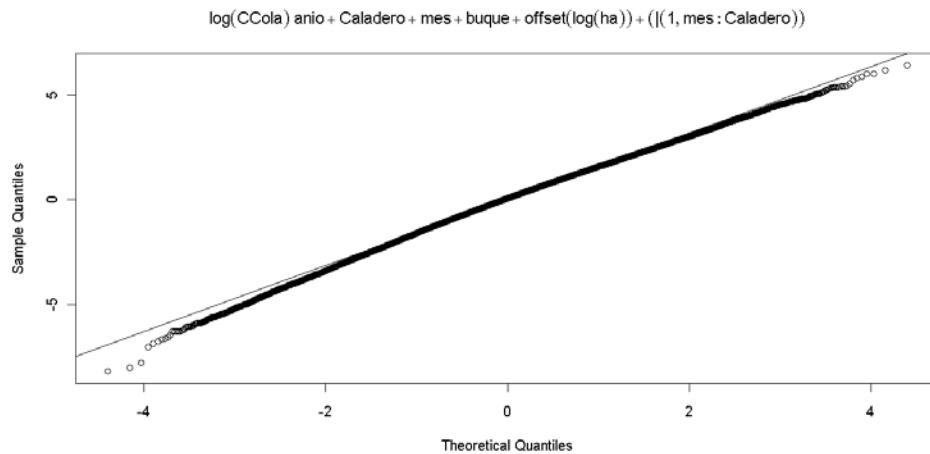


Figura 3. Análisis de residuales del modelo GLMM de capturas positivas con caladeros de pesca.

La tendencia histórica del efecto anual se presenta en la figura 4 y muestra que el último 2010 disminuyó con respecto al año 2009, manteniéndose la tendencia general decreciente observada desde el año 2002.

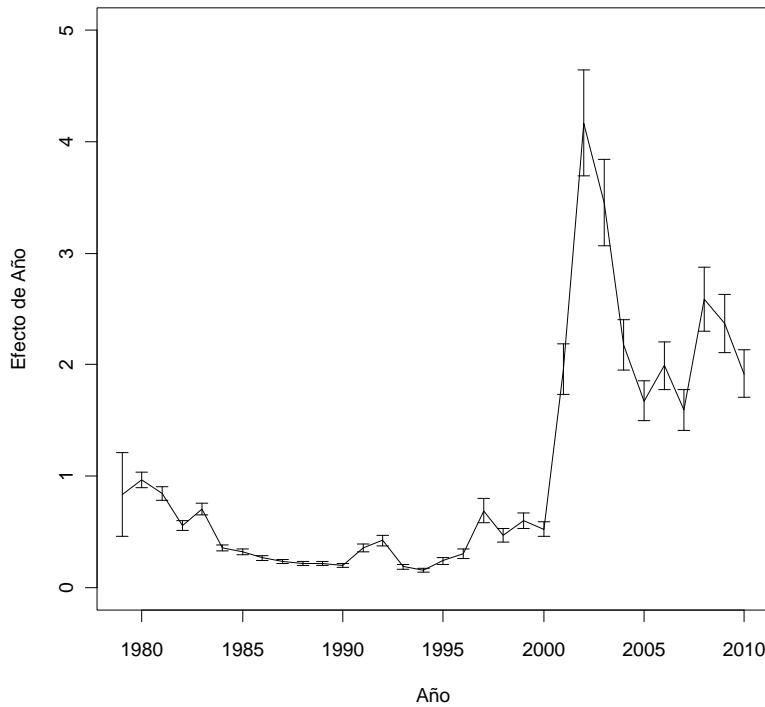


Figura 4. Efecto anual en el GLMM modelo de capturas positivas con bandas de confianza al 95%.



1.2. Modelo binomial de probabilidad de capturas positivas.

Se ajustaron los siguientes modelos GLM:

```
Bglm1<-glm(respuesta~año+Buque,family = binomial(link=logit))  
Bglm2<-glm(respuesta~año+Cala+Buque,family = binomial(link=logit))  
Bglm3<-glm(respuesta~año+Cala+Mes+Buque,family = binomial(link=logit))  
Bglm4<-glm(respuesta~año+Mes+Cala+Buque+año:Cala,family = binomial(link=logit))  
Bglm5<-glm(respuesta~año+Mes+Cala+Buque+Mes:Cala,family = binomial(link=logit))
```

El mejor modelo fue el Bglm4, ya que este tuvo el menor AIC (Tabla 7).

Tabla 7. Modelo GLM de la probabilidad de lances positivos y AIC.

| | Df | AIC |
|--------------|------------|-----------------|
| Bglm1 | 71 | 75564.51 |
| Bglm2 | 84 | 65070.30 |
| Bglm3 | 95 | 61633.42 |
| Bglm4 | 439 | 53699.76 |
| Bglm5 | 238 | 54906.36 |

Debido a que el Bglm4 contiene la interacción entre año y caladero, finalmente se ajustó el siguiente modelo GLMM:

$$\text{respuesta2} \sim \text{año} + \text{Cala} + \text{Mes} + \text{Buque} + (1 | \text{año}:\text{Cala})$$

donde año, caladero, mes y buque fueron los factores fijos; y la interacción entre año y caladero el factor aleatorio (Tabla 8):



Tabla 8. Resultados del GLMM de la probabilidad de éxito

| Generalized linear mixed model fit by the Laplace approximation | | | | | |
|---|-------------|------------|----------|--------------|--|
| Formula: respuesta2 ~ año + Cala + Mes + Buque + (1 año:Cala) | | | | | |
| AIC | BIC | logLik | deviance | | |
| 45377 | 46072 | -22593 | 45185 | | |
| Random effects: | | | | | |
| Groups | Name | Variance | Std.Dev. | | |
| año:Cala | (Intercept) | 1.0514 | 1.0254 | | |
| Number of obs: 10256, groups: año:Cala, 389 | | | | | |
| Fixed effects: | | | | | |
| | Estimate | Std. Error | z value | Pr(> z) | |
| (Intercept) | 1.29485 | 0.48323 | 2.68 | 0.007371 ** | |
| año1980 | -0.81123 | 0.50058 | -1.62 | 0.105106 * | |
| año1981 | -1.27008 | 0.49397 | -2.57 | 0.010136 * | |
| año1982 | -1.00519 | 0.49325 | -2.04 | 0.041560 * | |
| año1983 | -1.50341 | 0.49357 | -3.05 | 0.002319 ** | |
| año1984 | -0.66091 | 0.49237 | -1.34 | 0.179497 | |
| año1985 | -1.01670 | 0.49270 | -2.06 | 0.039061 * | |
| año1986 | -1.21907 | 0.49990 | -2.44 | 0.014743 * | |
| año1987 | -0.94087 | 0.49630 | -1.90 | 0.057993 . | |
| año1988 | -0.85839 | 0.47498 | -1.81 | 0.070726 . | |
| año1989 | -1.26106 | 0.47418 | -2.66 | 0.007826 ** | |
| año1990 | -0.98790 | 0.47309 | -2.09 | 0.036780 * | |
| año1991 | -1.29517 | 0.47451 | -2.73 | 0.006343 ** | |
| año1992 | -0.77139 | 0.47691 | -1.62 | 0.105774 | |
| año1993 | -1.26670 | 0.48181 | -2.63 | 0.008562 ** | |
| año1994 | -1.19733 | 0.47488 | -2.52 | 0.011692 * | |
| año1995 | -1.47973 | 0.47417 | -3.12 | 0.001804 ** | |
| año1996 | -0.63747 | 0.49098 | -1.30 | 0.194160 | |
| año1997 | -0.30827 | 0.48362 | -0.64 | 0.523855 | |
| año1998 | -2.07010 | 0.47371 | -4.37 | 1.24e-05 *** | |
| año1999 | -2.22619 | 0.46821 | -4.75 | 1.99e-06 *** | |
| año2000 | -2.66521 | 0.47179 | -5.65 | 1.61e-08 *** | |
| año2001 | -3.05119 | 0.46991 | -6.49 | 8.41e-11 *** | |
| año2002 | -3.79734 | 0.46419 | -8.18 | 2.82e-16 *** | |
| año2003 | -3.81448 | 0.46625 | -8.18 | 2.81e-16 *** | |
| año2004 | -4.02138 | 0.45766 | -8.79 | < 2e-16 *** | |
| año2005 | -4.83830 | 0.45768 | -10.57 | < 2e-16 *** | |
| año2006 | -3.91343 | 0.45674 | -8.57 | < 2e-16 *** | |
| año2007 | -4.06390 | 0.45945 | -8.85 | < 2e-16 *** | |
| año2008 | -4.86902 | 0.46242 | -10.53 | < 2e-16 *** | |
| año2009 | -4.62237 | 0.45904 | -10.07 | < 2e-16 *** | |
| año2010 | -3.70577 | 0.45722 | -8.11 | 5.27e-16 *** | |
| Cala2 | 0.08605 | 0.41899 | 0.21 | 0.837273 | |
| Cala3 | -1.27412 | 0.44606 | -2.86 | 0.004285 ** | |
| Cala4 | 0.24658 | 0.39969 | 0.62 | 0.537285 | |
| Cala5 | -0.55215 | 0.38681 | -1.43 | 0.153453 | |
| Cala6 | -2.28849 | 0.37071 | -6.17 | 6.69e-10 *** | |
| Cala7 | -2.65436 | 0.36863 | -7.20 | 6.00e-13 *** | |
| Cala8 | -2.39567 | 0.36874 | -6.50 | 8.20e-11 *** | |
| Cala9 | -2.30747 | 0.36950 | -6.24 | 4.24e-10 *** | |
| Cala10 | 0.04503 | 0.37355 | 0.12 | 0.904052 | |
| Cala11 | -0.82847 | 0.37704 | -2.20 | 0.027997 * | |
| Cala12 | -1.04363 | 0.37168 | -2.81 | 0.004987 ** | |
| Cala13 | -1.23609 | 0.37117 | -3.33 | 0.000868 *** | |
| Cala14 | -0.88792 | 0.38329 | -2.32 | 0.020529 * | |
| Mes2 | 0.17165 | 0.04651 | 3.69 | 0.000224 *** | |
| Mes3 | 0.12885 | 0.04447 | 2.90 | 0.003759 ** | |



| | | | |
|-------------|----------|----------|--------------------|
| Mes4 | -0.40590 | 0.04336 | -9.36 < 2e-16 *** |
| Mes5 | -1.16667 | 0.04434 | -26.31 < 2e-16 *** |
| Mes6 | -1.20687 | 0.04468 | -27.01 < 2e-16 *** |
| Mes7 | -0.95528 | 0.04354 | -21.94 < 2e-16 *** |
| Mes8 | -0.73387 | 0.04470 | -16.42 < 2e-16 *** |
| Mes9 | -0.07637 | 0.04232 | -1.80 0.071190 . |
| Mes10 | 0.35278 | 0.04476 | 7.88 3.23e-15 *** |
| Mes11 | 0.02124 | 0.04496 | 0.47 0.636569 |
| Mes12 | -0.36130 | 0.04984 | -7.25 4.20e-13 *** |
| Buque3 | 0.70963 | 0.07373 | 9.63 < 2e-16 *** |
| Buque4 | 1.28456 | 0.06641 | 19.34 < 2e-16 *** |
| Buque5 | 1.09759 | 0.07433 | 14.77 < 2e-16 *** |
| Buque6 | -0.04949 | 0.07554 | -0.66 0.512332 |
| Buque7 | 0.90282 | 0.06677 | 13.52 < 2e-16 *** |
| Buque8 | 1.13300 | 0.06687 | 16.94 < 2e-16 *** |
| Buque9 | 0.58650 | 0.06834 | 8.58 < 2e-16 *** |
| Buque10 | 2.41267 | 0.09100 | 26.51 < 2e-16 *** |
| Buque11 | 1.04655 | 0.09103 | 11.50 < 2e-16 *** |
| Buque12 | 1.85971 | 0.07598 | 24.48 < 2e-16 *** |
| Buque13 | 2.67721 | 0.07501 | 35.69 < 2e-16 *** |
| Buque14 | 1.22579 | 0.08725 | 14.05 < 2e-16 *** |
| Buque15 | 0.06613 | 0.09209 | 0.72 0.472722 |
| Buque16 | 1.26311 | 0.08965 | 14.09 < 2e-16 *** |
| Buque17 | 0.96058 | 0.07572 | 12.69 < 2e-16 *** |
| Buque32 | 4.66641 | 0.09145 | 51.03 < 2e-16 *** |
| Buque33 | 4.60229 | 0.09780 | 47.06 < 2e-16 *** |
| Buque36 | 4.36232 | 0.08954 | 48.72 < 2e-16 *** |
| Buque37 | 4.09713 | 0.08860 | 46.24 < 2e-16 *** |
| Buque38 | 2.63554 | 0.15533 | 16.97 < 2e-16 *** |
| Buque39 | 4.56932 | 0.10387 | 43.99 < 2e-16 *** |
| Buque40 | 3.94543 | 0.08922 | 44.22 < 2e-16 *** |
| Buque41 | 4.08466 | 0.08802 | 46.41 < 2e-16 *** |
| Buque42 | 3.94113 | 0.08994 | 43.82 < 2e-16 *** |
| Buque43 | 4.34441 | 0.09064 | 47.93 < 2e-16 *** |
| Buque180 | 3.67784 | 0.10571 | 34.79 < 2e-16 *** |
| Buque200 | 3.20430 | 0.12943 | 24.76 < 2e-16 *** |
| Buque300659 | 3.32904 | 0.12861 | 25.88 < 2e-16 *** |
| Buque301004 | 16.77312 | 56.96077 | 0.29 0.768400 |
| Buque301006 | 4.05550 | 0.13975 | 29.02 < 2e-16 *** |
| Buque301007 | 4.78358 | 0.19806 | 24.15 < 2e-16 *** |
| Buque301017 | 3.39627 | 0.12696 | 26.75 < 2e-16 *** |
| Buque301020 | 3.73861 | 0.12388 | 30.18 < 2e-16 *** |
| Buque301021 | 4.01903 | 0.12087 | 33.25 < 2e-16 *** |
| Buque301215 | 3.10684 | 0.13502 | 23.01 < 2e-16 *** |
| Buque940251 | 3.99034 | 0.20958 | 19.04 < 2e-16 *** |
| Buque940265 | 3.31052 | 0.11401 | 29.04 < 2e-16 *** |
| Buque940392 | 2.77165 | 0.11519 | 24.06 < 2e-16 *** |
| Buque940857 | 2.86013 | 0.13024 | 21.96 < 2e-16 *** |

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

La probabilidad de pescar merluza de cola estimada por el modelo fluctuó alrededor de 0.35 hasta el año 2000, y luego desde el 2002 en adelante presentó valores relativamente estable en torno a 0.9 (Figura 5).

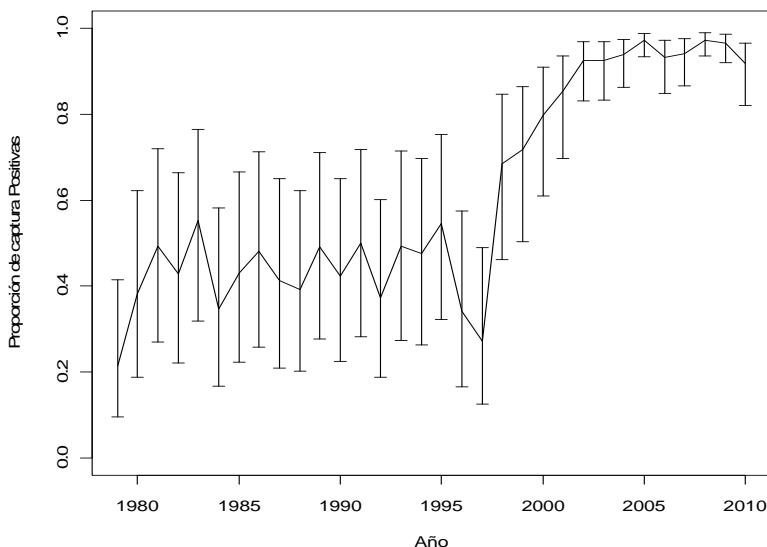


Figura 5. Proporción de lances positivos de merluza de cola estimados y su intervalo de confianza al 95%.

1.3. Índice de abundancia relativa en el área total para el período 1979-2010.

El índice de abundancia relativa final debe ser interpretado con cuidado, ya que incorpora períodos en que se han producido cambios notables en la intencionalidad de pesca, de hecho sólo desde el 2002 se puede decir que realmente la flota ha estado pescando merluza de cola en forma intencional (Figura 6). El índice abundancia relativa fue similar a los índices de abundancia estimados en las evaluaciones de stock de 2009 y 2010 (Figura 7).

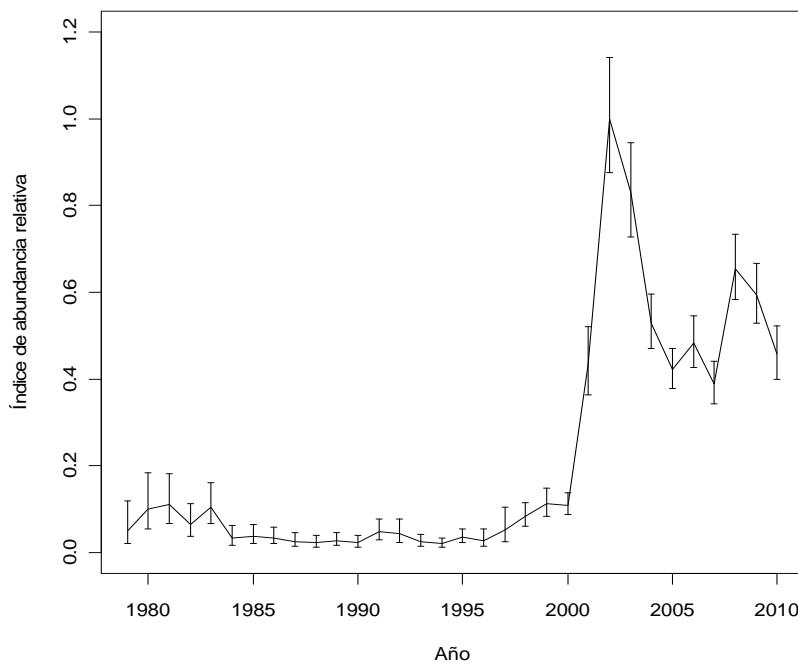


Figura. 6. Índice de abundancia para el área total, con intervalos de confianza al 95%.

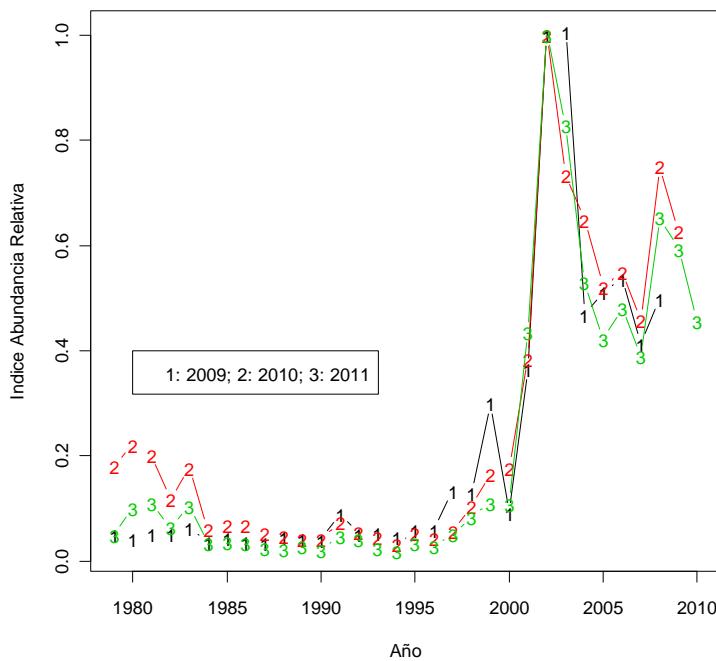


Figura. 7. Comparación entre el índice de abundancia relativa y los índices estimados en la evaluación del 2010 y del 2009 (todos estimados para el área total).

Al comparar el índice con las biomasas estimadas por el método acústico se encontró que desde el año 2002 en adelante las tendencias que muestran ambos índices de abundancia son consistentes (Figura 8) y que se ajustan bien a una relación lineal por el origen, excepto el año 2008 que se encuentra fuera del intervalo de confianza al 95% (Figura 9).

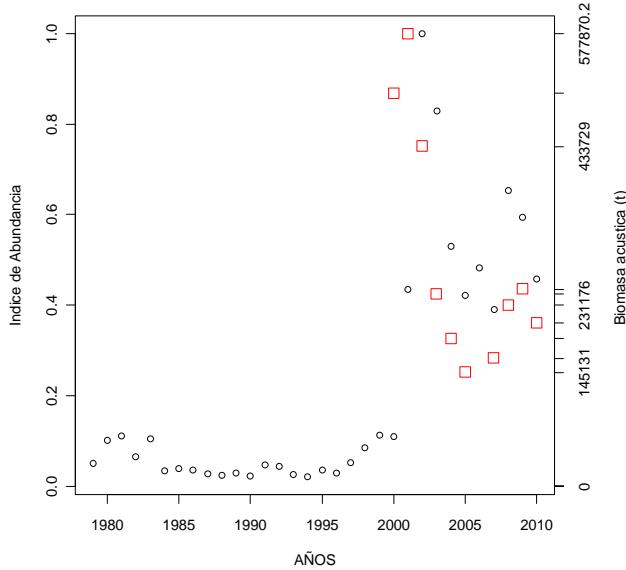


Figura 8. Índice de abundancia para el área total (círculos) y biomasa estimada por el método hidroacústico (cuadrados).

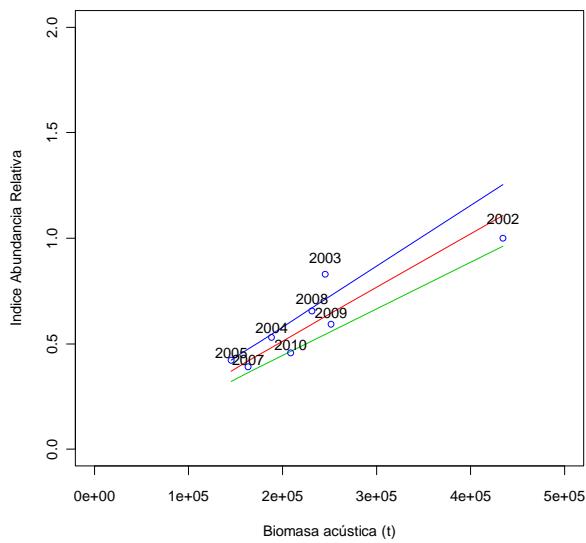


Figura 9. Regresión por el origen entre la biomasa acústica y el índice abundancia para el área total (círculos), se presenta la línea de la regresión con sus intervalos de confianza al 95%.



2. Índice de abundancia en el área total período 2002-2010.

2.1 Modelo de capturas positivas por caladeros

Se ajustaron los siguientes modelos GLM:

```
modelo1<-glm(log(CCola)~anio+Caladero+buque+offset(log(ha)),family=gaussian)
modelo2<-glm(log(CCola)~anio+mes+buque+offset(log(ha)),family=gaussian)
modelo3<-glm(log(CCola)~anio+Caladero+mes+buque+offset(log(ha)),family=gaussian)
modelo4<-glm(log(CCola)~anio+Caladero+mes:Caladero+buque+offset(log(ha)),family=gaussian)
modelo5<-glm(log(CCola)~anio+Caladero+mes+mes:Caladero+buque+offset(log(ha)),family=gaussian)
modelo6<-glm(log(CCola)~anio+mes:Caladero+buque+offset(log(ha)),family=gaussian)
modelo7<-glm(log(CCola)~anio+Caladero+mes+anio:Caladero+buque+offset(log(ha)),family=gaussian)
```

Se seleccionó como el mejor modelo al modelo5 por valor de AIC y por que incluye los efectos de Caladero y mes simultáneamente con la interacción mes y Caladero (Tabla 9).

Tabla 9. AIC para diferentes modelos GLM ajustados para el período 2002-2010.

| | df | AIC |
|----------------|------------|-----------------|
| modelo1 | 45 | 107689.88 |
| modelo2 | 43 | 104411.05 |
| modelo3 | 56 | 103093.58 |
| modelo4 | 188 | 99602.58 |
| modelo5 | 188 | 99602.58 |
| modelo6 | 188 | 99602.58 |
| modelo7 | 159 | 102127.97 |

Debido a que el modelo5 incluyó la interacción mes:Caladero, se ajustó el siguiente modelo GLM mixto:

$\text{log}(CCola) \sim \text{anio} + \text{Caladero} + \text{mes} + \text{buque} + \text{offset}(\text{log}(\text{ha})) + (1 | \text{mes} : \text{Caladero}), \text{family} = \text{gaussian}$

donde los efectos fijos fueron anio, Caladero, mes, buque y el efecto aleatorio la interacción entre mes y caladero (Tabla 10 y Figura 10).

**Tabla 10.** Resultados del GLMM por caladero para el período 2002-2010.

Linear mixed model fit by REML
Formula: log(CCola) ~ anio + Caladero + mes + buque + offset(log(ha)) +(1 |
mes:Caladero)
Data: subset(data1, Caladero != 999)
AIC BIC logLik deviance REMLdev
100090 100558 -49988 99838 99976
Random effects:
Groups Name Variance Std.Dev.
mes:Caladero (Intercept) 0.59702 0.77267
Residual 2.22471 1.49154
Number of obs: 27330, groups: mes:Caladero, 157

Fixed effects:
Estimate Std. Error t value
(Intercept) 0.92774 0.33559 2.765
anio2003 -0.06786 0.04717 -1.439
anio2004 -0.80831 0.04315 -18.733
anio2005 -1.00648 0.04550 -22.121
anio2006 -0.75906 0.04664 -16.274
anio2007 -0.90049 0.04980 -18.081
anio2008 -0.37338 0.04915 -7.597
anio2009 -0.47629 0.04938 -9.646
anio2010 -0.77828 0.04933 -15.778
Caladero2 -0.06557 0.32261 -0.203
Caladero3 -0.49079 0.33027 -1.486
Caladero4 -0.54092 0.32965 -1.641
Caladero5 -0.52451 0.32439 -1.617
Caladero6 -0.93342 0.32517 -2.871
Caladero7 -1.56287 0.32495 -4.810
Caladero8 -1.54955 0.32878 -4.713
Caladero9 -1.44853 0.33002 -4.389
Caladero10 -0.63650 0.36190 -1.759
Caladero11 -0.40526 0.37629 -1.077
Caladero12 -0.49291 0.37382 -1.319
Caladero13 -0.38980 0.36185 -1.077
Caladero14 -0.03902 0.37598 -0.104
mes2 0.86228 0.34037 2.533
mes3 0.86850 0.33079 2.626
mes4 0.80032 0.32390 2.471
mes5 0.95859 0.32429 2.956
mes6 1.34473 0.32589 4.126
mes7 1.57092 0.34937 4.496
mes8 1.46379 0.36326 4.030
mes9 0.68172 0.34316 1.987
mes10 -0.10950 0.32702 -0.335
mes11 -0.12293 0.32533 -0.378
mes12 -0.40070 0.33300 -1.203
buque17 0.23920 0.06526 3.665
buque36 -0.42321 0.08701 -4.864
buque37 -0.30708 0.08137 -3.774
buque38 1.63198 0.11377 14.344
buque40 -0.08217 0.10048 -0.818
buque41 -0.28731 0.07372 -3.897
buque42 -0.09366 0.06953 -1.347
buque43 -0.01459 0.07254 -0.201

| | | | |
|-------------|----------|---------|--------|
| buque180 | 0.08587 | 0.07169 | 1.198 |
| buque200 | 0.13895 | 0.07412 | 1.875 |
| buque300659 | 0.85610 | 0.09953 | 8.602 |
| buque301004 | -1.17491 | 1.49519 | -0.786 |
| buque301006 | 0.71651 | 0.10854 | 6.602 |
| buque301007 | 0.72968 | 0.21254 | 3.433 |
| buque301017 | 0.89195 | 0.09455 | 9.434 |
| buque301020 | 0.25189 | 0.09377 | 2.686 |
| buque301021 | 0.91233 | 0.09160 | 9.960 |
| buque301215 | 0.77762 | 0.10095 | 7.703 |
| buque940251 | -0.22339 | 0.16777 | -1.331 |
| buque940265 | 1.10126 | 0.06930 | 15.891 |
| buque940392 | 0.20498 | 0.06684 | 3.067 |
| buque940857 | 0.56770 | 0.07759 | 7.317 |

Los residuales del modelo tuvieron una distribución normal (Figura 10).

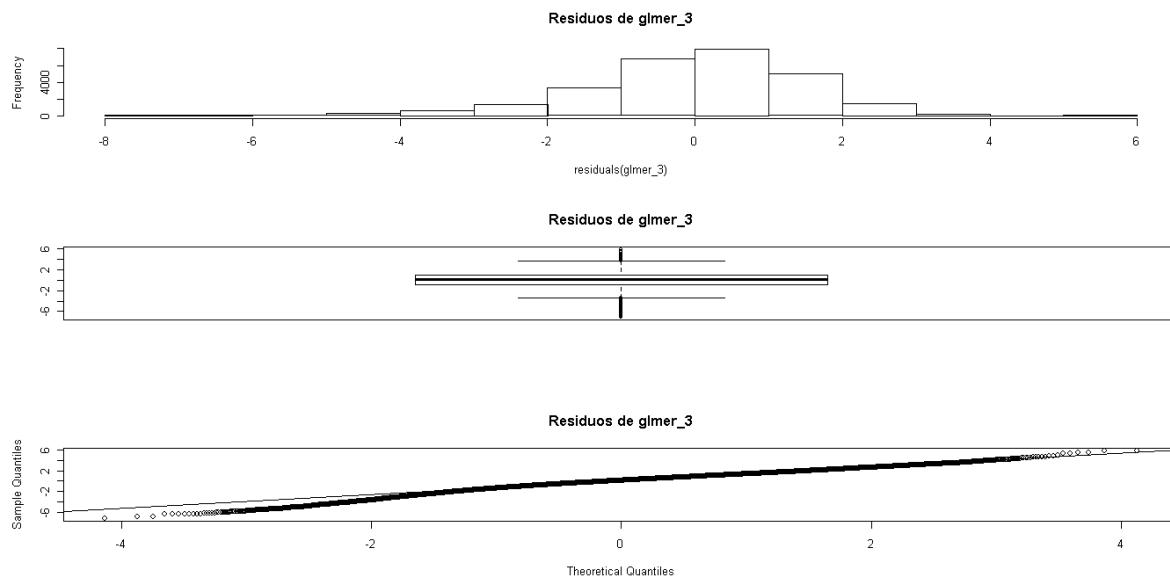


Figura 10. Distribución de los residuales del modelo GLMM de capturas positivas del área total del período 2002-2010.

El efecto anual tuvo una tendencia decreciente, pero con un amplio intervalo de confianza al 95% en el primer año (Figura 11).

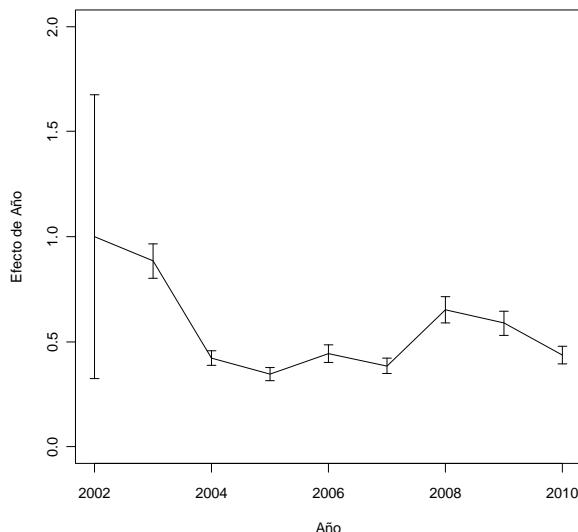


Figura 11. Efecto anual del GLM de capturas positivas del período 2002-2010. Se muestran los intervalos de confianza al 95%.

2.2 Modelo de probabilidad de capturas positivas.

Se ajustaron los siguientes modelos GLM:

```
Bglm1<-glm(respuesta~año+Buque,family = binomial(link=logit))  
Bglm2<-glm(respuesta~año+Cala+Buque,family = binomial(link=logit))  
Bglm3<-glm(respuesta~año+Cala+Mes+Buque,family = binomial(link=logit))  
Bglm4<-glm(respuesta~año+Mes+Cala+Buque+año:Cala,family = binomial(link=logit))  
Bglm5<-glm(respuesta~año+Mes+Cala+Buque+Mes:Cala,family = binomial(link=logit))
```

De estos el mejor modelo fue el modelo 5 (Tabla 11), el cual tuvo el menor AIC.

Tabla 11. AIC de los modelos GLM de probabilidad de éxito de captura para el período 2002-2010.

| | Df | AIC |
|--------------|------------|-----------------|
| Bglm1 | 31 | 18448.46 |
| Bglm2 | 44 | 16788.93 |
| Bglm3 | 55 | 15792.76 |
| Bglm4 | 159 | 14228.76 |
| Bglm5 | 188 | 12857.88 |

Basado en este modelo se ajustó el siguiente modelo GLMM:



respuesta2 ~ año + Cala + Mes + Buque + (1 | Mes:Cala)

donde los efectos fijos fueron año, Cala (caladero) Mes y Buque, y el efecto aleatorio fue la interacción entre mes y caladero.

La probabilidad de lances exitosos fue alrededor de 0.9 entre 2002 y 2010 (Tabla 12 y Figura 12).

Tabla 12. Resultados de los modelos GLMM de la probabilidad de éxito de captura durante el período 2002-2010.

| | | | | | |
|---|----------|---------|--------|----------|-----|
| Generalized linear mixed model fit by the Laplace approximation | | | | | |
| Formula: respuesta2 ~ año + Cala + Mes + Buque + (1 Mes:Cala) | | | | | |
| AIC BIC logLik deviance | | | | | |
| 10787 11124 -5338 10675 | | | | | |
| Random effects: | | | | | |
| Groups Name Variance Std.Dev. | | | | | |
| Mes:Cala (Intercept) 1.051 1.0252 | | | | | |
| Number of obs: 3036, groups: Mes:Cala, 158 | | | | | |
| Fixed effects: | | | | | |
| Estimate Std. Error z value Pr(> z) | | | | | |
| (Intercept) | 2.10790 | 0.44100 | 4.780 | 1.75e-06 | *** |
| año2003 | -0.11475 | 0.08629 | -1.330 | 0.183571 | |
| año2004 | -0.08109 | 0.08026 | -1.010 | 0.312306 | |
| año2005 | -0.58710 | 0.08852 | -6.632 | 3.31e-11 | *** |
| año2006 | 0.68914 | 0.08283 | 8.320 | < 2e-16 | *** |
| año2007 | 0.46111 | 0.08704 | 5.298 | 1.17e-07 | *** |
| año2008 | -0.35586 | 0.09531 | -3.734 | 0.000189 | *** |
| año2009 | 0.05500 | 0.08918 | 0.617 | 0.537443 | |
| año2010 | 0.79146 | 0.08687 | 9.111 | < 2e-16 | *** |
| Cala2 | -0.14559 | 0.42587 | -0.342 | 0.732444 | |
| Cala3 | -1.77790 | 0.44699 | -3.978 | 6.96e-05 | *** |
| Cala4 | -0.25315 | 0.43286 | -0.585 | 0.558659 | |
| Cala5 | -1.22790 | 0.43322 | -2.834 | 0.004592 | ** |
| Cala6 | -2.05055 | 0.43814 | -4.680 | 2.87e-06 | *** |
| Cala7 | -2.13041 | 0.43431 | -4.905 | 9.33e-07 | *** |
| Cala8 | -1.98770 | 0.43732 | -4.545 | 5.49e-06 | *** |
| Cala9 | -1.85933 | 0.44023 | -4.224 | 2.41e-05 | *** |
| Cala10 | -0.26446 | 0.47394 | -0.558 | 0.576852 | |
| Cala11 | -0.64181 | 0.49484 | -1.297 | 0.194634 | |
| Cala12 | -1.35702 | 0.48584 | -2.793 | 0.005220 | ** |
| Cala13 | -1.40229 | 0.48184 | -2.910 | 0.003611 | ** |
| Cala14 | -2.07925 | 0.50999 | -4.077 | 4.56e-05 | *** |
| Mes2 | -0.77848 | 0.42818 | -1.818 | 0.069043 | . |
| Mes3 | -1.12761 | 0.41585 | -2.712 | 0.006696 | ** |
| Mes4 | -1.67427 | 0.40797 | -4.104 | 4.06e-05 | *** |
| Mes5 | -1.78426 | 0.40809 | -4.372 | 1.23e-05 | *** |
| Mes6 | -2.56808 | 0.41613 | -6.171 | 6.77e-10 | *** |
| Mes7 | -2.33395 | 0.46111 | -5.062 | 4.16e-07 | *** |
| Mes8 | -2.39825 | 0.47208 | -5.080 | 3.77e-07 | *** |
| Mes9 | -1.37483 | 0.43741 | -3.143 | 0.001671 | ** |
| Mes10 | -0.95981 | 0.41085 | -2.336 | 0.019483 | * |
| Mes11 | -0.79822 | 0.40783 | -1.957 | 0.050319 | . |
| Mes12 | -0.63229 | 0.41401 | -1.527 | 0.126701 | |
| Buque17 | -1.29875 | 0.14263 | -9.106 | < 2e-16 | *** |
| Buque36 | 1.31596 | 0.17952 | 7.331 | 2.29e-13 | *** |
| Buque37 | -0.35339 | 0.19269 | -1.834 | 0.066661 | . |
| Buque38 | -1.58697 | 0.22184 | -7.154 | 8.44e-13 | *** |

| | | | | |
|-------------|----------|-----------|--------|--------------|
| Buque40 | 1.35149 | 0.19770 | 6.836 | 8.13e-12 *** |
| Buque41 | -0.07967 | 0.15927 | -0.500 | 0.616909 |
| Buque42 | -1.06361 | 0.15918 | -6.682 | 2.36e-11 *** |
| Buque43 | -0.59602 | 0.15606 | -3.819 | 0.000134 *** |
| Buque180 | -0.99092 | 0.16045 | -6.176 | 6.58e-10 *** |
| Buque200 | -0.19587 | 0.16070 | -1.219 | 0.222903 |
| Buque300659 | -0.90864 | 0.17867 | -5.086 | 3.66e-07 *** |
| Buque301004 | 14.50215 | 251.11364 | 0.058 | 0.953947 |
| Buque301006 | -0.29397 | 0.18298 | -1.607 | 0.108137 |
| Buque301007 | 0.66936 | 0.24587 | 2.722 | 0.006480 ** |
| Buque301017 | -0.89516 | 0.17570 | -5.095 | 3.49e-07 *** |
| Buque301020 | -0.67616 | 0.17376 | -3.891 | 9.97e-05 *** |
| Buque301021 | -0.47675 | 0.17073 | -2.792 | 0.005232 ** |
| Buque301215 | -1.21501 | 0.18358 | -6.618 | 3.63e-11 *** |
| Buque940251 | -0.27099 | 0.23681 | -1.144 | 0.252499 |
| Buque940265 | -0.12397 | 0.14394 | -0.861 | 0.389116 |
| Buque940392 | -0.69612 | 0.14598 | -4.769 | 1.85e-06 *** |
| Buque940857 | -0.16182 | 0.15752 | -1.027 | 0.304298 |

Signif. codes: 0***, 0.001 **, 0.01 *, 0.05 ., 0.1 ‘‘ 1

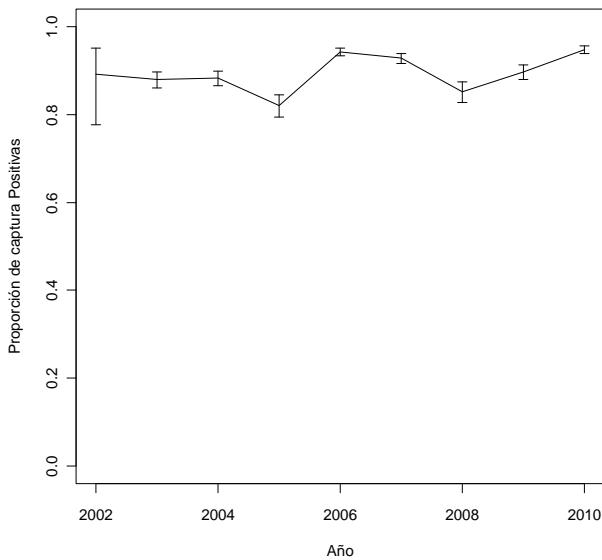


Figura 12. Probabilidad de lances positivos estimados por GLMM para el período 2002-2010. Se muestran los intervalos de confianza al 95%.

2.3. Índice de abundancia relativa en el área total 2002-2010.

El índice tuvo una tendencia decreciente entre el 2002 y 2010, sin embargo el intervalo de confianza al 95% del año 2002 fue muy amplio e incluyó los intervalos de los otros años (Figura 13).

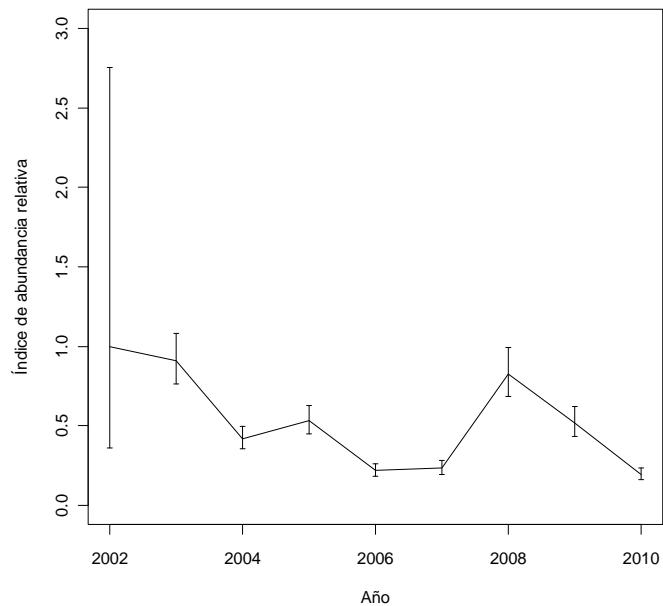


Figura 13. Índice de abundancia relativa para el 2002-2010. Se muestran los intervalos de confianza.

En relación a los índices de abundancia estimados en las evaluaciones de años anteriores, el índice presentó menores valores para los años 2006 y 2007 (Figura 14)

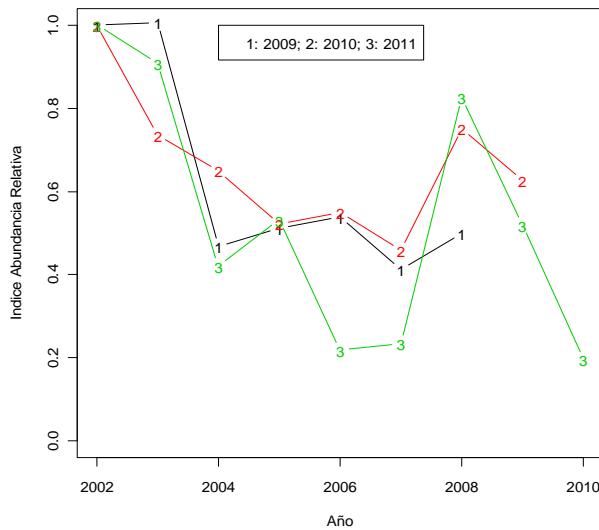


Figura 14. Índice de abundancia relativa para el 2002-2010 comparado con los índices estimados en las evaluaciones de stock pasadas, estos últimos incluyeron datos desde 1979.

El índice de abundancia presentó una tendencia similar a la biomasa acústica (Figura 15).

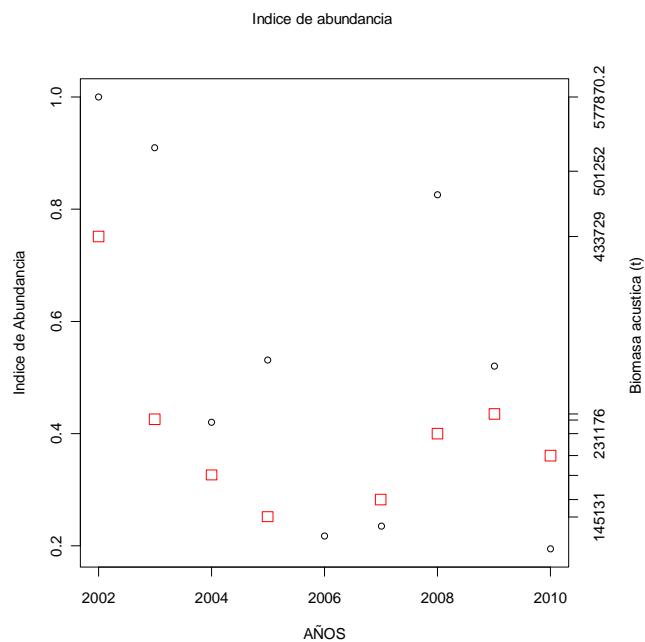


Figura. 15. Índice de abundancia relativa para el 2002-2010 y biomassas estimadas por acústicas (cuadrados).

La relación lineal entre el índice y la biomasa acústica con intercepto igual a cero, presentó 5 de 7 años fuera el intervalo de confianza al 95% (Figura 16).

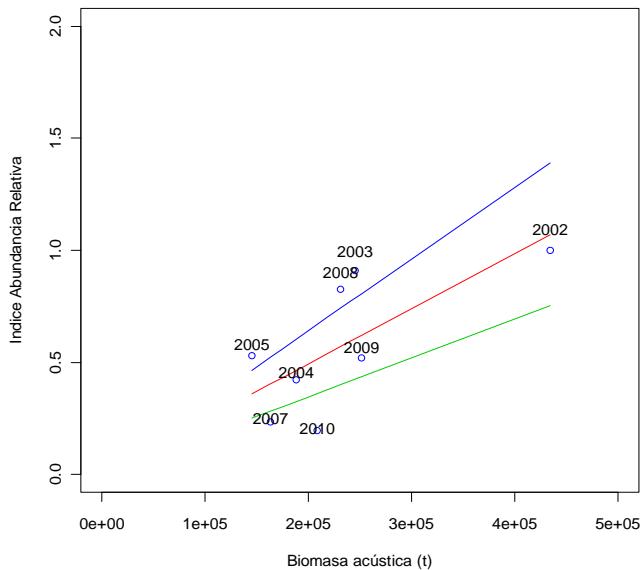


Figura 16. Regresión por el intercepto entre el índice de abundancia relativa del período 2002-2010 y la biomasa estimada por acústica.

El ajuste de la relación potencial entre el índice y la biomasa acústica entregó un estimado muy similar al modelo lineal (Figura 17).

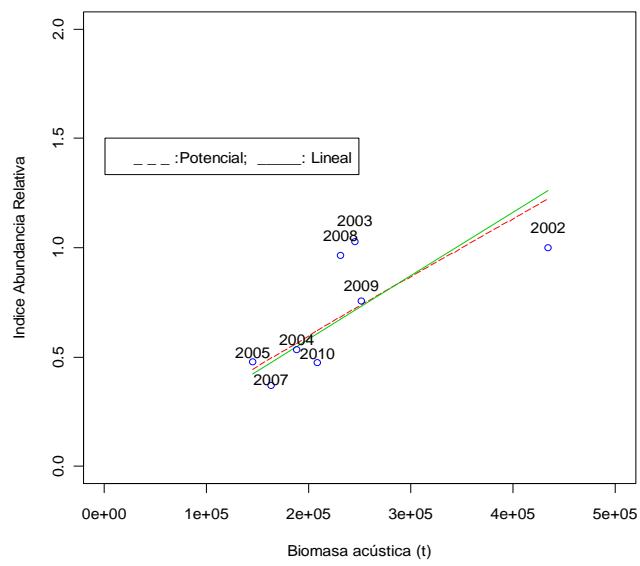


Figura 17. Relación lineal y potencial entre el índice de abundancia relativa para el 2002-2010 y la biomasa estimada por acústica.



3. Índice de abundancia para Unidad de Pesquería Sur (UPS).

3.1 Modelo de capturas positivas en la UPS.

Se ajustaron los siguientes modelos GLM:

```
modelo1<-glm(log(CCola)~anio+Caladero+buque+offset(log(ha)),family=gaussian)
modelo2<-glm(log(CCola)~anio+mes+buque+offset(log(ha)),family=gaussian)
modelo3<-glm(log(CCola)~anio+Caladero+mes+buque+offset(log(ha)),family=gaussian)
modelo4<-glm(log(CCola)~anio+Caladero+mes:Caladero+buque+offset(log(ha)),family=gaussian)
modelo5<-glm(log(CCola)~anio+Caladero+mes+mes:Caladero+buque+offset(log(ha)),family=gaussian)
modelo6<-glm(log(CCola)~anio+mes:Caladero+buque+offset(log(ha)),family=gaussian)
modelo7<-lm(log(CCola)~anio+Caladero+mes+anio:Caladero+buque+offset(log(ha)),family=gaussian)
```

El mejor modelo fue el modelo7, ya que tuvo el menor AIC (Tabla 13).

Tabla 13. AIC para diferentes modelos GLM ajustados para la UPS y período 1979-2010.

| | Df | AIC |
|---------|-----|----------|
| modelo1 | 70 | 290146.6 |
| modelo2 | 74 | 284355.4 |
| modelo3 | 81 | 275371.3 |
| modelo4 | 157 | 273786.1 |
| modelo5 | 157 | 273786.1 |
| modelo6 | 157 | 273786.1 |
| modelo7 | 297 | 269260.7 |

Debido a que el modelo7 incluyó la interacción anio:Caladero, se ajustó el siguiente modelo GLM mixto:

$\text{log}(CCola) \sim \text{anio} + \text{Caladero} + \text{mes} + \text{buque} + \text{offset}(\text{log}(\text{ha})) + (1 | \text{anio} : \text{Caladero})$, family=gaussian)

donde los efectos fijos fueron anio, Caladero, mes, buque y el efecto aleatorio la interacción entre año y caladero (Tabla 14).



Tabla. 14. Resultados de los modelos GLMM de capturas positivas para la UPS y período 1979-2010.

Linear mixed model fit by REML
Formula: log(CCola) ~ anio + Caladero + mes + buque
+ offset(log(ha)) + (1 | anio:Caladero)
Data: subset(data1, Caladero != 999)
AIC BIC logLik deviance REMLdev
270047 270800 -134941 269647 269883
Random effects:
Groups Name Variance Std.Dev.
anio:Caladero (Intercept) 0.37642 0.61353
Residual 2.42425 1.55700
Number of obs: 72234, groups: anio:Caladero, 255

Fixed effects:

| | Estimate | Std. Error | t value |
|-------------|----------|------------|---------|
| (Intercept) | -1.53457 | 0.26897 | -5.71 |
| anio1980 | 0.13970 | 0.34475 | 0.41 |
| anio1981 | 0.09277 | 0.33253 | 0.28 |
| anio1982 | -0.09279 | 0.33054 | -0.28 |
| anio1983 | -0.09178 | 0.32967 | -0.28 |
| anio1984 | -0.60015 | 0.32960 | -1.82 |
| anio1985 | -0.42016 | 0.32979 | -1.27 |
| anio1986 | -0.59585 | 0.33407 | -1.78 |
| anio1987 | -0.43959 | 0.33908 | -1.30 |
| anio1988 | -0.40535 | 0.33101 | -1.22 |
| anio1989 | -0.61723 | 0.33189 | -1.86 |
| anio1990 | -0.72480 | 0.33166 | -2.19 |
| anio1991 | -0.44777 | 0.33302 | -1.34 |
| anio1992 | -0.49694 | 0.33538 | -1.48 |
| anio1993 | -0.85401 | 0.33603 | -2.54 |
| anio1994 | -0.88932 | 0.33471 | -2.66 |
| anio1995 | -0.60949 | 0.33694 | -1.81 |
| anio1996 | -0.47810 | 0.35756 | -1.34 |
| anio1997 | 0.19165 | 0.35302 | 0.54 |
| anio1998 | -0.05745 | 0.33764 | -0.17 |
| anio1999 | 0.34974 | 0.34120 | 1.03 |
| anio2000 | 0.04375 | 0.33965 | 0.13 |
| anio2001 | 1.03357 | 0.34349 | 3.01 |
| anio2002 | 1.01506 | 0.33697 | 3.01 |
| anio2003 | 0.43691 | 0.33673 | 1.30 |
| anio2004 | 0.71650 | 0.33659 | 2.13 |
| anio2005 | 0.22111 | 0.33282 | 0.66 |
| anio2006 | 0.57037 | 0.33441 | 1.71 |
| anio2007 | 0.55774 | 0.33602 | 1.66 |
| anio2008 | 0.83341 | 0.33556 | 2.48 |
| anio2009 | 0.99030 | 0.33490 | 2.96 |
| anio2010 | 0.81071 | 0.33855 | 2.39 |
| Caladero8 | 0.20657 | 0.15886 | 1.30 |
| Caladero9 | 0.43019 | 0.15934 | 2.70 |
| Caladero10 | 1.95918 | 0.16628 | 11.78 |
| Caladero11 | 1.94535 | 0.16769 | 11.60 |
| Caladero12 | 2.10315 | 0.16225 | 12.96 |



| | | | |
|-------------|----------|---------|--------|
| Caladero13 | 2.23649 | 0.16122 | 13.87 |
| Caladero14 | 2.25949 | 0.17183 | 13.15 |
| mes2 | -0.55170 | 0.05014 | -11.00 |
| mes3 | -0.63437 | 0.04537 | -13.98 |
| mes4 | -0.02466 | 0.04101 | -0.60 |
| mes5 | 0.43465 | 0.04056 | 10.72 |
| mes6 | 0.97575 | 0.03972 | 24.56 |
| mes7 | 1.55535 | 0.03696 | 42.08 |
| mes8 | 1.42134 | 0.03717 | 38.24 |
| mes9 | 0.30654 | 0.03791 | 8.09 |
| mes10 | -0.83145 | 0.04333 | -19.19 |
| mes11 | -0.58116 | 0.04446 | -13.07 |
| mes12 | -0.05108 | 0.04805 | -1.06 |
| buque3 | 0.33887 | 0.04164 | 8.14 |
| buque4 | -0.89140 | 0.03534 | -25.22 |
| buque5 | -0.62268 | 0.04412 | -14.11 |
| buque6 | 0.21300 | 0.03598 | 5.92 |
| buque7 | -0.56694 | 0.03373 | -16.81 |
| buque8 | -0.94408 | 0.03495 | -27.01 |
| buque9 | 0.58270 | 0.03722 | 15.65 |
| buque10 | -0.78760 | 0.06372 | -12.36 |
| buque11 | -0.44043 | 0.05618 | -7.84 |
| buque12 | 0.32376 | 0.04899 | 6.61 |
| buque13 | -0.43561 | 0.05185 | -8.40 |
| buque14 | -0.94579 | 0.05868 | -16.12 |
| buque15 | 0.47179 | 0.04262 | 11.07 |
| buque16 | -0.13310 | 0.05783 | -2.30 |
| buque17 | 0.42264 | 0.04579 | 9.23 |
| buque32 | -1.22316 | 0.09240 | -13.24 |
| buque33 | -0.78672 | 0.11296 | -6.96 |
| buque36 | -1.17730 | 0.06550 | -17.97 |
| buque37 | -0.63607 | 0.06712 | -9.48 |
| buque38 | -1.52661 | 0.53800 | -2.84 |
| buque39 | -1.28758 | 0.13198 | -9.76 |
| buque40 | -1.22994 | 0.06987 | -17.60 |
| buque41 | -0.82571 | 0.06429 | -12.84 |
| buque42 | -0.38456 | 0.06454 | -5.96 |
| buque43 | -0.66390 | 0.06642 | -10.00 |
| buque180 | -0.42727 | 0.06917 | -6.18 |
| buque200 | -0.05792 | 0.07231 | -0.80 |
| buque940265 | 0.91999 | 0.06535 | 14.08 |
| buque940392 | 0.01148 | 0.06056 | 0.19 |
| buque940857 | 0.37768 | 0.07515 | 5.03 |

Los residuales del modelo tuvieron una distribución normal (Figura 18).

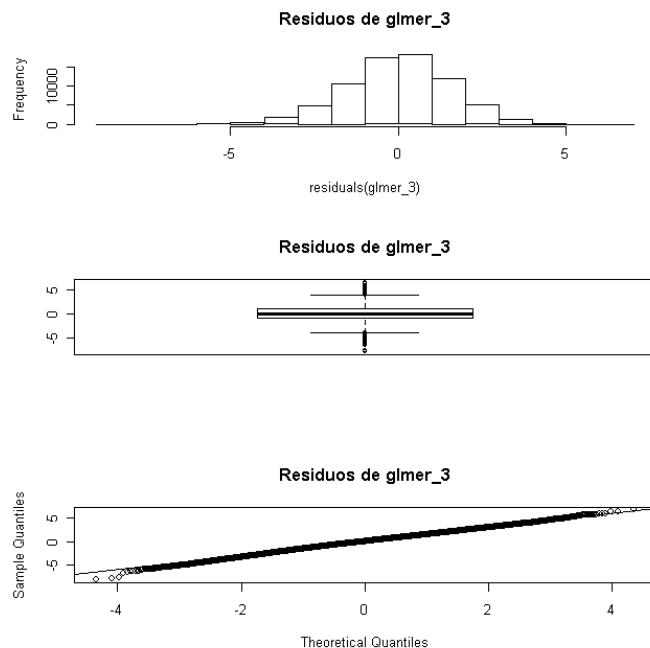


Figura 18. Residuales del modelo GLMM para la UPS para el período 1979-2010.

El efecto anual del modelo presentó una caída desde el 2001 hasta el 2005 y luego una recuperación a niveles similares a los de 2001-2002 (Figura 19). Se estimó también una gran variabilidad en toda la serie.

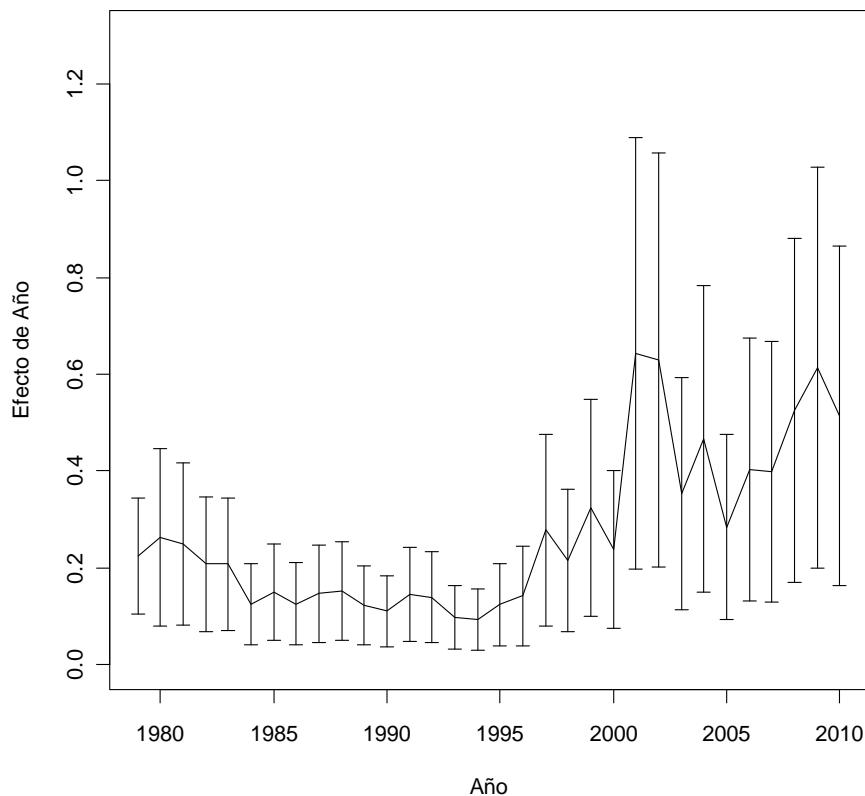


Figura 19. Efecto anual en el GLMM de capturas positivas con bandas de confianza al 95%, para la UPS.

3.2 Modelo de probabilidad de capturas positivas en la UPS

Se ajustaron los siguientes modelos GLM

```
Bglm1<-glm(respuesta~año+Buque,family = binomial(link=logit))
Bglm2<-glm(respuesta~año+Cala+Buque,family = binomial(link=logit))
Bglm3<-glm(respuesta~año+Cala+Mes+Buque,family = binomial(link=logit))
Bglm4<-glm(respuesta~año+Mes+Cala+Buque+año:Cala,family = binomial(link=logit))
Bglm5<-glm(respuesta~año+Mes+Cala+Buque+Mes:Cala,family = binomial(link=logit))
```

El mejor modelo, aquel que tuve el menor AIC, fue el Bglm4 (Tablas 15 y 16).

**Tabla 15.** AIC de modelos GLM de capturas positivas en la UPS.

| | df | AIC |
|--------------|------------|-----------------|
| Bglm1 | 69 | 57013.57 |
| Bglm2 | 76 | 50143.03 |
| Bglm3 | 87 | 45615.54 |
| Bglm4 | 303 | 40189.21 |
| Bglm5 | 164 | 40902.55 |

Debido a que el Bglm4 contiene la interacción entre año y caladero, finalmente se ajustó el siguiente modelo GLMM:

$$\text{respuesta2} \sim \text{año} + \text{Cala} + \text{Mes} + \text{Buque} + (1 | \text{año:Cala})$$

donde año, caladero, mes y buque fueron los factores fijos; y la interacción entre año y caladero el factor aleatorio (Tabla 16).

Tabla 16. Resultados de los modelos GLMM de la probabilidad de éxito de captura para la UPS y período 1979-2010.

Generalized linear mixed model fit by the Laplace approximation
Formula: respuesta2 ~ año + Mes + Cala + Buque + (1 | año:Cala)

AIC BIC logLik deviance
33583 34183 -16704 33407
Random effects:
Groups Name Variance Std.Dev.
año:Cala (Intercept) 0.75995 0.87175
Number of obs: 6758, groups: año:Cala, 255

Fixed effects:

| | Estimate | Std. Error | z value | Pr(> z) |
|-------------|----------|------------|---------|--------------|
| (Intercept) | -1.32753 | 0.35892 | -3.70 | 0.000217 *** |
| año1980 | -0.66863 | 0.45592 | -1.47 | 0.142500 |
| año1981 | -1.27740 | 0.45001 | -2.84 | 0.004532 ** |
| año1982 | -0.97440 | 0.44839 | -2.17 | 0.029772 * |
| año1983 | -1.43937 | 0.44803 | -3.21 | 0.001315 ** |
| año1984 | -0.69803 | 0.44766 | -1.56 | 0.118931 |
| año1985 | -1.01308 | 0.44796 | -2.26 | 0.023726 * |
| año1986 | -1.39886 | 0.44949 | -3.11 | 0.001857 ** |
| año1987 | -1.01665 | 0.45552 | -2.23 | 0.025627 * |
| año1988 | -1.32788 | 0.44902 | -2.96 | 0.003104 ** |
| año1989 | -0.90217 | 0.44927 | -2.01 | 0.044634 * |
| año1990 | -1.14305 | 0.44942 | -2.54 | 0.010979 * |
| año1991 | -1.32058 | 0.45085 | -2.93 | 0.003399 ** |
| año1992 | -0.95904 | 0.45159 | -2.12 | 0.033695 * |
| año1993 | -1.61755 | 0.45532 | -3.55 | 0.000382 *** |
| año1994 | -1.59070 | 0.45457 | -3.50 | 0.000466 *** |
| año1995 | -2.10190 | 0.46393 | -4.53 | 5.88e-06 *** |



| | | | | |
|---------|----------|---------|--------|--------------|
| año1996 | -1.32218 | 0.48224 | -2.74 | 0.006111 ** |
| año1997 | -1.22512 | 0.46427 | -2.64 | 0.008319 ** |
| año1998 | -2.44287 | 0.46423 | -5.26 | 1.42e-07 *** |
| año1999 | -3.02762 | 0.46659 | -6.49 | 8.65e-11 *** |
| año2000 | -2.87404 | 0.46459 | -6.19 | 6.16e-10 *** |
| año2001 | -3.07405 | 0.46969 | -6.54 | 5.95e-11 *** |
| año2002 | -3.23334 | 0.46090 | -7.02 | 2.30e-12 *** |
| año2003 | -3.33248 | 0.46390 | -7.18 | 6.79e-13 *** |
| año2004 | -3.36622 | 0.46163 | -7.29 | 3.05e-13 *** |
| año2005 | -4.87101 | 0.46245 | -10.53 | < 2e-16 *** |
| año2006 | -3.51162 | 0.45912 | -7.65 | 2.03e-14 *** |
| año2007 | -3.72211 | 0.46484 | -8.01 | 1.17e-15 *** |
| año2008 | -4.21543 | 0.46889 | -8.99 | < 2e-16 *** |
| año2009 | -4.15559 | 0.46380 | -8.96 | < 2e-16 *** |
| año2010 | -2.89785 | 0.45975 | -6.30 | 2.92e-10 *** |
| Mes2 | 0.25338 | 0.05676 | 4.46 | 8.03e-06 *** |
| Mes3 | 0.22081 | 0.05426 | 4.07 | 4.71e-05 *** |
| Mes4 | -0.65629 | 0.05264 | -12.47 | < 2e-16 *** |
| Mes5 | -1.57325 | 0.05310 | -29.63 | < 2e-16 *** |
| Mes6 | -1.43584 | 0.05214 | -27.54 | < 2e-16 *** |
| Mes7 | -1.08748 | 0.05046 | -21.55 | < 2e-16 *** |
| Mes8 | -0.81806 | 0.05158 | -15.86 | < 2e-16 *** |
| Mes9 | -0.12835 | 0.04915 | -2.61 | 0.009017 ** |
| Mes10 | 0.43793 | 0.05283 | 8.29 | < 2e-16 *** |
| Mes11 | 0.08970 | 0.05363 | 1.67 | 0.094392 . |
| Mes12 | -0.25472 | 0.05958 | -4.27 | 1.91e-05 *** |
| Cala8 | 0.32760 | 0.22151 | 1.48 | 0.139169 |
| Cala9 | 0.40748 | 0.22263 | 1.83 | 0.067209 . |
| Cala10 | 2.84586 | 0.22880 | 12.44 | < 2e-16 *** |
| Cala11 | 1.98748 | 0.23443 | 8.48 | < 2e-16 *** |
| Cala12 | 1.82204 | 0.22630 | 8.05 | 8.19e-16 *** |
| Cala13 | 1.69090 | 0.22569 | 7.49 | 6.77e-14 *** |
| Cala14 | 2.05348 | 0.24120 | 8.51 | < 2e-16 *** |
| Buque3 | 0.67891 | 0.07475 | 9.08 | < 2e-16 *** |
| Buque4 | 1.27007 | 0.06756 | 18.80 | < 2e-16 *** |
| Buque5 | 1.08205 | 0.07611 | 14.22 | < 2e-16 *** |
| Buque6 | -0.07744 | 0.07683 | -1.01 | 0.313512 *** |
| Buque7 | 0.86369 | 0.06770 | 12.76 | < 2e-16 *** |
| Buque8 | 1.06930 | 0.06799 | 15.73 | < 2e-16 *** |
| Buque9 | 0.56284 | 0.06923 | 8.13 | 4.30e-16 *** |
| Buque10 | 2.44152 | 0.09300 | 26.25 | < 2e-16 *** |
| Buque11 | 1.03090 | 0.09203 | 11.20 | < 2e-16 *** |
| Buque12 | 1.81812 | 0.07695 | 23.63 | < 2e-16 *** |
| Buque13 | 2.64770 | 0.07601 | 34.83 | < 2e-16 *** |
| Buque14 | 1.12952 | 0.08833 | 12.79 | < 2e-16 *** |
| Buque15 | 0.06698 | 0.09278 | 0.72 | 0.470335 |
| Buque16 | 1.25402 | 0.09101 | 13.78 | < 2e-16 *** |
| Buque17 | 0.91058 | 0.07674 | 11.87 | < 2e-16 *** |
| Buque32 | 4.64552 | 0.09491 | 48.95 | < 2e-16 *** |
| Buque33 | 4.48381 | 0.10021 | 44.74 | < 2e-16 *** |
| Buque36 | 4.23285 | 0.09288 | 45.57 | < 2e-16 *** |
| Buque37 | 4.06705 | 0.09272 | 43.86 | < 2e-16 *** |
| Buque38 | 3.83217 | 0.31714 | 12.08 | < 2e-16 *** |
| Buque39 | 4.63913 | 0.11539 | 40.20 | < 2e-16 *** |
| Buque40 | 3.80740 | 0.09373 | 40.62 | < 2e-16 *** |
| Buque41 | 4.15565 | 0.09343 | 44.48 | < 2e-16 *** |
| Buque42 | 4.27210 | 0.09838 | 43.42 | < 2e-16 *** |

| | | | | |
|----------------|----------|-----------|-------|--------------|
| Buque43 | 4.43914 | 0.09818 | 45.21 | < 2e-16 *** |
| Buque180 | 4.04820 | 0.13142 | 30.80 | < 2e-16 *** |
| Buque200 | 2.63515 | 0.14949 | 17.63 | < 2e-16 *** |
| Buque300659 | -6.63119 | 721.68123 | -0.01 | 0.992669 |
| Buque301006 | -8.43262 | 169.70068 | -0.05 | 0.960369 |
| Buque301017 | -7.36334 | 266.71192 | -0.03 | 0.977975 |
| Buque301020 | 3.28659 | 1.06062 | 3.10 | 0.001943 ** |
| Buque301021 | 1.77394 | 1.03126 | 1.72 | 0.085403 . |
| Buque301215 | 19.52964 | 473.48992 | 0.04 | 0.967100 |
| Buque940251 | 4.92327 | 1.07529 | 4.58 | 4.68e-06 *** |
| Buque940265 | 3.19224 | 0.11702 | 27.28 | < 2e-16 *** |
| Buque940392 | 2.63624 | 0.11824 | 22.30 | < 2e-16 *** |
| Buque940857 | 2.79163 | 0.13267 | 21.04 | < 2e-16 *** |
| Signif. codes: | 0 | '***' | 0.001 | *** |
| | | '**' | 0.01 | ** |
| | | '.05 | '.01 | '.1 |

En la figura 20 se presenta la distribución de los residuales del modelo, que se suponen que poseen una distribución binomial.

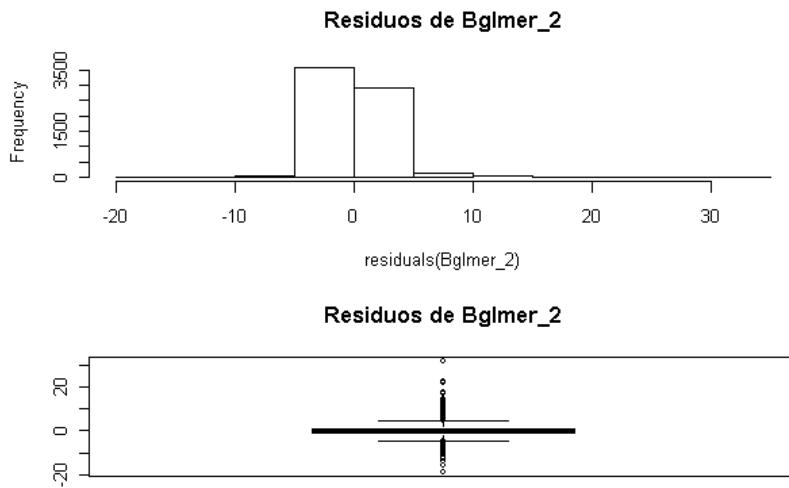


Figura 20. Residuales del GLMM de la probabilidad de captura positiva para la UPS.

La probabilidad de capturas positivas entre 1979 y 2001 fue de aproximadamente 0.9, lo cual es muy superior a los valores cuando se considera el área total (Figura 21).

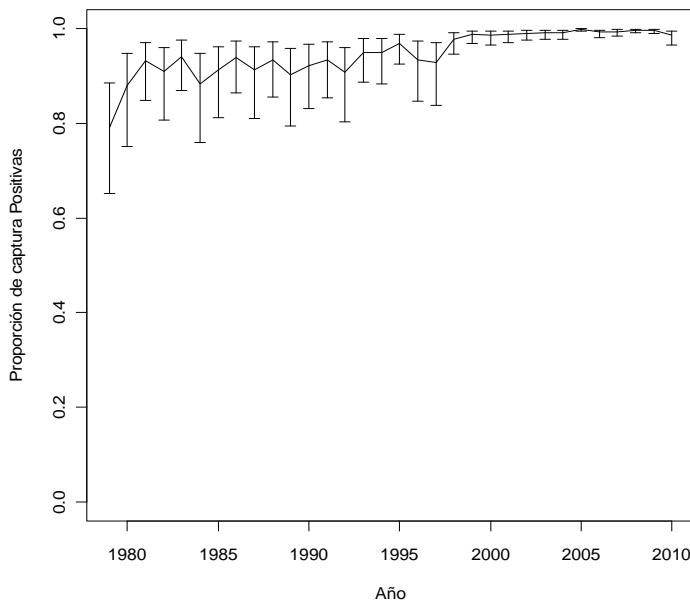


Figura 21. Probabilidad de captura positivas para la UPS.

3.3 Índice de abundancia relativa en la UPS.

El índice en la UPS mostró una caída desde el 2001 hasta el 2005 y luego una recuperación a niveles similares a los de los valores estimados para el 2001 y 2002 (Figura 22). No obstante estas fluctuaciones presentaron amplios intervalos de confianza.

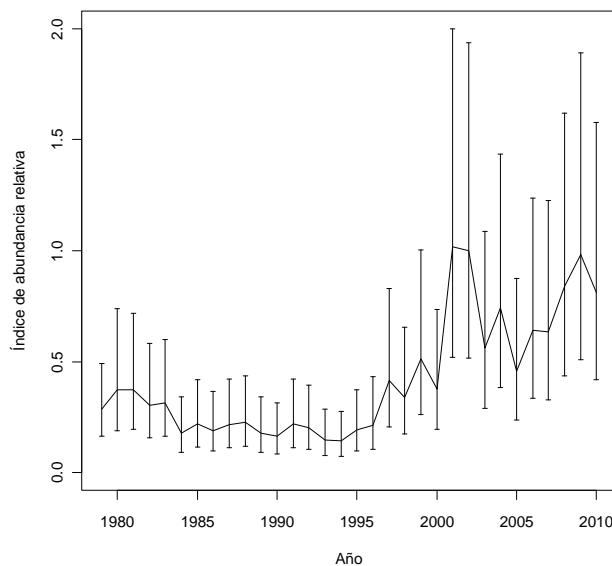


Figura 22. Índice de abundancia para la UPS con el intervalo de confianza al 95%.

La relación entre el índice de abundancia en la UPS y la biomasa acústica no fue lineal, sino que mostró que el índice se mantuvo alto aún cuando la biomasa acústica disminuyó, indicando un proceso de hiper-estabilidad de la CPUE, que es mejor descrito por un modelo potencial (Figuras 23 a 25).

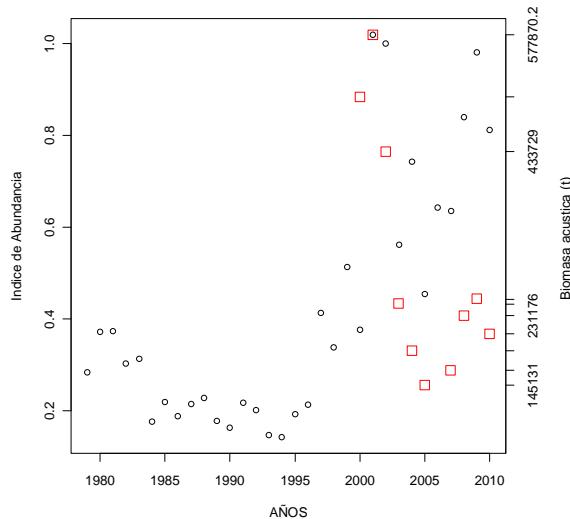


Figura 23. Índice de abundancia para la UPS y biomasa estimada por acústica.

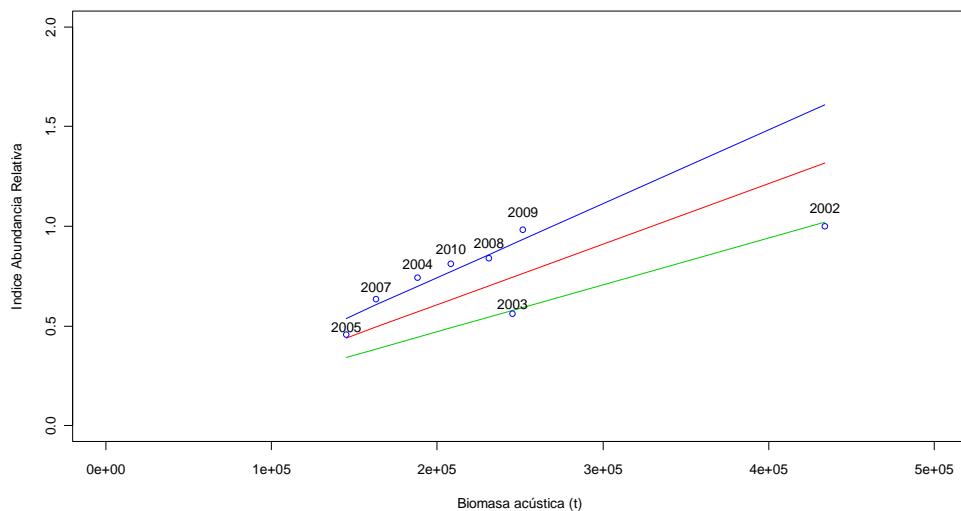


Figura 24. Regresión por el origen entre el índice de abundancia para la UPS y biomasa estimada por acústica.

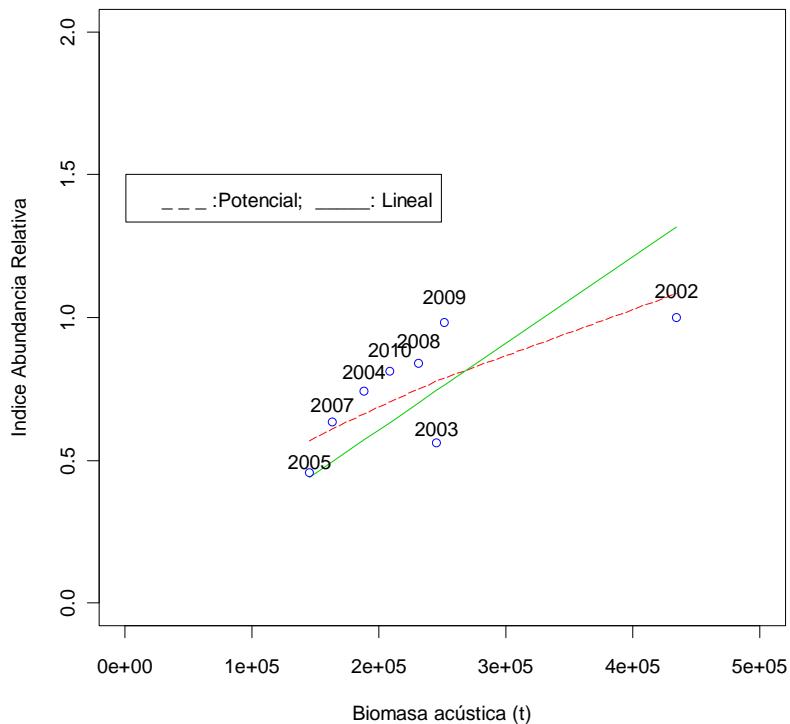


Figura 25. Regresión lineal y potencial entre el índice de abundancia para la UPS y biomasa estimada por acústica.

4. Índice de abundancia de la Unidad de Pesquería Norte (UPN)

4.1 Modelo de capturas positivas en la UPN

Se ajustaron los siguientes modelos GLM:

```

modelo1<-glm(log(CCola)~anio+Caladero+buque+offset(log(ha)),family=gaussian)
modelo2<-glm(log(CCola)~anio+mes+buque+offset(log(ha)),family=gaussian)
modelo3<-glm(log(CCola)~anio+Caladero+mes+buque+offset(log(ha)),family=gaussian)
modelo4<-glm(log(CCola)~anio+Caladero+mes:Caladero+buque+offset(log(ha)),family=gaussian)
modelo5<-glm(log(CCola)~anio+Caladero+mes:Caladero+buque+offset(log(ha)),family=gaussian)
modelo6<-glm(log(CCola)~anio+mes:Caladero+buque+offset(log(ha)),family=gaussian)
modelo7<-lm(log(CCola)~anio+Caladero+mes+anio:Caladero+buque+offset(log(ha)),family=gaussian)

```

El mejor modelo fue el modelo7, ya que tuvo el menor AIC (Tabla 17).

**Tabla 17.** AIC para diferentes modelos GLM ajustados para la UPS y período 1979-2010.

| | df | AIC |
|---------|-----|----------|
| modelo1 | 71 | 71390.31 |
| modelo2 | 76 | 71106.66 |
| modelo3 | 82 | 70672.27 |
| modelo4 | 148 | 69988.65 |
| modelo5 | 148 | 69988.65 |
| modelo6 | 148 | 69988.65 |
| modelo7 | 178 | 69592.09 |

Debido a que el mejor modelo incluyó la interacción año y caladero, se ajustó el siguiente GLMM:

`log(CCola)~anio+mes+Caladero+buque+offset(log(ha))+(1|anio:Caladero),family=gaussian)`

donde los efectos fijos fueron anio, Caladero, mes, buque y el efecto aleatorio la interacción entre año y caladero (Tabla 18 y Figura 26).

Tabla 18. Resultados de los modelos GLMM de la probabilidad de éxito de captura para la UPN y período 2002-2010.

```
Linear mixed model fit by REML
Formula: log(CCola) ~ anio + mes + Caladero + mes + buque +
offset(log(ha)) + (1 | anio:Caladero)
Data: subset(data1, as.vector(anio) > 2001 & Caladero != 999)
AIC BIC logLik deviance REMLdev
38369 38703 -19138 38182 38277
Random effects:
Groups      Name   Variance Std.Dev.
anio:Caladero (Intercept) 0.35188  0.5932
Residual            2.18662  1.4787
Number of obs: 10509, groups: anio:Caladero, 62

Fixed effects:
Estimate Std. Error t value
(Intercept) 3.369896  0.820796  4.106
anio2003   -0.947902  0.371576 -2.551
anio2004   -0.998150  0.350511 -2.848
anio2005   -1.066824  0.351417 -3.036
anio2006   -1.157830  0.349548 -3.312
anio2007   -1.092444  0.351001 -3.112
anio2008   -0.499152  0.350821 -1.423
anio2009   -0.694636  0.349749 -1.986
anio2010   -0.773948  0.350802 -2.206
mes2       0.241876  0.065410  3.698
mes3       0.226260  0.064144  3.527
```



| | | | |
|-------------|-----------|----------|--------|
| mes4 | 0.095309 | 0.067721 | 1.407 |
| mes5 | -0.003034 | 0.075118 | -0.040 |
| mes6 | 0.804537 | 0.090452 | 8.895 |
| mes7 | 0.522346 | 0.098268 | 5.316 |
| mes8 | -0.308285 | 0.093296 | -3.304 |
| mes9 | -0.579376 | 0.088349 | -6.558 |
| mes10 | -0.512551 | 0.071799 | -7.139 |
| mes11 | -0.396327 | 0.068825 | -5.759 |
| mes12 | -0.509994 | 0.072371 | -7.047 |
| Caladero2 | 0.227963 | 0.290704 | 0.784 |
| Caladero3 | -0.156373 | 0.315162 | -0.496 |
| Caladero4 | -0.080241 | 0.311096 | -0.258 |
| Caladero5 | -0.136030 | 0.294481 | -0.462 |
| Caladero6 | -0.559121 | 0.294369 | -1.899 |
| Caladero7 | -0.328216 | 0.297973 | -1.101 |
| buque36 | -4.352648 | 0.802906 | -5.421 |
| buque37 | -3.823767 | 0.771917 | -4.954 |
| buque38 | -0.260487 | 0.764634 | -0.341 |
| buque40 | -4.228934 | 0.799924 | -5.287 |
| buque41 | -1.999613 | 0.761130 | -2.627 |
| buque42 | -2.210219 | 0.759616 | -2.910 |
| buque43 | -2.226709 | 0.760325 | -2.929 |
| buque180 | -1.689539 | 0.760561 | -2.221 |
| buque200 | -1.757841 | 0.883418 | -1.990 |
| buque300659 | -0.758042 | 0.762369 | -0.994 |
| buque301004 | -3.675417 | 1.663740 | -2.209 |
| buque301006 | -1.189784 | 0.763688 | -1.558 |
| buque301007 | -0.986318 | 0.784842 | -1.257 |
| buque301017 | -0.969846 | 0.761686 | -1.273 |
| buque301020 | -1.611850 | 0.761367 | -2.117 |
| buque301021 | -1.047202 | 0.761526 | -1.375 |
| buque301215 | -0.856221 | 0.762857 | -1.122 |
| buque940251 | -2.118317 | 0.774153 | -2.736 |

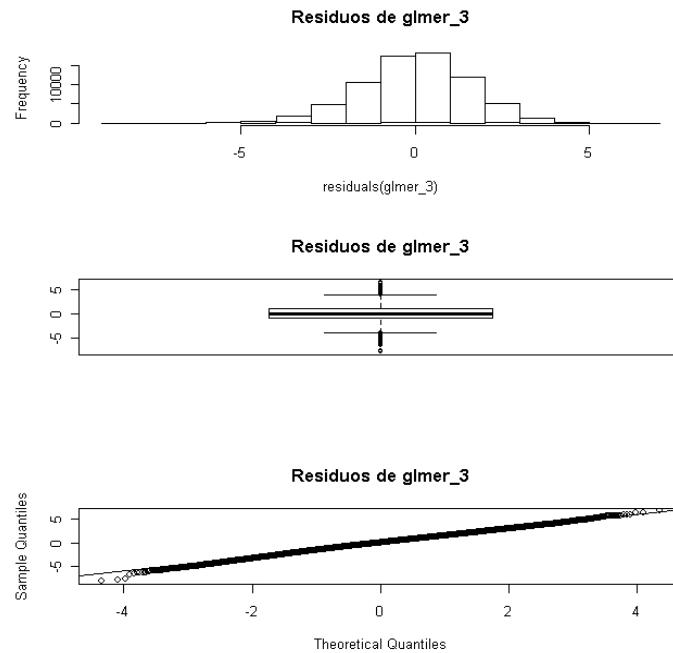


Figura 26. Residuales del modelo GLMM de capturas positivas para la UPN

El efecto anual tuvo una tendencia decreciente pero con amplio intervalo de confianza para el primer año (Figura 27)

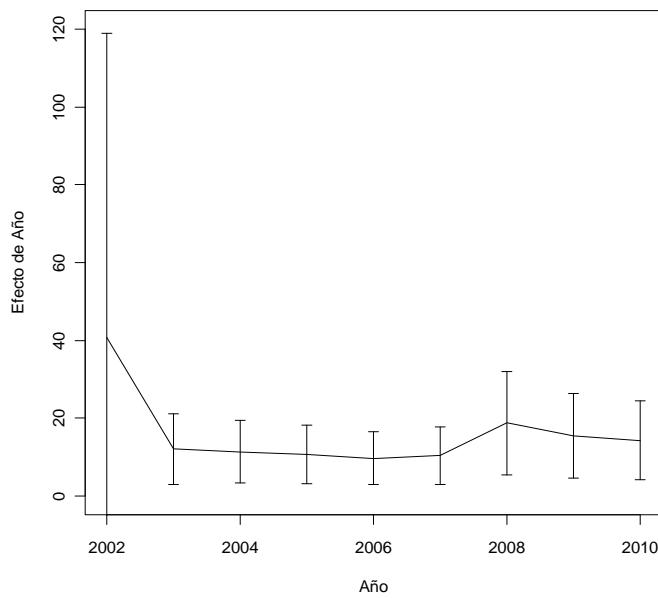


Figura 27. Efecto anual del modelo GLMM para capturas positivas en la UPN.



4.2 Modelo de probabilidad de capturas positivas en la UPN

Se empleo como límite sur el Caladero 7. Se ajustaron los siguientes GLM:

```
Bglm1<-glm(respuesta~año+Buque,family = binomial(link=logit))  
Bglm2<-glm(respuesta~año+Cala+Buque,family = binomial(link=logit))  
Bglm3<-glm(respuesta~año+Cala+Mes+Buque,family = binomial(link=logit))  
Bglm4<-glm(respuesta~año+Mes+Cala+Buque+año:Cala,family = binomial(link=logit))  
Bglm5<-glm(respuesta~año+Mes+Cala+Buque+Mes:Cala,family = binomial(link=logit))
```

El mejor modelo fue el Bglm4 (Tabla 19).

Tabla 19. AIC para los modelo GLM de capturas positivas en la UPN

| Df | AIC | |
|--------------|-----------|-----------------|
| Bglm1 | 26 | 8579.770 |
| Bglm2 | 31 | 8121.199 |
| Bglm3 | 42 | 8031.392 |
| Bglm4 | 82 | 7090.951 |
| Bglm5 | 97 | 7332.706 |

Basado en este modelo se ajustó el siguiente modelo GLMM:

$$\text{respuesta2} \sim \text{año} + \text{Mes} + \text{Cala} + \text{Buque} + (1 | \text{anio}:\text{Cala})$$

donde los efectos fijos fueron año, Cala (caladero) Mes y Buque, y el efecto aleatorio fue la interacción entre año y caladero.

La probabilidad de lances exitosos fluctuó alrededor de 0.05 entre 2002 y 2010 (Tabla 20 y Figura 28).

**Tabla 20.** Resultados del GLMM de probabilidad de capturas positivas en la UPN.

Generalized linear mixed model fit by the Laplace approximation

Formula: respuesta2 ~ año + Mes + Cala + Buque + (1 | año:Cala)

AIC BIC logLik deviance

5974 6207 -2944 5888

Random effects:

Groups Name Variance Std.Dev.

año:Cala (Intercept) 0.70258 0.8382

Number of obs: 1651, groups: año:Cala, 54

Fixed effects:

| | Estimate | Std. Error | z value | Pr(> z) |
|-------------|----------|------------|---------|--------------|
| (Intercept) | 3.38589 | 0.54139 | 6.254 | 4.00e-10 *** |
| año2003 | 0.71193 | 0.55753 | 1.277 | 0.201627 |
| año2004 | 0.18455 | 0.52998 | 0.348 | 0.727676 |
| año2005 | -0.34179 | 0.53139 | -0.643 | 0.520090 |
| año2006 | 0.35493 | 0.52987 | 0.670 | 0.502954 |
| año2007 | 0.39315 | 0.53203 | 0.739 | 0.459926 |
| año2008 | -0.69043 | 0.53809 | -1.283 | 0.199454 |
| año2009 | -0.36278 | 0.53190 | -0.682 | 0.495203 |
| año2010 | 0.28879 | 0.53114 | 0.544 | 0.586632 |
| Mes2 | 0.29330 | 0.10149 | 2.890 | 0.003853 ** |
| Mes3 | 0.33226 | 0.09998 | 3.323 | 0.000889 *** |
| Mes4 | 0.52509 | 0.10441 | 5.029 | 4.93e-07 *** |
| Mes5 | 0.65022 | 0.11242 | 5.784 | 7.29e-09 *** |
| Mes6 | 0.85139 | 0.13265 | 6.418 | 1.38e-10 *** |
| Mes7 | 1.07055 | 0.14112 | 7.586 | 3.30e-14 *** |
| Mes8 | 0.35592 | 0.15154 | 2.349 | 0.018845 * |
| Mes9 | 0.51149 | 0.13851 | 3.693 | 0.000222 *** |
| Mes10 | 0.19433 | 0.11204 | 1.734 | 0.082835 . |
| Mes11 | 0.08000 | 0.10896 | 0.734 | 0.462828 |
| Mes12 | -0.21569 | 0.11614 | -1.857 | 0.063281 . |
| Cala2 | -0.54985 | 0.40335 | -1.363 | 0.172817 |
| Cala3 | -1.75895 | 0.43641 | -4.030 | 5.57e-05 *** |
| Cala4 | -0.77423 | 0.42594 | -1.818 | 0.069108 . |
| Cala5 | -1.24938 | 0.41153 | -3.036 | 0.002398 ** |
| Cala6 | -2.04335 | 0.41353 | -4.941 | 7.76e-07 *** |
| Buque37 | -2.62336 | 0.30572 | -8.581 | < 2e-16 *** |
| Buque38 | -4.24267 | 0.30956 | -13.705 | < 2e-16 *** |
| Buque40 | -0.37597 | 0.34822 | -1.080 | 0.280287 |
| Buque41 | -3.11019 | 0.27589 | -11.273 | < 2e-16 *** |
| Buque42 | -3.80577 | 0.27071 | -14.059 | < 2e-16 *** |
| Buque43 | -2.96729 | 0.27181 | -10.917 | < 2e-16 *** |
| Buque180 | -3.43484 | 0.27272 | -12.595 | < 2e-16 *** |
| Buque200 | -1.41596 | 0.47563 | -2.977 | 0.002911 ** |
| Buque300659 | -3.65750 | 0.27803 | -13.155 | < 2e-16 *** |
| Buque301004 | 12.16503 | 219.94527 | 0.055 | 0.955892 |
| Buque301006 | -2.87016 | 0.28355 | -10.122 | < 2e-16 *** |
| Buque301007 | -1.96128 | 0.32009 | -6.127 | 8.94e-10 *** |
| Buque301017 | -3.56052 | 0.27678 | -12.864 | < 2e-16 *** |
| Buque301020 | -3.32517 | 0.27530 | -12.078 | < 2e-16 *** |
| Buque301021 | -2.94085 | 0.27357 | -10.750 | < 2e-16 *** |
| Buque301215 | -3.93750 | 0.28145 | -13.990 | < 2e-16 *** |
| Buque940251 | -3.19630 | 0.32022 | -9.982 | < 2e-16 *** |
| ... | | | | |

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

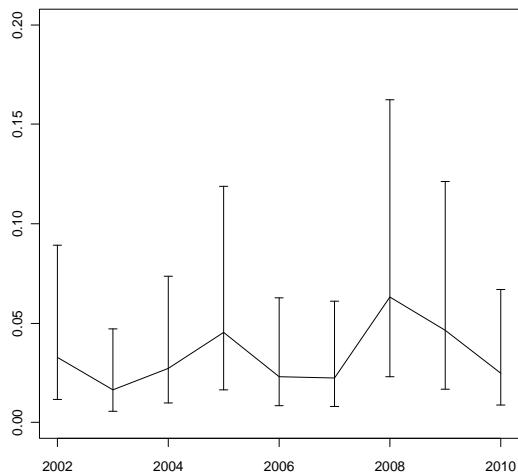


Figura 28. Probabilidad de capturas positivas en la UPN, con intervalo de confianza al 95%.

4.3 Índice de abundancia en la UPN

El índice de abundancia en la UPN no mostró una tendencia clara, con amplios intervalos de confianza (Figura 29). Sin embargo, la relación con la biomasa acústica fue de tipo lineal, aunque algunos puntos cayeron fuera del intervalo de confianza al 95% (Figuras 30 y 31). El modelo potencial entre el índice y la biomasa acústica mostró una relación más bien lineal con una pequeña tendencia a la hiper-estabilidad, que se aprecia en la divergencia entre el modelo lineal y potencial (Figura 32).

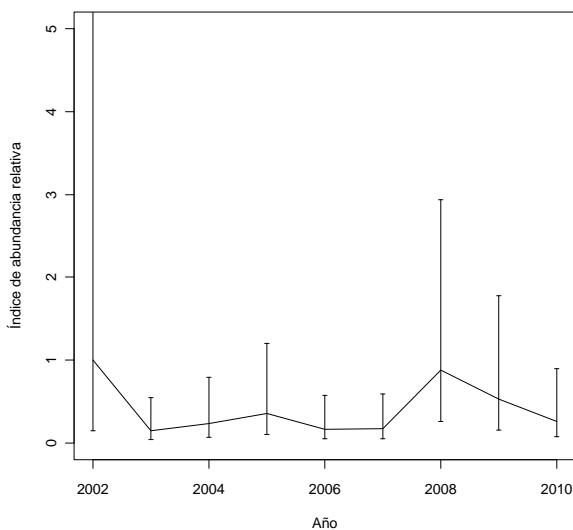


Figura 29. Índice de abundancia relativa en la UPN.

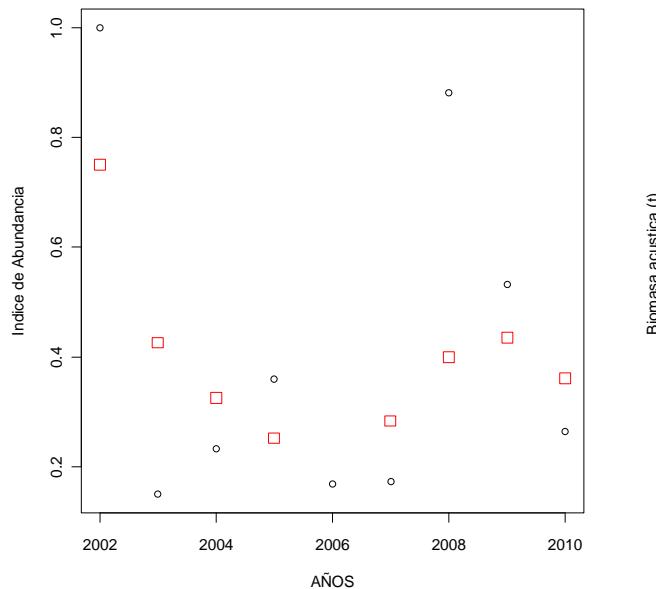


Figura 30. Índice de abundancia relativa en la UPN y biomasa acústica (cuadrados).

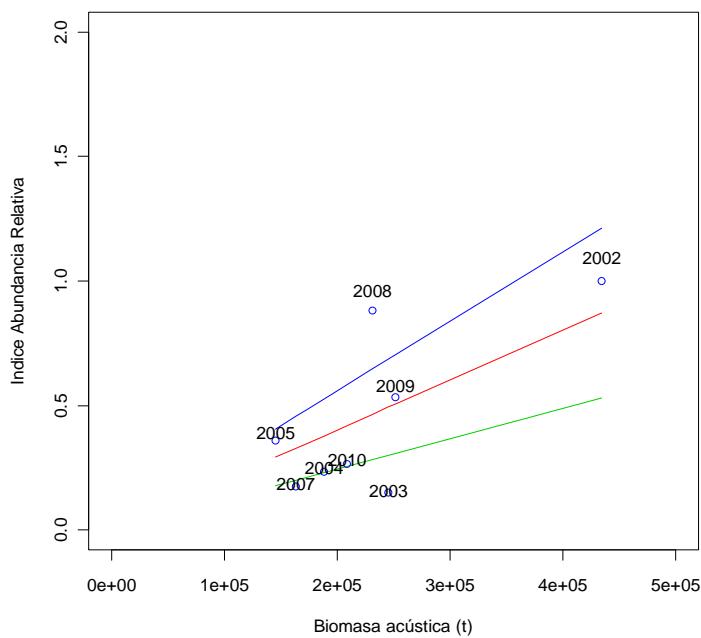


Figura 31. Regresión por el origen entre el índice de abundancia relativa en la UPN y biomasa acústica. Se presentan las líneas del estimado y los intervalos al 95%.

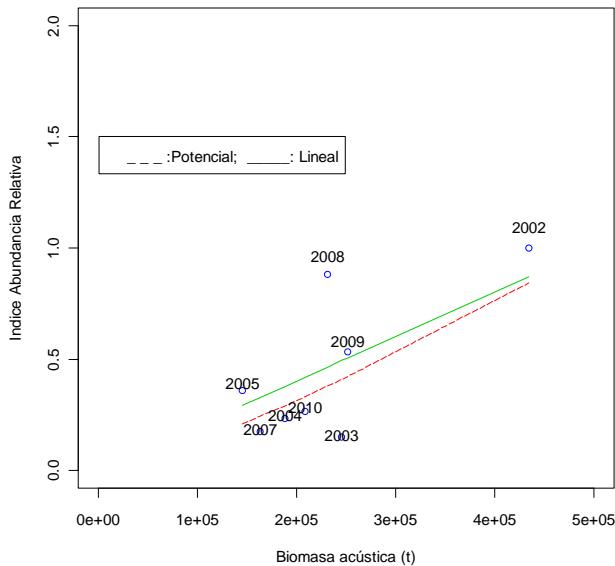


Figura 32. Regresión lineal y potencial por el origen entre el índice de abundancia relativa en la UPN y biomasa acústica.

5. Índice de abundancia de la PDA (sur de 41°28.6' S).

5.1 Modelo de capturas positivas.

Se ajustaron los siguientes modelos GLM:

```

modelo1<-glm(log(CCola)~anio+Caladero+buque+offset(log(ha)),family=gaussian)
modelo2<-glm(log(CCola)~anio+mes+buque+offset(log(ha)),family=gaussian)
modelo3<-glm(log(CCola)~anio+Caladero+mes+buque+offset(log(ha)),family=gaussian)
modelo4<-glm(log(CCola)~anio+Caladero+mes:Caladero+buque+offset(log(ha)),family=gaussian)
modelo5<-glm(log(CCola)~anio+Caladero+mes+mes:Caladero+buque+offset(log(ha)),family=gaussian)
modelo6<-glm(log(CCola)~anio+mes:Caladero+buque+offset(log(ha)),family=gaussian)
modelo7<-glm(log(CCola)~anio+Caladero+mes+anio:Caladero+buque+offset(log(ha)),family=gaussian)

```

El mejor modelo fue el modelo7 (Tabla 21).



Debido a que el mejor modelo fue el modelo7, se ajustó el siguiente modelo GLMM:

$$\log(CCola) \sim \text{anio} + \text{Caladero} + \text{mes} + \text{buque} + \text{offset}(\log(ha)) + (1 | \text{anio}:\text{Caladero})$$

donde los factores fijos fueron anio, Caladero, mes y buque y el factor aleatorio la interacción entre año y caladero.

Tabla 21. AIC de modelos GLM de capturas positivas en la PDA ($>41^{\circ}28.6' S$).

| | df | AIC |
|----------------|------------|-----------------|
| modelo1 | 80 | 342457.2 |
| modelo2 | 81 | 337494.5 |
| modelo3 | 91 | 327105.8 |
| modelo4 | 199 | 324920.3 |
| modelo5 | 199 | 324920.3 |
| modelo6 | 199 | 324920.3 |
| modelo7 | 368 | 319598.7 |

Tabla 22. Resultados del GLMM de capturas positivas para la PDA ($>41^{\circ}28.6' S$) en el período 1979-2010.

Linear mixed model fit by REML

Formula: $\log(CCola) \sim \text{anio} + \text{Caladero} + \text{mes} + \text{buque} + \text{offset}(\log(ha)) + (1 | \text{anio}:\text{Caladero})$

Data: subset(data1, Caladero != 999)

AIC BIC logLik deviance REMLdev

320531 321392 -160173 320085 320347

Random effects:

Groups Name Variance Std.Dev.

anio:Caladero (Intercept) 0.40882 0.63939

Residual 2.42123 1.55603

Number of obs: 85764, groups: anio:Caladero, 319

Fixed effects:

Estimate Std. Error t value

(Intercept) 0.222113 0.375244 0.59

anio1980 0.197644 0.333170 0.59

anio1981 0.003107 0.322507 0.01

anio1982 -0.080273 0.321139 -0.25

anio1983 -0.126959 0.320345 -0.40

anio1984 -0.643633 0.320249 -2.01



| | | | |
|------------|-----------|----------|--------|
| anio1985 | -0.460396 | 0.320403 | -1.44 |
| anio1986 | -0.576503 | 0.331512 | -1.74 |
| anio1987 | -0.463072 | 0.333879 | -1.39 |
| anio1988 | -0.487281 | 0.323521 | -1.51 |
| anio1989 | -0.646898 | 0.318683 | -2.03 |
| anio1990 | -0.602993 | 0.316356 | -1.91 |
| anio1991 | -0.536208 | 0.318573 | -1.68 |
| anio1992 | -0.544863 | 0.320869 | -1.70 |
| anio1993 | -0.959608 | 0.322783 | -2.97 |
| anio1994 | -1.067391 | 0.320335 | -3.33 |
| anio1995 | -0.735660 | 0.322639 | -2.28 |
| anio1996 | -0.613516 | 0.342284 | -1.79 |
| anio1997 | 0.063388 | 0.346495 | 0.18 |
| anio1998 | -0.357404 | 0.319858 | -1.12 |
| anio1999 | -0.104082 | 0.320341 | -0.32 |
| anio2000 | -0.121031 | 0.319199 | -0.38 |
| anio2001 | 0.768154 | 0.323914 | 2.37 |
| anio2002 | 1.170086 | 0.319173 | 3.67 |
| anio2003 | 0.439594 | 0.320013 | 1.37 |
| anio2004 | 0.689786 | 0.315124 | 2.19 |
| anio2005 | 0.271979 | 0.312796 | 0.87 |
| anio2006 | 0.652339 | 0.312684 | 2.09 |
| anio2007 | 0.778391 | 0.315364 | 2.47 |
| anio2008 | 1.015762 | 0.315309 | 3.22 |
| anio2009 | 1.055915 | 0.312896 | 3.37 |
| anio2010 | 0.983796 | 0.315923 | 3.11 |
| Caladero05 | -0.186440 | 0.322007 | -0.58 |
| Caladero06 | -1.496467 | 0.311802 | -4.80 |
| Caladero07 | -1.638160 | 0.309285 | -5.30 |
| Caladero08 | -1.502376 | 0.309167 | -4.86 |
| Caladero09 | -1.269713 | 0.309433 | -4.10 |
| Caladero10 | 0.259349 | 0.313011 | 0.83 |
| Caladero11 | 0.253115 | 0.313933 | 0.81 |
| Caladero12 | 0.414899 | 0.310869 | 1.33 |
| Caladero13 | 0.562210 | 0.310347 | 1.81 |
| Caladero14 | 0.553087 | 0.315685 | 1.75 |
| mes2 | -0.297269 | 0.038504 | -7.72 |
| mes3 | -0.369140 | 0.035451 | -10.41 |
| mes4 | -0.025544 | 0.033536 | -0.76 |
| mes5 | 0.358501 | 0.034506 | 10.39 |
| mes6 | 0.987625 | 0.034228 | 28.85 |
| mes7 | 1.553954 | 0.031813 | 48.85 |
| mes8 | 1.398444 | 0.032014 | 43.68 |
| mes9 | 0.283893 | 0.032613 | 8.70 |
| mes10 | -0.809542 | 0.037283 | -21.71 |
| mes11 | -0.483366 | 0.036903 | -13.10 |
| mes12 | -0.122482 | 0.039315 | -3.12 |
| buque3 | 0.325041 | 0.039546 | 8.22 |
| buque4 | -1.011187 | 0.033638 | -30.06 |
| buque5 | -0.542815 | 0.039549 | -13.73 |
| buque6 | 0.223847 | 0.034206 | 6.54 |
| buque7 | -0.636151 | 0.032496 | -19.58 |
| buque8 | -1.006739 | 0.033578 | -29.98 |
| buque9 | 0.581045 | 0.035764 | 16.25 |
| buque10 | -0.968731 | 0.059879 | -16.18 |
| buque11 | -0.448520 | 0.053834 | -8.33 |
| buque12 | 0.291801 | 0.048521 | 6.01 |



| | | | |
|-------------|-----------|----------|--------|
| buque13 | -0.427812 | 0.051245 | -8.35 |
| buque14 | -1.030231 | 0.058263 | -17.68 |
| buque15 | 0.438513 | 0.042159 | 10.40 |
| buque16 | -0.199970 | 0.057257 | -3.49 |
| buque17 | 0.390529 | 0.045133 | 8.65 |
| buque32 | -1.243280 | 0.083381 | -14.91 |
| buque33 | -0.710490 | 0.100157 | -7.09 |
| buque36 | -1.180224 | 0.063008 | -18.73 |
| buque37 | -0.742360 | 0.063421 | -11.71 |
| buque38 | -1.191568 | 0.308001 | -3.87 |
| buque39 | -1.149101 | 0.108046 | -10.64 |
| buque40 | -1.280752 | 0.065184 | -19.65 |
| buque41 | -0.644589 | 0.059914 | -10.76 |
| buque42 | -0.414566 | 0.058761 | -7.06 |
| buque43 | -0.708045 | 0.060570 | -11.69 |
| buque180 | -0.283838 | 0.062972 | -4.51 |
| buque200 | -0.040172 | 0.071627 | -0.56 |
| buque300659 | 0.602152 | 0.349036 | 1.73 |
| buque301006 | -0.371915 | 0.187028 | -1.99 |
| buque301017 | -0.081582 | 0.173407 | -0.47 |
| buque301020 | -0.764731 | 0.145689 | -5.25 |
| buque301021 | 0.377177 | 0.137419 | 2.74 |
| buque301215 | 0.576157 | 0.274088 | 2.10 |
| buque940251 | -0.811885 | 0.296781 | -2.74 |
| buque940265 | 0.934298 | 0.064636 | 14.45 |
| buque940392 | 0.014283 | 0.059829 | 0.24 |
| buque940857 | 0.396749 | 0.074454 | 5.33 |

Los residuales del modelo GLMM se distribuyeron en forma normal (Figura 33).

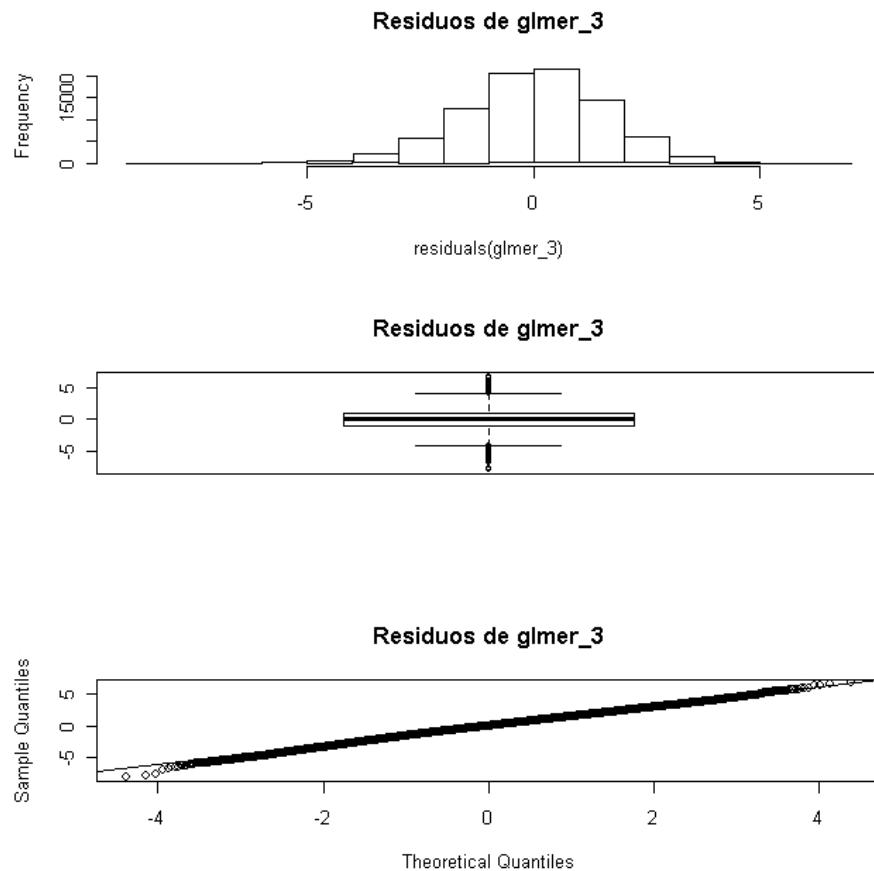


Figura 33. Residuos del modelo GLMM de capturas positivas en la PDA.

La tendencia del efecto anual del modelo de capturas positivas en el área de la PDA fue similar al estimado para la UPS (Figura 34).

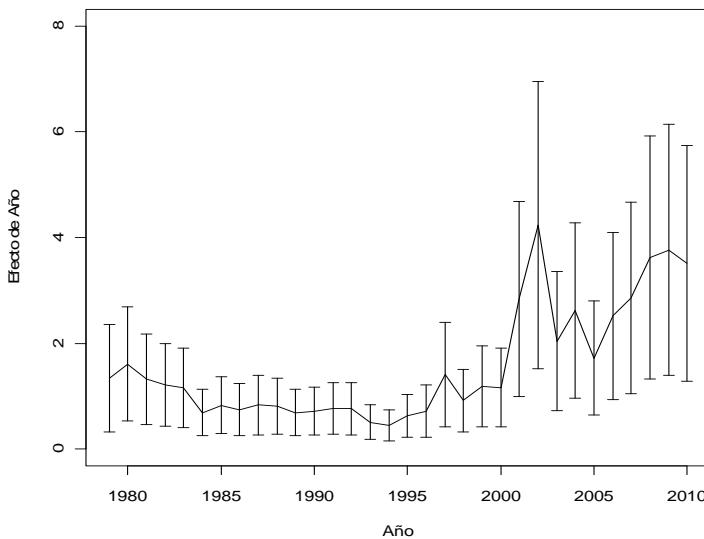


Figura 34. Efecto del factor año en el modelo GLMM de capturas positivas en la PDA. Se muestran los intervalos de confianza al 95%.

5.2 Modelo de probabilidad de capturas positivas para la PDA.

Se emplearon los datos desde el caladero 4 en adelante. Se ajustaron los siguientes GLM:

```
Bglm1<-glm(respuesta~año+Buque,family = binomial(link=logit))
Bglm2<-glm(respuesta~año+Cala+Buque,family = binomial(link=logit))
Bglm3<-glm(respuesta~año+Cala+Mes+Buque,family = binomial(link=logit))
Bglm4<-glm(respuesta~año+Mes+Cala+Buque+año:Cala,family = binomial(link=logit))
Bglm5<-glm(respuesta~año+Mes+Cala+Buque+Mes:Cala,family = binomial(link=logit))
```

El mejor modelo fue el modelo Bglm4 (Tabla 23).

Tabla 23. AIC de los modelos GLM de probabilidad de captura positiva en la PDA.

| | Df | AIC |
|--------------|------------|-----------------|
| Bglm1 | 70 | 68923.48 |
| Bglm2 | 80 | 59140.95 |
| Bglm3 | 91 | 54852.88 |
| Bglm4 | 384 | 47818.78 |
| Bglm5 | 201 | 49426.58 |

Debido a que el Bglm4 contiene la interacción entre año y caladero, finalmente se ajustó el siguiente modelo GLMM:

$$\text{respuesta2} \sim \text{año} + \text{Cala} + \text{Mes} + \text{Buque} + (1 | \text{año}:\text{Cala})$$



donde año, caladero, mes y buque fueron los factores fijos; y la interacción entre año y caladero el factor aleatorio (Tabla 24).

Tabla 24. Resultados del GLMM de probabilidad de captura positiva en la PDA

| Generalized linear mixed model fit by the Laplace approximation | | | | | |
|---|-------------|------------|----------|--------------|--|
| Formula: respuesta2 ~ año + Mes + Cala + Buque + (1 año:Cala) | | | | | |
| AIC | BIC | logLik | deviance | | |
| 40251 | 40904 | -20033 | 40067 | | |
| Random effects: | | | | | |
| Groups | Name | Variance | Std.Dev. | | |
| año:Cala | (Intercept) | 1.0104 | 1.0052 | | |
| Number of obs: 8987, groups: año:Cala, 335 | | | | | |
| Fixed effects: | | | | | |
| | Estimate | Std. Error | z value | Pr(> z) | |
| (Intercept) | 1.55122 | 0.43312 | 3.58 | 0.000342 *** | |
| año1980 | -0.80249 | 0.49137 | -1.63 | 0.102430 | |
| año1981 | -1.24776 | 0.48471 | -2.57 | 0.010046 * | |
| año1982 | -0.95463 | 0.48396 | -1.97 | 0.048547 * | |
| año1983 | -1.47807 | 0.48427 | -3.05 | 0.002272 ** | |
| año1984 | -0.60817 | 0.48306 | -1.26 | 0.208033 | |
| año1985 | -0.97824 | 0.48339 | -2.02 | 0.043002 * | |
| año1986 | -1.18949 | 0.49072 | -2.42 | 0.015353 * | |
| año1987 | -0.90759 | 0.48726 | -1.86 | 0.062514 . | |
| año1988 | -0.94527 | 0.47186 | -2.00 | 0.045147 * | |
| año1989 | -1.24260 | 0.46544 | -2.67 | 0.007591 ** | |
| año1990 | -0.98867 | 0.46608 | -2.12 | 0.033898 * | |
| año1991 | -1.36532 | 0.47015 | -2.90 | 0.003685 ** | |
| año1992 | -0.71190 | 0.46812 | -1.52 | 0.128316 | |
| año1993 | -1.20894 | 0.47279 | -2.56 | 0.010557 * | |
| año1994 | -1.21882 | 0.46962 | -2.60 | 0.009450 ** | |
| año1995 | -1.61334 | 0.47445 | -3.40 | 0.000673 *** | |
| año1996 | -0.75006 | 0.49085 | -1.53 | 0.126491 | |
| año1997 | -0.42663 | 0.48402 | -0.88 | 0.378085 | |
| año1998 | -2.11923 | 0.47392 | -4.47 | 7.76e-06 *** | |
| año1999 | -2.47196 | 0.47568 | -5.20 | 2.03e-07 *** | |
| año2000 | -2.80592 | 0.47489 | -5.91 | 3.45e-09 *** | |
| año2001 | -2.81650 | 0.48119 | -5.85 | 4.82e-09 *** | |
| año2002 | -3.46059 | 0.47551 | -7.28 | 3.40e-13 *** | |
| año2003 | -3.50958 | 0.47848 | -7.33 | 2.22e-13 *** | |
| año2004 | -3.65955 | 0.47210 | -7.75 | 9.07e-15 *** | |
| año2005 | -4.92045 | 0.47143 | -10.44 | < 2e-16 *** | |
| año2006 | -3.89209 | 0.47001 | -8.28 | < 2e-16 *** | |
| año2007 | -4.10606 | 0.47373 | -8.67 | < 2e-16 *** | |
| año2008 | -4.71082 | 0.47759 | -9.86 | < 2e-16 *** | |
| año2009 | -4.66221 | 0.47337 | -9.85 | < 2e-16 *** | |
| año2010 | -3.55536 | 0.47059 | -7.56 | 4.19e-14 *** | |
| Mes2 | 0.18777 | 0.05016 | 3.74 | 0.000182 *** | |
| Mes3 | 0.01546 | 0.04775 | 0.32 | 0.746029 | |
| Mes4 | -0.63814 | 0.04648 | -13.73 | < 2e-16 *** | |
| Mes5 | -1.45449 | 0.04730 | -30.75 | < 2e-16 *** | |
| Mes6 | -1.47967 | 0.04745 | -31.18 | < 2e-16 *** | |
| Mes7 | -1.17192 | 0.04612 | -25.41 | < 2e-16 *** | |



| | | | | | |
|-------------|----------|-----------|--------|----------|-----|
| Mes8 | -0.90101 | 0.04717 | -19.10 | < 2e-16 | *** |
| Mes9 | -0.19620 | 0.04460 | -4.40 | 1.09e-05 | *** |
| Mes10 | 0.32331 | 0.04768 | 6.78 | 1.19e-11 | *** |
| Mes11 | -0.04575 | 0.04797 | -0.95 | 0.340202 | |
| Mes12 | -0.42702 | 0.05320 | -8.03 | 9.97e-16 | *** |
| Cala5 | -0.77596 | 0.32634 | -2.38 | 0.017418 | * |
| Cala6 | -2.48163 | 0.30745 | -8.07 | 6.93e-16 | *** |
| Cala7 | -2.82871 | 0.30479 | -9.28 | < 2e-16 | *** |
| Cala8 | -2.51423 | 0.30513 | -8.24 | < 2e-16 | *** |
| Cala9 | -2.43942 | 0.30603 | -7.97 | 1.57e-15 | *** |
| Cala10 | -0.04129 | 0.31096 | -0.13 | 0.894371 | |
| Cala11 | -0.89576 | 0.31549 | -2.84 | 0.004522 | ** |
| Cala12 | -1.09713 | 0.30871 | -3.55 | 0.000380 | *** |
| Cala13 | -1.25218 | 0.30819 | -4.06 | 4.84e-05 | *** |
| Cala14 | -0.88780 | 0.32199 | -2.76 | 0.005829 | ** |
| Buque3 | 0.68332 | 0.07412 | 9.22 | < 2e-16 | *** |
| Buque4 | 1.27203 | 0.06677 | 19.05 | < 2e-16 | *** |
| Buque5 | 1.07669 | 0.07465 | 14.42 | < 2e-16 | *** |
| Buque6 | -0.07515 | 0.07591 | -0.99 | 0.322203 | |
| Buque7 | 0.85489 | 0.06713 | 12.73 | < 2e-16 | *** |
| Buque8 | 1.08441 | 0.06722 | 16.13 | < 2e-16 | *** |
| Buque9 | 0.54286 | 0.06870 | 7.90 | 2.74e-15 | *** |
| Buque10 | 2.40583 | 0.09160 | 26.27 | < 2e-16 | *** |
| Buque11 | 1.03119 | 0.09154 | 11.26 | < 2e-16 | *** |
| Buque12 | 1.82039 | 0.07650 | 23.79 | < 2e-16 | *** |
| Buque13 | 2.64535 | 0.07549 | 35.04 | < 2e-16 | *** |
| Buque14 | 1.15863 | 0.08784 | 13.19 | < 2e-16 | *** |
| Buque15 | 0.05265 | 0.09247 | 0.57 | 0.569150 | |
| Buque16 | 1.25682 | 0.09028 | 13.92 | < 2e-16 | *** |
| Buque17 | 0.91748 | 0.07624 | 12.03 | < 2e-16 | *** |
| Buque32 | 4.66709 | 0.09217 | 50.64 | < 2e-16 | *** |
| Buque33 | 4.57952 | 0.09837 | 46.56 | < 2e-16 | *** |
| Buque36 | 4.31884 | 0.09033 | 47.81 | < 2e-16 | *** |
| Buque37 | 4.04843 | 0.08970 | 45.13 | < 2e-16 | *** |
| Buque38 | 3.13289 | 0.21976 | 14.26 | < 2e-16 | *** |
| Buque39 | 4.55905 | 0.10483 | 43.49 | < 2e-16 | *** |
| Buque40 | 3.85264 | 0.09014 | 42.74 | < 2e-16 | *** |
| Buque41 | 4.11163 | 0.08915 | 46.12 | < 2e-16 | *** |
| Buque42 | 4.02572 | 0.09126 | 44.11 | < 2e-16 | *** |
| Buque43 | 4.43732 | 0.09246 | 47.99 | < 2e-16 | *** |
| Buque180 | 3.99116 | 0.11312 | 35.28 | < 2e-16 | *** |
| Buque200 | 2.79218 | 0.14314 | 19.51 | < 2e-16 | *** |
| Buque300659 | 1.12729 | 0.55967 | 2.01 | 0.043989 | * |
| Buque301006 | 4.45272 | 0.21954 | 20.28 | < 2e-16 | *** |
| Buque301007 | -8.24750 | 113.32858 | -0.07 | 0.941985 | |
| Buque301017 | 4.56922 | 0.20452 | 22.34 | < 2e-16 | *** |
| Buque301020 | 4.06477 | 0.22233 | 18.28 | < 2e-16 | *** |
| Buque301021 | 3.97191 | 0.19311 | 20.57 | < 2e-16 | *** |
| Buque301215 | -0.20793 | 1.04656 | -0.20 | 0.842516 | |
| Buque940251 | 3.50364 | 0.53000 | 6.61 | 3.82e-11 | *** |
| Buque940265 | 3.26889 | 0.11575 | 28.24 | < 2e-16 | *** |
| Buque940392 | 2.73020 | 0.11686 | 23.36 | < 2e-16 | *** |
| Buque940857 | 2.85889 | 0.13169 | 21.71 | < 2e-16 | *** |

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

La distribución de los residuales del modelo se presenta en la figura 35.

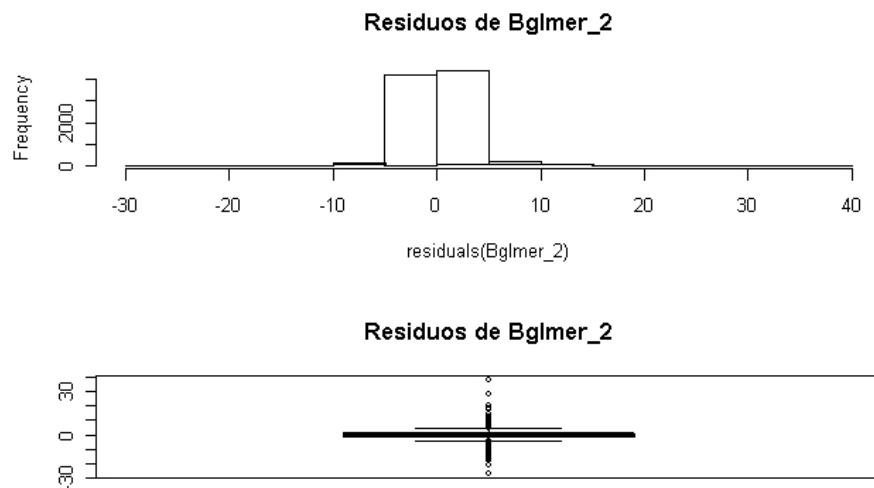


Figura 35. Residuales del modelo GLMM de probabilidad de capturas positivas en la PDA.

La probabilidad de capturas positivas mostró un claro cambio de nivel después del año 2000, con intervalos de confianza más amplios hacia la primera parte de la serie (Figura 36).

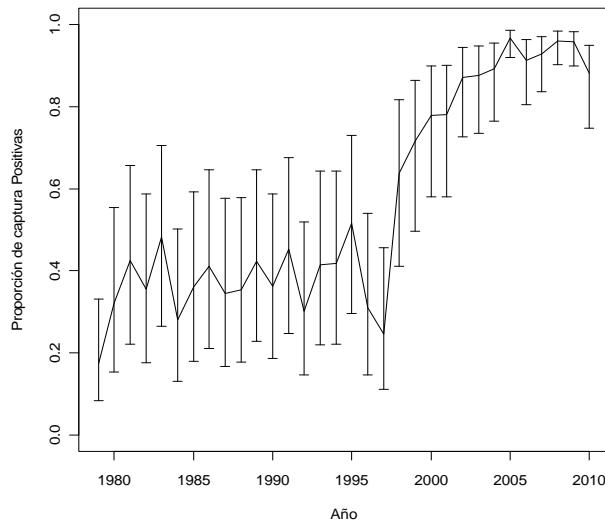


Figura 36. Probabilidad de capturas positivas en el área de la PDA. Se muestran los intervalos de confianza al 95%.

5.3 Índice de abundancia relativa para la PDA.

Índice de abundancia relativa en el área de la PDA fue similar al estimado para la UPS (Figura 37) y por lo tanto también mostró una relación de hiper-estabilidad con la biomasa acústica (Figura 38), que se evidencia en los resultados de los ajustes de los modelos lineales y potenciales (Figuras 39 y 40).

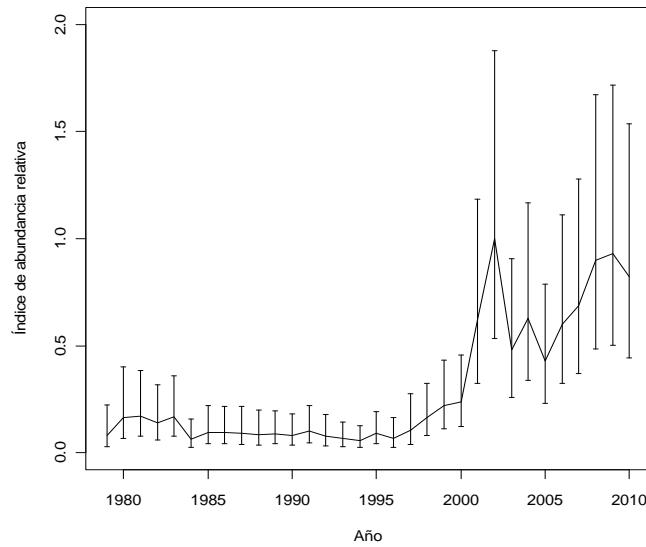


Figura 37. Índice de abundancia para la PDA, con intervalo de confianza al 95%.

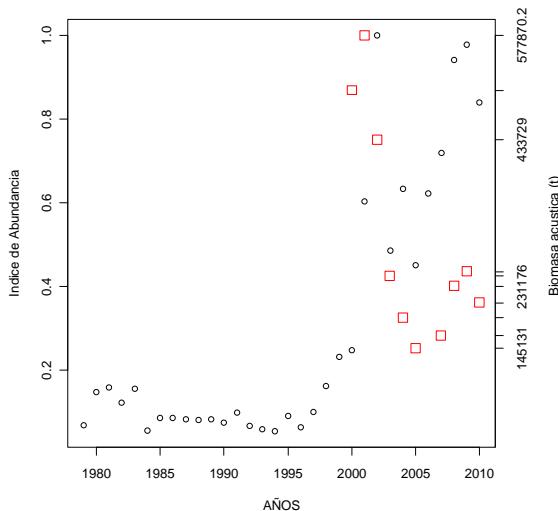


Figura 38. Índice de abundancia para la PDA y biomasa acústica.

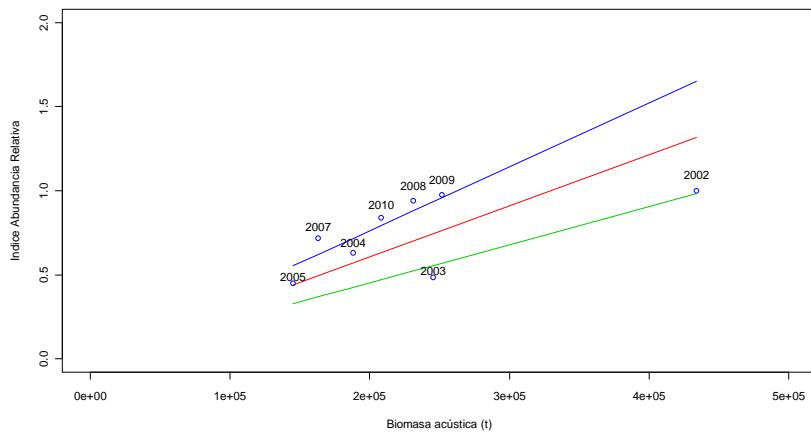


Figura 39. Regresión por el origen entre el índice de abundancia para la PDA y biomasa acústica.

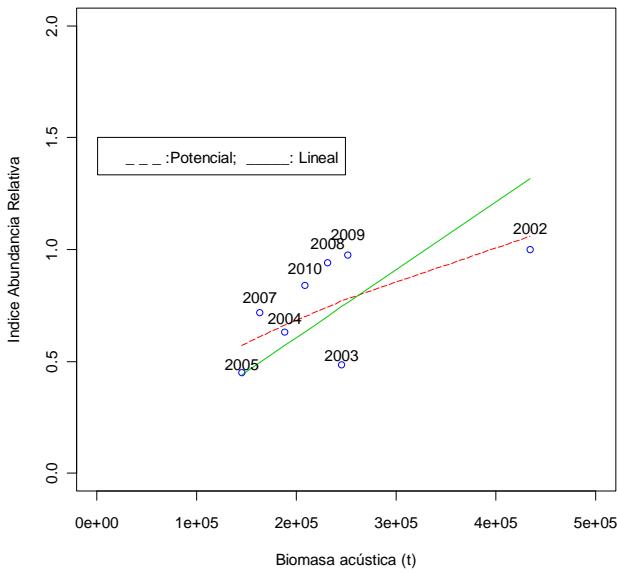


Figura 40. Regresión lineal y potencial entre el índice de abundancia para la PDA y biomasa acústica.

El índice de abundancia en la PDA se diferencia con el índice de abundancia en el área total estimado en las dos últimas evaluaciones de stock, debido a que este representa una tendencia local de hiperestabilidad (Figura 41).

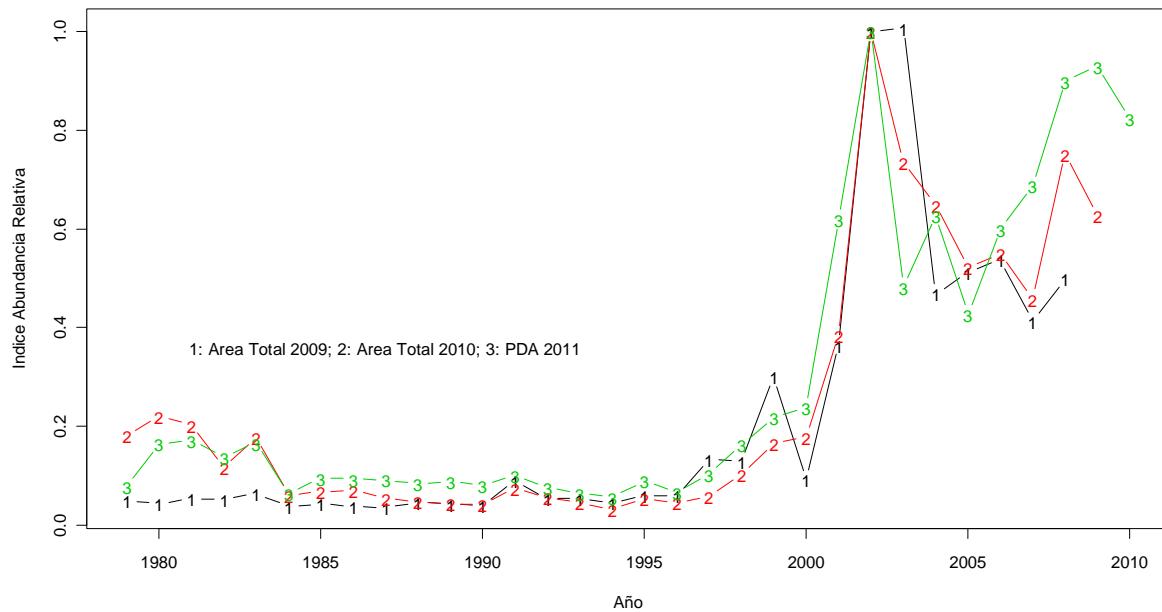


Figura 41. Índice de abundancia para la PDA e índices estimados en evaluaciones de stock de años anteriores para toda el área (PDA+PDCS).

6. Índice de abundancia de la PDCS (norte 41°28,6'S).

6.1 Modelo de capturas positivas para PDCS.

Se ajustaron los siguientes modelos GLM:

```

modelo1<-glm(log(CCola)~anio+Caladero+buque+offset(log(ha)),family=gaussian)
modelo2<-glm(log(CCola)~anio+mes+buque+offset(log(ha)),family=gaussian)
modelo3<-glm(log(CCola)~anio+Caladero+mes+buque+offset(log(ha)),family=gaussian)
modelo4<-glm(log(CCola)~anio+Caladero+mes:Caladero+buque+offset(log(ha)),family=gaussian)
modelo5<-glm(log(CCola)~anio+Caladero+mes:Caladero+buque+offset(log(ha)),family=gaussian)
modelo6<-glm(log(CCola)~anio+mes:Caladero+buque+offset(log(ha)),family=gaussian)
modelo7<-glm(log(CCola)~anio+Caladero+mes:anio:Caladero+buque+offset(log(ha)),family=gaussian)

```

Se seleccionó el modelo5 como el mejor modelo por su valor de AIC y por incluir todos los efectos principales (Tabla 25).

Debido a que el mejor modelo incluyó la interacción mes y caladero, se ajustó el siguiente GLMM:

```
log(CCola)~anio+mes+Caladero+buque+offset(log(ha))+(1|mes:Caladero),family=gaussian )
```



donde los efectos fijos fueron anio, Caladero, mes, buque y el efecto aleatorio la interacción entre mes y caladero (Tabla 26).

Tabla 25. AIC de los modelos GLM de captura positiva en la PDGS.

| | df | AIC |
|----------------|-----------|-----------------|
| modelo1 | 30 | 19444.22 |
| modelo2 | 38 | 19278.99 |
| modelo3 | 41 | 19274.36 |
| modelo4 | 74 | 19174.69 |
| modelo5 | 74 | 19174.69 |
| modelo6 | 74 | 19174.69 |
| modelo7 | 64 | 19185.00 |

Tabla 26. AIC de los modelos GLM de captura positiva en la PDGS.

```
Linear mixed model fit by REML
Formula: log(CCola) ~ anio + mes + Caladero + mes + buque +
offset(log(ha)) + (1 | mes:Caladero)
Data: subset(data1, as.vector(anio) > 2001 & Caladero != 999)
AIC  BIC logLik deviance REMLdev
19320 19598 -9618  19153  19236
Random effects:
Groups      Name        Variance Std.Dev.
mes:Caladero (Intercept) 0.13141  0.36251
Residual            1.85302  1.36126
Number of obs: 5530, groups: mes:Caladero, 48

Fixed effects:
Estimate Std. Error t value
(Intercept) -1.94533  0.53392 -3.644
anio2003   -0.27251  0.09454 -2.883
anio2004   -1.48588  0.09773 -15.204
anio2005   -1.88593  0.11088 -17.009
anio2006   -2.10363  0.11792 -17.840
anio2007   -2.06149  0.12614 -16.343
anio2008   -1.25792  0.10269 -12.250
anio2009   -1.71874  0.11024 -15.591
anio2010   -1.69706  0.10843 -15.651
mes2       0.21313  0.27267  0.782
mes3       0.27536  0.27403  1.005
mes4      -0.06650  0.27598 -0.241
mes5      -0.30356  0.28740 -1.056
mes6      -0.26033  0.30011 -0.867
mes7      -0.36331  0.29193 -1.245
mes8      -0.55919  0.29317 -1.907
mes9      -0.01195  0.28574 -0.042
mes10     -0.25667  0.28473 -0.901
mes11     -0.32200  0.27932 -1.153
mes12     -0.46339  0.28325 -1.636
Caladero2  0.06914  0.16191  0.427
```

| | | | |
|--------------|---------|---------|--------|
| Caladero3 | 0.06918 | 0.17530 | 0.395 |
| Caladero4 | 0.09197 | 0.17947 | 0.512 |
| buque37 | 2.31847 | 0.50863 | 4.558 |
| buque38 | 5.79468 | 0.48874 | 11.856 |
| buque40 | 1.88950 | 0.57048 | 3.312 |
| buque41 | 4.04991 | 0.49602 | 8.165 |
| buque42 | 3.87264 | 0.49337 | 7.849 |
| buque43 | 4.08837 | 0.49220 | 8.306 |
| buque180 | 4.42437 | 0.48640 | 9.096 |
| buque200 | 2.89511 | 0.68634 | 4.218 |
| bueque300659 | 5.29634 | 0.48627 | 10.892 |
| bueque301004 | 2.38444 | 1.44691 | 1.648 |
| bueque301006 | 4.88189 | 0.48973 | 9.968 |
| bueque301007 | 4.97685 | 0.51554 | 9.654 |
| bueque301017 | 5.07086 | 0.48620 | 10.430 |
| bueque301020 | 4.36442 | 0.48620 | 8.977 |
| bueque301021 | 4.92509 | 0.48632 | 10.127 |
| bueque301215 | 5.19674 | 0.48688 | 10.674 |
| bueque940251 | 4.19684 | 0.51079 | 8.216 |

Una parte importante de los residuales se alejaron de la distribución normal (Figura 42).

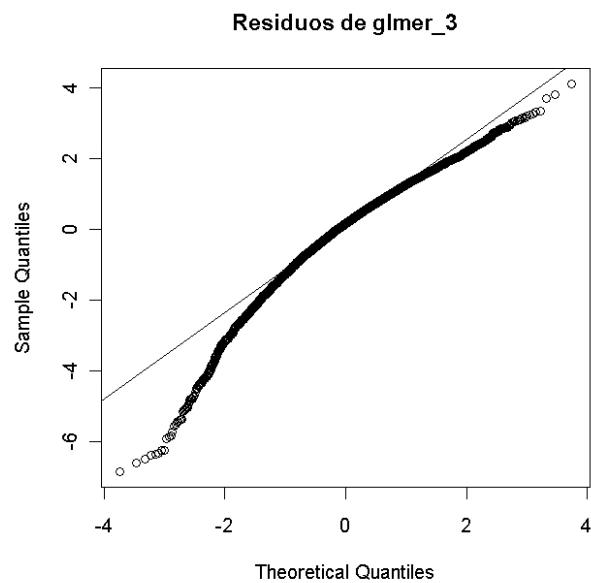


Figura 42. Residuales del GLMM de capturas positivas en la PDCS.

El efecto anual presentó una tendencia decreciente pero con un amplio intervalo de confianza en el primer año (Figura 43).

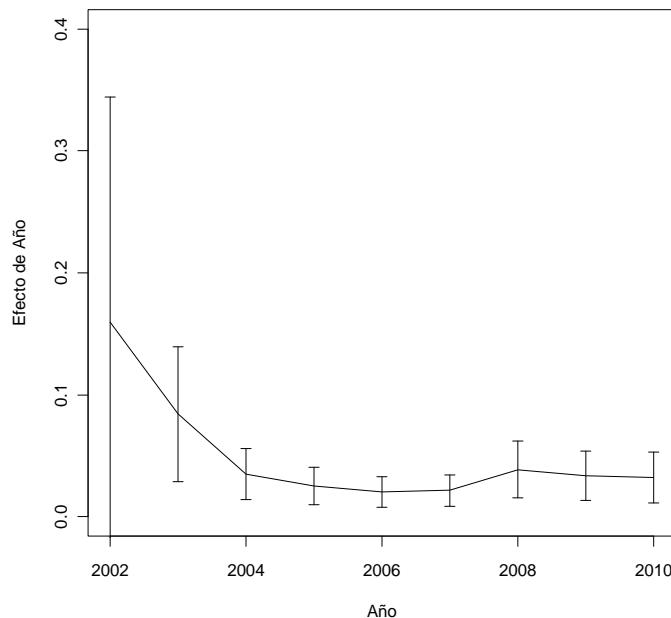


Figura 43. Efecto anual en modelo GLMM de capturas positivas en la PDCS.

6.2 Modelo de probabilidad de capturas positivas para PDCS.

Se ajustaron los siguientes modelos GLM.

Bglm1<-glm(respuesta~año+Buque,family = binomial(link=logit))
Bglm2<-glm(respuesta~año+Cala+Buque,family = binomial(link=logit))
Bglm3<-glm(respuesta~año+Cala+Mes+Buque,family = binomial(link=logit))
Bglm4<-glm(respuesta~año+Mes+Cala+Buque+año:Cala,family = binomial(link=logit))
Bglm5<-glm(respuesta~año+Mes+Cala+Buque+Mes:Cala,family = binomial(link=logit))

El mejor modelo fue el Bglm4 (Tabla 27).

Tabla 27. AIC de los modelos GLM de probabilidad de capturas positivas en la PDCS.

| | df | AIC |
|--------------|-----------|-----------------|
| Bglm1 | 26 | 5671.463 |
| Bglm2 | 29 | 5438.650 |
| Bglm3 | 40 | 5141.058 |
| Bglm4 | 64 | 4759.032 |
| Bglm5 | 73 | 4883.838 |



Basado en este modelo se ajustó el siguiente modelo GLMM:

$$\text{respuesta2} \sim \text{año} + \text{Mes} + \text{Cala} + \text{Buque} + (1 | \text{año:Cala})$$

donde los efectos fijos fueron año, Cala (caladero) Mes y Buque, y el efecto aleatorio fue la interacción entre año y caladero.

Tabla 28. Resultados del GLMM de probabilidad de capturas positivas en la PDCS.

| Generalized linear mixed model fit by the Laplace approximation | | | | | |
|---|-------------|------------|----------|--------------|--|
| Formula: respuesta2 ~ año + Mes + Cala + Buque + (1 año:Cala) | | | | | |
| AIC | BIC | logLik | deviance | | |
| 3947 | 4157 | -1933 | 3865 | | |
| Random effects: | | | | | |
| Groups | Name | Variance | Std.Dev. | | |
| año:Cala | (Intercept) | 0.59311 | 0.77014 | | |
| Number of obs: 1240, groups: año:Cala, 36 | | | | | |
| Fixed effects: | | | | | |
| | Estimate | Std. Error | z value | Pr(> z) | |
| (Intercept) | 2.58176 | 0.70267 | 3.674 | 0.000239 *** | |
| año2003 | 0.14821 | 0.69230 | 0.214 | 0.830485 | |
| año2004 | 0.43236 | 0.63740 | 0.678 | 0.497572 | |
| año2005 | 0.34730 | 0.63750 | 0.545 | 0.585908 | |
| año2006 | 1.31984 | 0.63656 | 2.073 | 0.038137 * | |
| año2007 | 1.16332 | 0.63920 | 1.820 | 0.068764 . | |
| año2008 | 0.18248 | 0.64325 | 0.284 | 0.776651 | |
| año2009 | 0.08927 | 0.63787 | 0.140 | 0.888702 | |
| año2010 | 0.77553 | 0.63881 | 1.214 | 0.224743 | |
| Mes2 | 0.01763 | 0.12064 | 0.146 | 0.883801 | |
| Mes3 | 0.53006 | 0.11861 | 4.469 | 7.86e-06 *** | |
| Mes4 | 0.90524 | 0.12416 | 7.291 | 3.08e-13 *** | |
| Mes5 | 1.19763 | 0.14332 | 8.357 | < 2e-16 *** | |
| Mes6 | 1.52309 | 0.16589 | 9.181 | < 2e-16 *** | |
| Mes7 | 1.57984 | 0.16667 | 9.479 | < 2e-16 *** | |
| Mes8 | 0.74408 | 0.17285 | 4.305 | 1.67e-05 *** | |
| Mes9 | -0.04576 | 0.17993 | -0.254 | 0.799254 | |
| Mes10 | -0.24026 | 0.13395 | -1.794 | 0.072861 . | |
| Mes11 | 0.03690 | 0.12651 | 0.292 | 0.770510 | |
| Mes12 | -0.10898 | 0.13477 | -0.809 | 0.418722 | |
| Cala2 | -0.57522 | 0.37244 | -1.544 | 0.122473 | |
| Cala3 | -1.73350 | 0.41111 | -4.217 | 2.48e-05 *** | |
| Cala4 | -0.82858 | 0.39899 | -2.077 | 0.037831 * | |
| Buque37 | -2.21521 | 0.50376 | -4.397 | 1.10e-05 *** | |
| Buque38 | -3.93400 | 0.48824 | -8.057 | 7.79e-16 *** | |
| Buque40 | -0.62234 | 0.55235 | -1.127 | 0.259862 | |
| Buque41 | -2.72217 | 0.49322 | -5.519 | 3.41e-08 *** | |
| Buque42 | -4.16933 | 0.50191 | -8.307 | < 2e-16 *** | |
| Buque43 | -2.83871 | 0.48016 | -5.912 | 3.38e-09 *** | |
| Buque180 | -3.72241 | 0.47424 | -7.849 | 4.19e-15 *** | |
| Buque200 | -0.77569 | 0.66429 | -1.168 | 0.242928 | |
| Buque300659 | -3.43315 | 0.46994 | -7.306 | 2.76e-13 *** | |
| Buque301004 | 13.31439 | 329.77126 | 0.040 | 0.967794 | |
| Buque301006 | -2.41072 | 0.47145 | -5.113 | 3.16e-07 *** | |

| | | | | |
|-------------|----------|---------|--------|--------------|
| Buque301007 | -1.72152 | 0.49517 | -3.477 | 0.000508 *** |
| Buque301017 | -3.15852 | 0.46801 | -6.749 | 1.49e-11 *** |
| Buque301020 | -2.95855 | 0.46717 | -6.333 | 2.41e-10 *** |
| Buque301021 | -2.49923 | 0.46587 | -5.365 | 8.11e-08 *** |
| Buque301215 | -3.73542 | 0.47235 | -7.908 | 2.61e-15 *** |
| Buque940251 | -2.98463 | 0.50001 | -5.969 | 2.39e-09 *** |

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

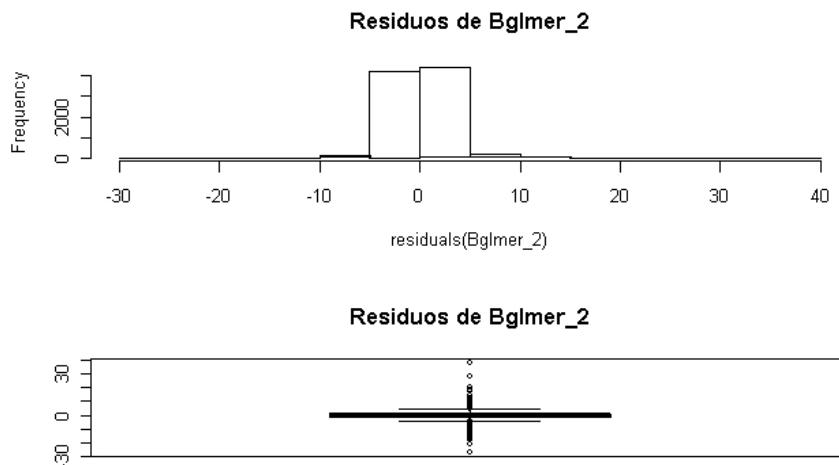


Figura 44. Residuales del modelo GLMM de probabilidad de capturas positivas en la PDGS.

La probabilidad de lances exitosos fluctuó alrededor de 0.05 entre 2002 y 2010 (Tabla 28 y Figura 45).

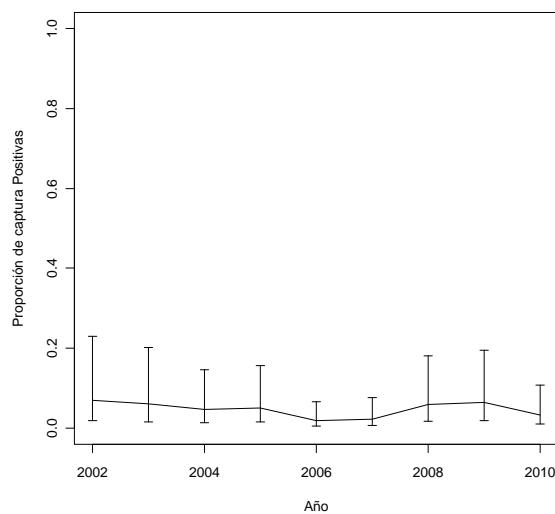


Figura 45. Probabilidad de capturas positivas en el área de la PDGS.

6.3 Índice de abundancia para la PDCS.

El índice de abundancia para la PDCS, fue similar al índice estimado para la UPN, es decir presentó una tendencia decreciente, aunque con un amplio intervalo de confianza para el año 2002 (Figura 46).

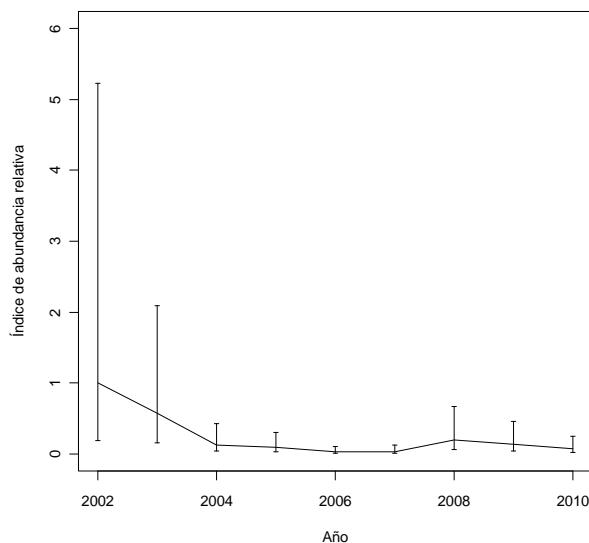


Figura 46. Índice de abundancia en el área de la PDCS. Se muestran los intervalos de confianza al 95%.

El índice tuvo una tendencia similar a la biomasa acústica hasta el año 2008, para luego disminuir a mayor tasa que la biomasa acústica, sugiriendo un proceso de hiper-agotamiento (Figuras 47 a 49).

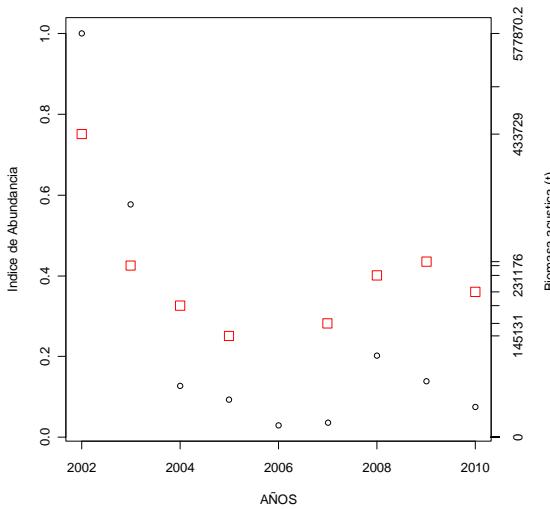


Figura 47. Índice de abundancia en el área de la PDCS y la biomasa acústica (cuadrados).

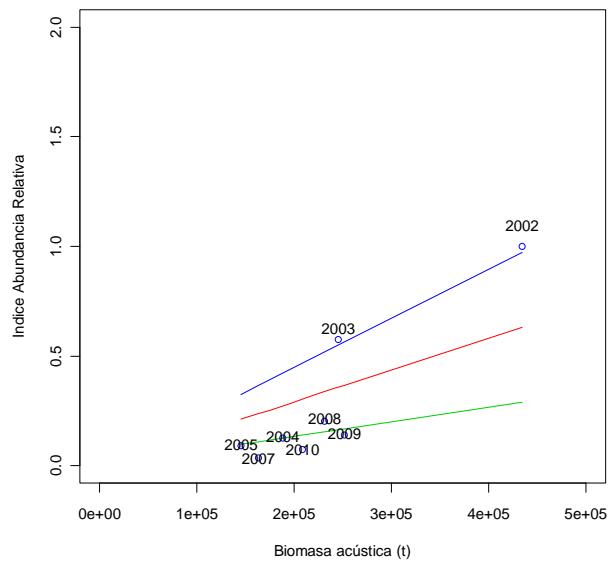


Figura 48. Regresión lineal por el origen entre el índice de abundancia en el área de la PDCS y la biomasa acústica.

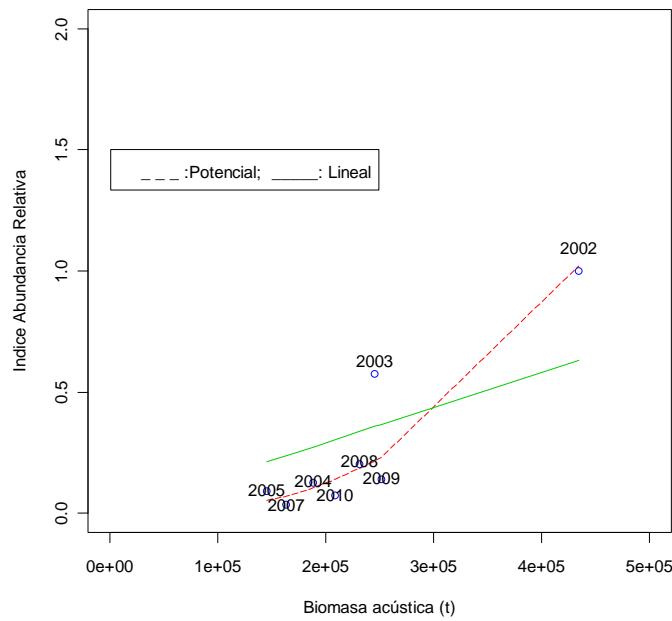


Figura 49. Regresión lineal por el origen y potencial entre el índice de abundancia en el área de la PDCS y la biomasa acústica.

El índice de abundancia en la PDCS presentó una tendencia decreciente mucho mayor que el índice de abundancia estimado para el área total en las evaluaciones de stock de años anteriores (Figura 50).

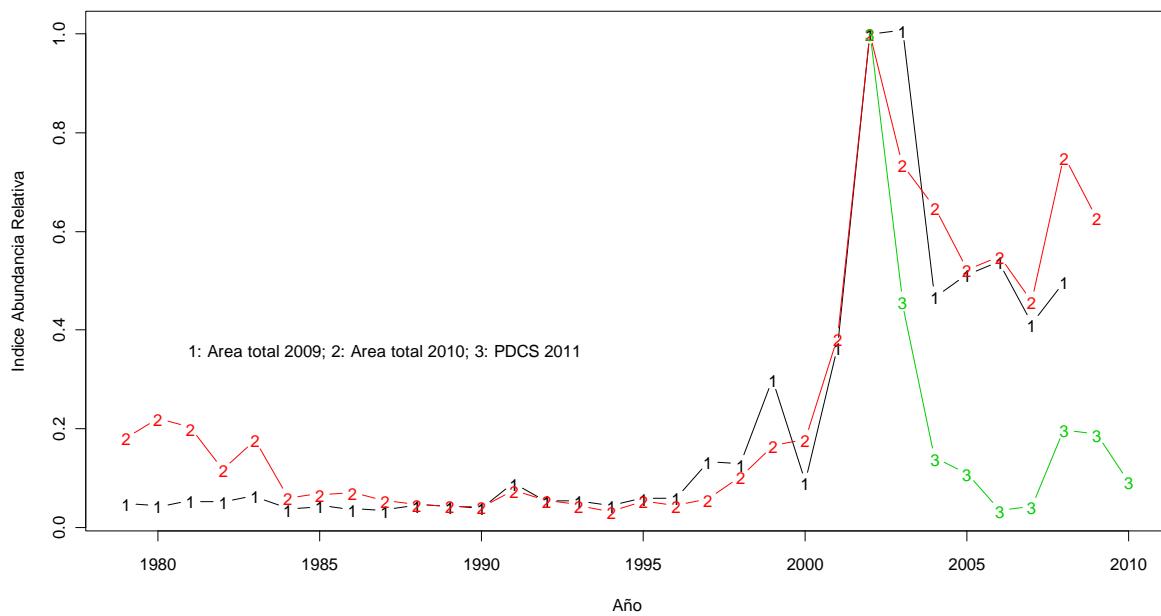


Figura 50. Índice de abundancia en el área de la PDCS y los índices de abundancia en el área total estimados en los años pasados.



V. DISCUSIÓN

El índice de abundancia actualizado fue consistente con los índices utilizados en las dos últimas evaluaciones de stock, y muestra una disminución para el último año. También este índice para el área total tuvo una buena relación lineal con la biomasa estimada por los cruceros acústicos. Esto se puede explicar por que cada vez más la flota de la zona centro-sur pesca más próxima a la zona de concentración reproductiva y por que además las estructuras de las capturas comerciales son similares a la estructura de la biomasa insonificada.

El restringir la serie de datos desde 2002 hasta 2011 aumentó la variabilidad del estimado central y especialmente del intervalo de confianza al 95% del año 2002. El intervalo de confianza del 2002, que corresponde al primer año, en realidad es el intervalo de confianza del intercepto del modelo, en el cual a todos los efectos (año, mes, caladero y barco) se les asigna un valor de referencia igual a 1. Esto se debe hacer para poder ajustar el modelo y evaluar los efectos a través del contraste de efectos tipo tratamiento.

El límite usado para definir el área norte y sur tuvo efectos importantes. Cuando se usó el límite de la unidad de pesquería ($>43^{\circ}44.28' S$) la tendencia del índice fue mas similar entre norte (UPN) y sur (UPS) que cuando se usó el límite entre la pesquería PDA y PDCS ($41^{\circ}28.6' S$)(Figura 51). Esto se explica por que el área de la UPN incluye una mayor fracción de la zona de concentración reproductiva queda el área de la PDCS.

El considerar el índice por área hizo evidente los procesos de hiper-estabilidad de la CPUE en el área cubierta por la UPS (o PDA), mientras que se aprecia una tendencia al hiper-agotamiento en la UPN (o PDCS). La hiper-estabilidad de la CPUE en la UPS (o PDA) se explica por que la pesca se realiza principalmente sobre las concentraciones reproductivas. El hiper-agotamiento se observó más intenso al considerar el área de la PDCS, ya que esta área no incluye parte de la zona de reproducción como ocurre en la UPN. El hiper-agotamiento puede ser explicado, en parte, por que la biomasa acústica corresponde a la biomasa presente en el área reproductiva y por ende no estima adecuadamente el stock total.

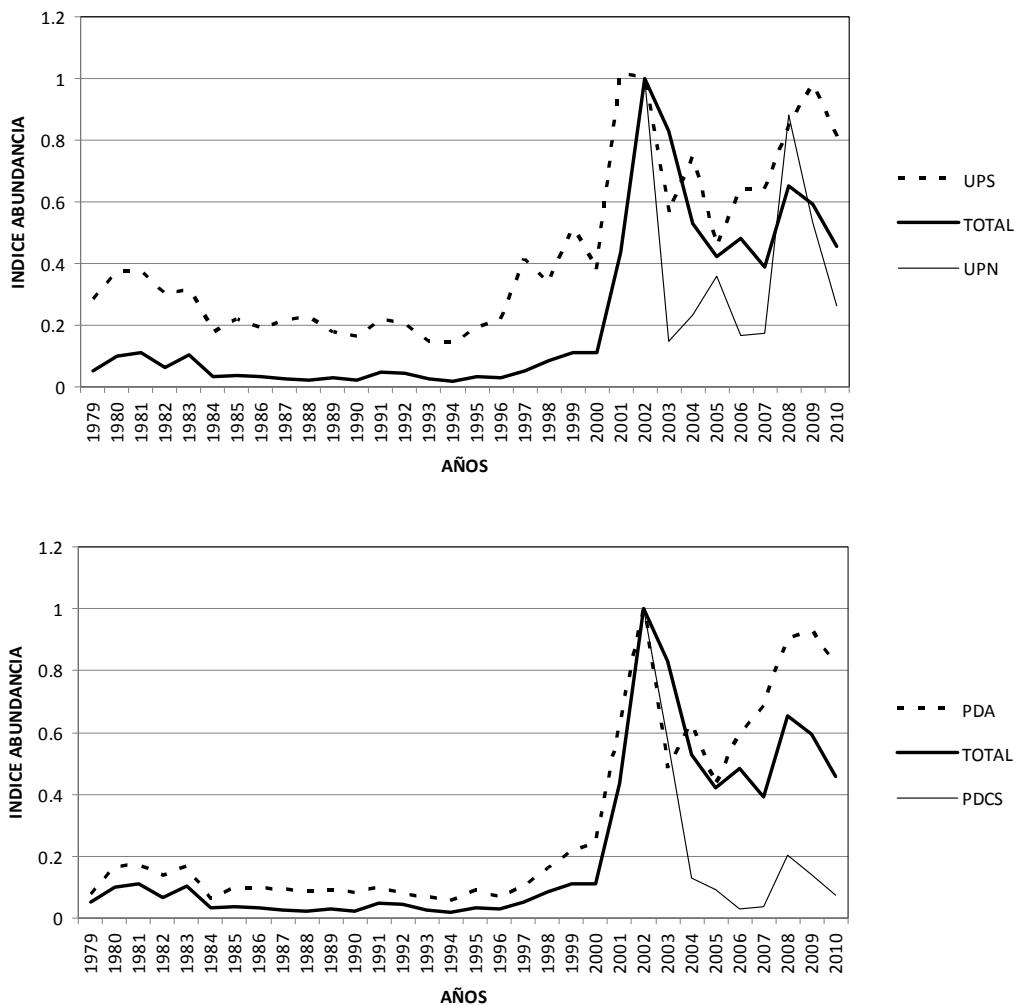


Figura 51. Índice de abundancia para el área total comparado con índices de abundancia por unidad de pesquería (arriba) y por pesquería arrastrera de la PDA y DCS (abajo).



VI. REFERENCIAS

- Akaike, H. 1973. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. Páginas 267-281. En B.N. Petran y F. Csaaki, Eds. International Symposium on Information Theory, 2nd ed. Akadémiai Kiadó, Budapest, Hungary.
- Canales, C., R. Tascheri, J.C. Saavedra y R. Céspedes 2010. Investigación del estatus y evaluación de estrategias de explotación sustentables en merluza de cola, 2010. Instituto de Fomento Pesquero -Subsecretaría de Pesca. 71 p.
- Payá, I., M. Montecinos, J. González, R. Céspedes, L. Adasme, V. Ojeda y S. Lillo. 2005. Investigación CTP regionalizada de merluza de cola, 2005 Fase II. Subsecretaría de Pesca – Instituto de Fomento Pesquero. 41 p.
- R Development Core Team. 2009. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Roa R, et al 2009. Formulación e implementación de un enfoque metodológico de evaluación de stock en merluza de cola. FIP. 2006-14.
- Shono, Hiroshi. 2008. Confidence interval estimation of CPUE year trend in delta-type two-step model. *Fisheries Science*. 74: 712-717.
- Stephens, A. and MacCall, A. 2004. A multispecies approach to subsetting logbook data for purposes of estimating CPUE. *Fisheries Research* 70: 299-310.
- Tascheri R. 2009. Estandarización de la captura por unidad de esfuerzo de la merluza de cola (*Macruronus magellanicus*) en la pesquería demersal chilena: un enfoque que considera la intencionalidad del esfuerzo. Tesis presentada a la dirección de postgrado de la Universidad de Concepción para optar al grado de magíster en ciencias con mención en pesquerías. 109 páginas
- Tascheri R., J.C Saavedra-Nievas y R. Roa-Ureta. 2010. Statistical models to standardize catch rates in the multi-species trawl fishery for Patagonian grenadier (*Macruronus magellanicus*) off Southern Chile. *Fisheries Research* 105: 200-214.
- Young Z., J. Chong, H. Robotham, P. Galvez y H. Gonzalez. 1998. Análisis de la pesquería de merluza de cola en la zona centro-sur. Instituto de Fomento Pesquero. FIP 96-37. 97 páginas, 36 tablas y 54 figuras.

A N E X O 2

Biomasa estimada por área barrida en 1972.
¿Puede ser considerada biomasa virginal en equilibrio?



Biomasa estimada por área barrida en 1972. ¿Puede ser considerada biomasa virginal en equilibrio?

Ignacio Payá C.

I. INTRODUCCIÓN

La biomasa estimada por área barrida en 1972 (Pantoja *et al.* 1973) ha sido postulada, por los investigadores de la industria pesquera, como una biomasa virginal de referencia, cuya estructura de tallas corresponde a la esperada en un población en equilibrio. Por lo tanto el estatus actual del stock podría determinarse calculando a que porcentaje de la biomasa virginal corresponde la biomasa actual. Canales *et al.* (2010), emplearon la biomasa de 1972 para ajustar los estimados de biomasa suponiendo una capturabilidad igual a 1 y que todas las edades estaban igualmente disponibles en el área de estudio. En este anexo se revisa en detalle la biomasa estimada en 1972, su condición de equilibrio y uso en el modelo de evaluación de stock.

II. OBJETIVO

Revisar el crucero de área barrida y determinar si la biomasa estimada por este crucero puede ser considerada como biomasa virginal en condiciones de equilibrio.

III. METODO

Se revisó detalladamente la publicación de Pantoja *et al.* 1972. Debido a que no se cuentan con los datos originales de los muestreos biológicos, las estructuras de tallas por zonas fueron digitalizadas desde las figuras de la publicación.

Los análisis se realizaron para responder dos preguntas:

¿La estructura de tallas corresponde a un stock virginal en equilibrio?

Si la estructura de tallas corresponde a un stock en equilibrio entonces la estructura de edades debería estar en una condición estable y por lo tanto es posible estimar la mortalidad total. Como la pesca era inexistente la mortalidad total es igual a la mortalidad natural. La dificultad es que no existen claves talla-edad del crucero de área barrida, debido a esto se empleo el siguiente procedimiento:



1. Estimación de la abundancia por talla para el área total. Se sumaron las abundancias por talla de todas las zonas, las cuales fueron calculadas empleando la frecuencia de tallas, la relación longitud-peso y las biomassas estimadas de Pantoja *et al.* (1972).
2. Modelación de una clave talla-edad basada en los siguientes supuestos: a) La distribución de tallas por edad sigue una distribución gaussiana; b) Las medias de la distribución por edad corresponden a las tallas medias estimadas por el modelo de crecimiento de Chong *et al.* (2007); c) El coeficiente de variación de la talla a la edad es constante a través de las edades.
3. Transformación de la abundancia por talla en abundancia por edad aplicando la clave talla-edad modelada.
4. Estimación de la mortalidad natural (o mortalidad total) que se ajusta al decaimiento exponencial de la abundancia por edad.
5. La mortalidad natural se encuentra maximizando la verosimilitud de las distribuciones multinomiales de la estructura de tallas observada y estimada.

¿La estructura de tallas muestreada corresponde al stock total?

Para responder esta pregunta se revisó la extensión del área evaluada y la estructura de tallas por zona y total. Debido a que el área barrida se realizó en Enero, se comparó la distribución de tallas con la distribución de tallas registrada en el crucero de evaluación directa de merluza de cola realizado en noviembre de 1999 (Lillo 1999). Para esta comparación se emplearon los lances costeros realizados entre los 40°S y 46°S. Las tallas fueron corregidas por un mes de crecimiento (diferencia entre las fechas de los cruceros de enero de 1972 y noviembre de 1999) usando el modelo de crecimiento de Chong *et al.* 2007. También, se comparó con la distribución de tallas registrada en el crucero de evaluación directa de agosto de 2000 (Lillo *et al.*, 2001).

IV. RESULTADOS

¿La estructura de tallas corresponde a un stock virginal en equilibrio?

La estructura de tallas no correspondió a una proveniente de una estructura de edad estable, ya que no fue posible reproducir la estructura de tallas observada bajo el supuesto de edades estables. Cuando los parámetros CV y M fueron buscados en la minimización, la estructura de tallas reprodujo relativamente bien la edad 1 pero no el resto de las edades en las cuales los valores observados fueron menores que los predichos. Esto significa que la abundancia de las edades no puede ser descrita por un decaimiento exponencial basado en un solo valor de M, y por lo tanto la estructura de edades no es estable (Figuras 1 y 2).

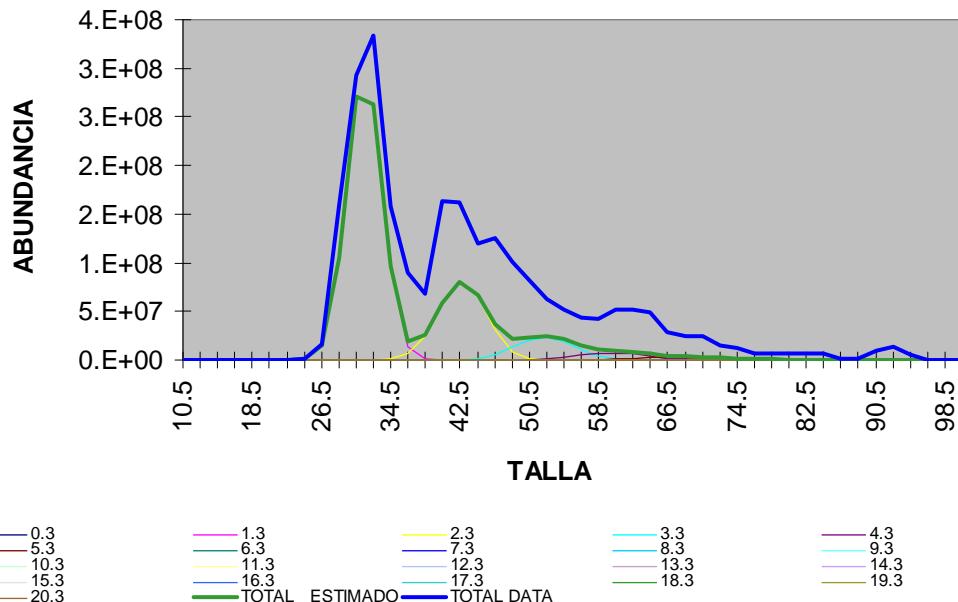


Fig. 1. Abundancia a la talla observada en enero de 1972 (línea azul) y estimada empleando una clave talla-edad con $CV = 0.64$ y $M = 1.02$ (línea verde). También se presentan las distribuciones de tallas por edades, considerando que enero corresponde a 0.3 años de vida. En este caso los parámetros de búsqueda fueron CV y M.

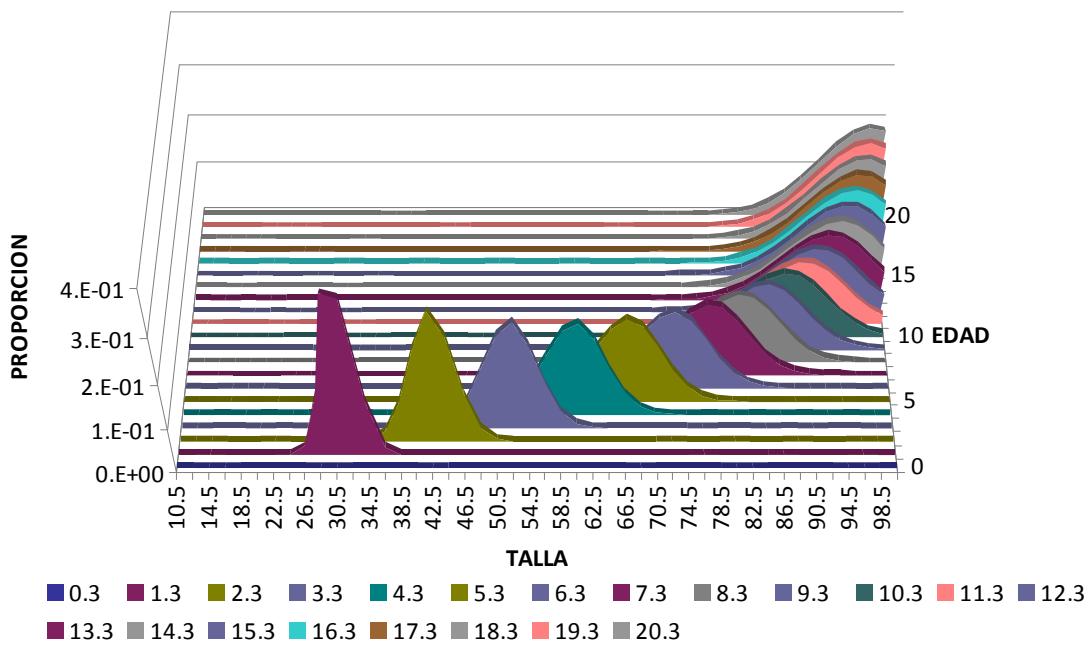


Fig. 2. Distribución de tallas por edades con un CV=0.043

Cuando se fijó el CV=0.043, valor empleado en la evaluación de stock, M fue estimado en 0.799, que corresponde a mas del doble de M=0.35 empleado en el modelo de evaluación de stock. Sin embargo, tampoco fue posible reproducir la estructura de tallas observadas, siendo la abundancia por edades estimada menor que la observada (Figuras 3 y 4).

Cuando se usaron los valores CV=0.043 y M=0.35, que son los valores empleados en el modelo de evaluación de stock, tampoco fue posible reproducir las abundancias a la talla observadas (Figura 5).

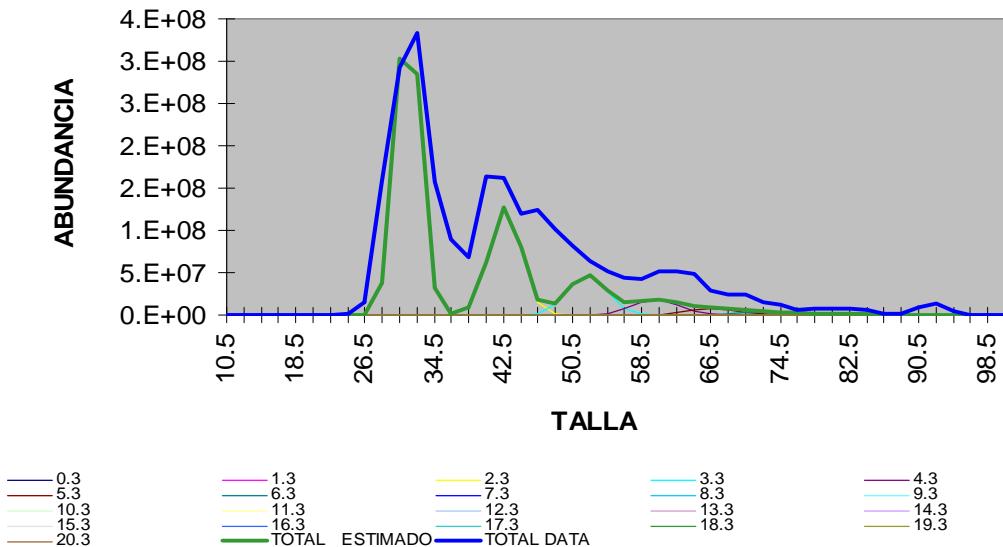


Fig. 3. Abundancia a la talla observada en enero de 1972 (línea azul) y estimada empleando una clave talla-edad con $CV = 0.043$ y con una mortalidad igual a 0.799 (línea verde). También se presentan las distribuciones de tallas por edades, considerando que enero corresponde a 0.3 años de vida. En este caso el parámetros de búsqueda fue M y se fijo $CV = 0.043$.

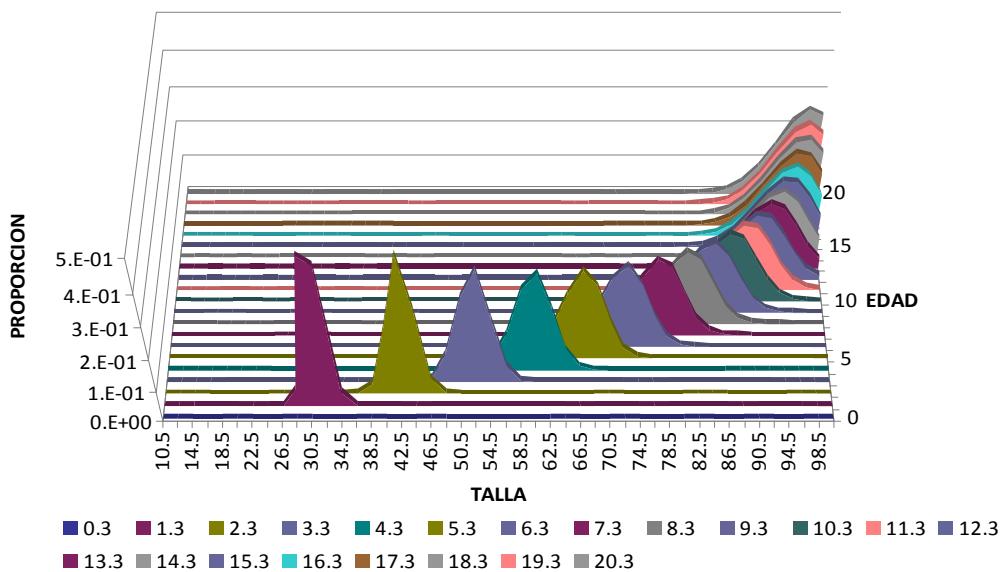


Fig. 4. Distribución de tallas por edades con un $CV=0.043$

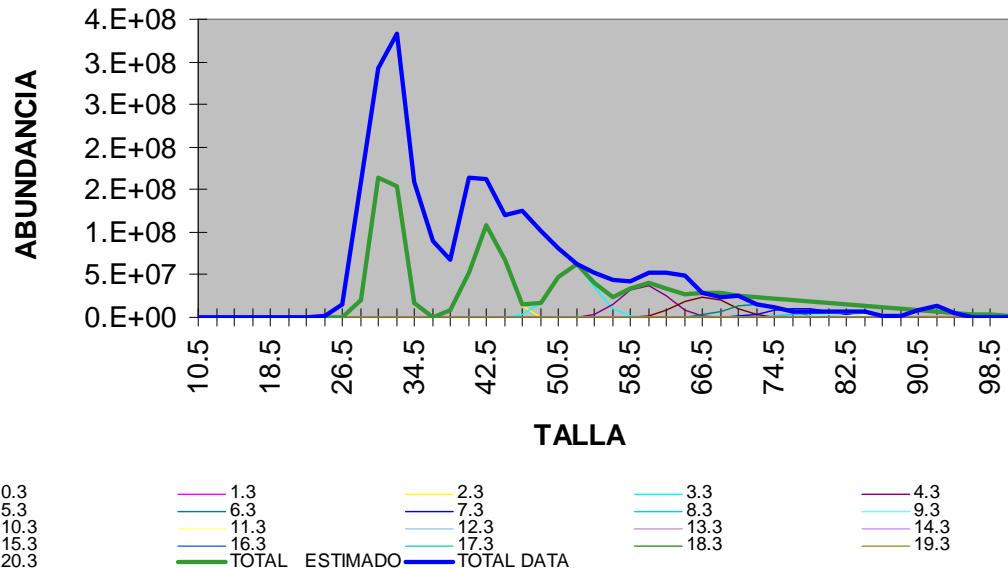


Fig. 5. Abundancia a la talla observada en enero de 1972 (línea azul) y estimada empleando una clave talla-edad con CV= 0.043 y con una mortalidad igual a 0.35 (línea verde). También se presentan las distribuciones de tallas por edades, considerando que enero corresponde a 0.3 años de vida. En este caso los parámetros CV y M fueron los usados en los modelos de evaluación de stock.

¿La estructura de tallas muestreada corresponde al stock total?

El área barrida de 1972 cubrió desde los 40°00'S hasta los 45°16'S, dejando una gran área sin evaluar, por el norte desde los 33°S hasta los 40°S y por el sur desde los 45°17'S hasta los 56°S.

La estructura de tallas no correspondió al total del stock ya que en Enero la disponibilidad de adultos en la zona evaluada fue baja. Esto se confirmó al encontrar que la estructura de tallas de enero de 1972 fue muy similar a la estructura de tallas registrada en enero de 2000 (frecuencia observada en noviembre de 1999 y llevada a enero aplicando el modelo de crecimiento) y que esta no incluye los peces adultos encontrados en agosto del 2000 en la misma área (Figura 6).

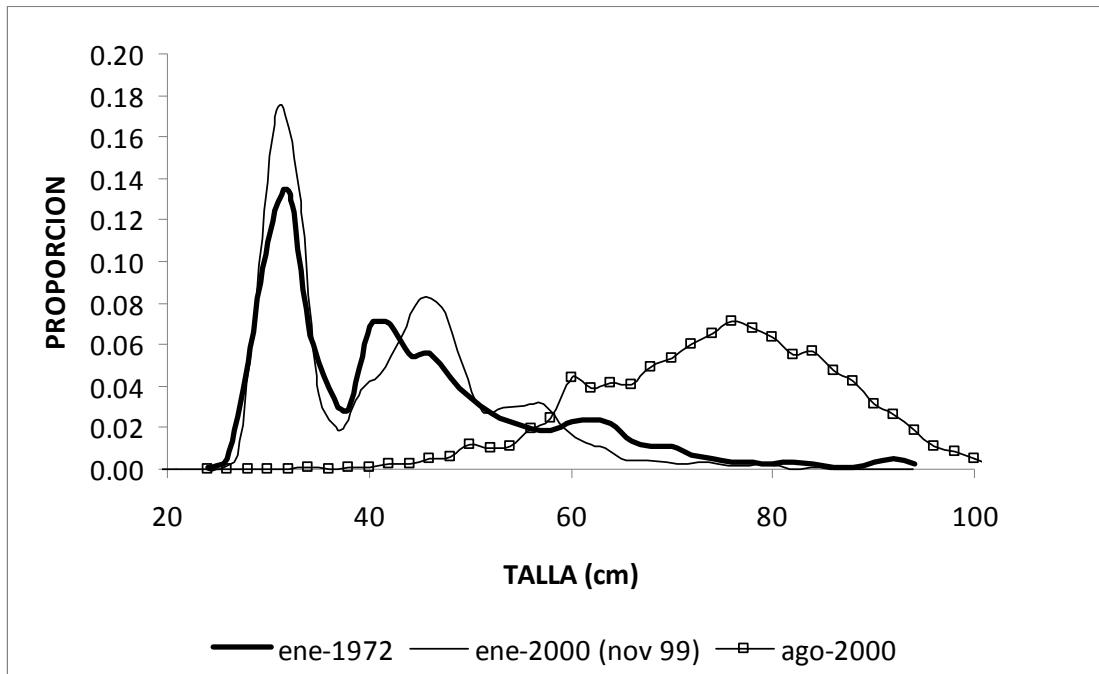


Fig. 6. Frecuencia de tallas de merluza de cola en los cruceros de evaluación directa de Enero de 1972, Enero de 2000 (basado en noviembre de 1999) y Agosto de 2000.

IV. CONCLUSIONES.

La biomasa estimada en enero de 1972 no corresponde al total del stock y la estructura de tallas (edades) no corresponde a una estructura estable. Por lo tanto, no se debe emplear esta biomasa como una biomasa virginal de equilibrio.



V. REFERENCIAS

- Chong J.V., M. Aguayo, e I. Payá. 2007. Estimación de edad, crecimiento y mortalidad natural de la merluza de cola, *Macruronus magellanicus* Lönnberg, 1907 (Macruronidae, Gadiformes) en el Océano Pacífico Suroriental. Revista de Biología Marina y Oceanografía 42(3): 311 – 333.
- Canales C., R. Tascheri, J.C. Saavedra y R. Cespedes. 2010. Investigación del estatus y evaluación de estrategias de explotación en merluza de cola, 2010. SUBPESCA. Informe Final, IFOP, 71 p (más 1 anexo).
- Lillo S. 1999. Evaluación directa de merluza de cola en la zona centro-sur. Informe Final IFOP. FIP 99-06. 55 páginas + figuras y tablas.
- Lillo S. 2001. Evaluación acústica del stock desovante de merluza del sur en aguas exteriores. Informe Final IFOP. FIP 2000-14. 55 páginas + figuras y tablas.
- Pantoja V., F. Orellana, E. Alarcón. 1973. Evaluación preliminar de los recursos potencialmente explotables situados entre la Bahía Corral e Isla Guamblin. Publicación N° 53, Instituto de Fomento Pesquero, Santiago. 75 pp.

A N E X O 3

Análisis de las hipótesis sobre los pesos medios a la
edad, en las capturas comerciales



Análisis de las hipótesis sobre los pesos medios a la edad, en las capturas comerciales

Ignacio Payá C.

I. INTRODUCCIÓN

En las tres últimas penúltimas evaluaciones de stock realizadas por Canales *et al* (2008, 2009 y 2010), se ha supuesto que los pesos medios a la edad son constantes a través de los años. Esto se ha hecho en base a la sugerencia de Chris Francis (NIWA): "Para efectos del modelo, se sugiere el empleo de un vector de pesos medios teóricos a la edad que corresponde al promedio del período de análisis".

II. OBJETIVO

El objetivo es revisar la hipótesis sobre el peso medio a la edad en las capturas comerciales, incluyendo la información disponible hasta el 2010.

III. METODO

Mediante el análisis de los pesos medios a la edad estimados en las matrices de captura a la edad y considerando el último modelo de crecimiento publicado para el recurso (Chong *et al.* 2007), se evaluaron las siguientes preguntas:

- P1: ¿El peso promedio histórico es igual al peso teórico a la edad?
- P2: ¿Las fluctuaciones anuales de los pesos medios a la edad son aleatorias?
- P3: ¿Los pesos a lo largo de una cohorte observados en las capturas son iguales a los pesos teóricos del modelo de crecimiento?
- P4: ¿Existe una tendencia histórica en la desviación de los pesos medios a la observados en las capturas y los pesos teóricos del modelo de crecimiento?
- P5: ¿Las desviaciones del peso teórico aumentan con la edad?
- P6: ¿El peso al inicio del año puede ser estimado desde los pesos promedios?

IV. RESULTADOS

P1: ¿El peso promedio histórico es igual al peso teórico a la edad?

El peso teórico a la edad fue calculado empleando la ecuación de crecimiento en peso de Chong et. al 2007. Para comparar los pesos medios observados con los pesos teóricos, se debe considerar que los primeros corresponden al peso que alcanza un individuo a mitad del año, mientras que los segundos son los pesos del individuo en su mes de nacimiento (Agosto). Por lo tanto, los pesos teóricos deben ser llevados a la mitad del año restando a la edad real 1/12 años.

El promedio histórico de los pesos medios a la edad resultó similar al peso teórico hasta la edad 4, menor desde la edad 5 hasta la edad 11, y luego mayor para las edades mayores de 11 años (Figura 1). La desviación del peso medio en las capturas de la última edad se debe a que esta corresponde al grupo 14+, mientras que en el modelo de crecimiento es solo la edad 14.

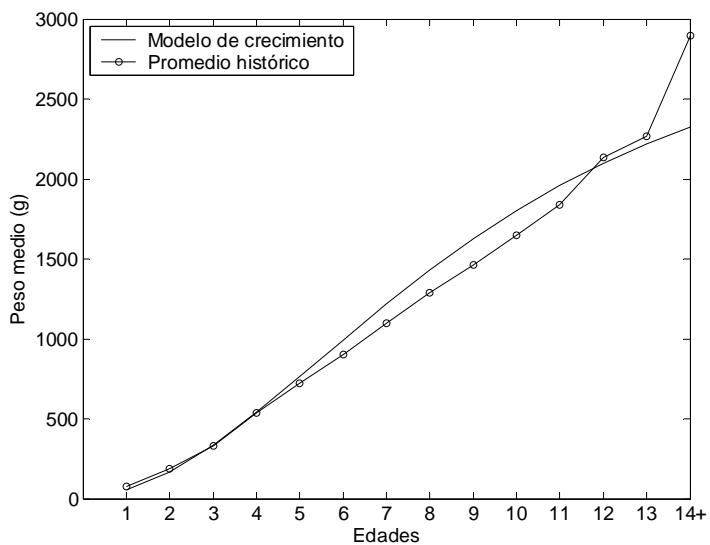


Fig. 1. Peso medios a la edad según el modelo de crecimiento de Chong et al. 2007, y peso promedio histórico (1988 a 2008).

P2: ¿Las fluctuaciones anuales de los pesos medios a la edad son aleatorias?

Las fluctuaciones anuales de los pesos medios a la edad no fueron aleatorias, sino que presentaron tendencias decrecientes desde la edad 4 en adelante, que se acrecientan según aumenta la edad (Figura 2).

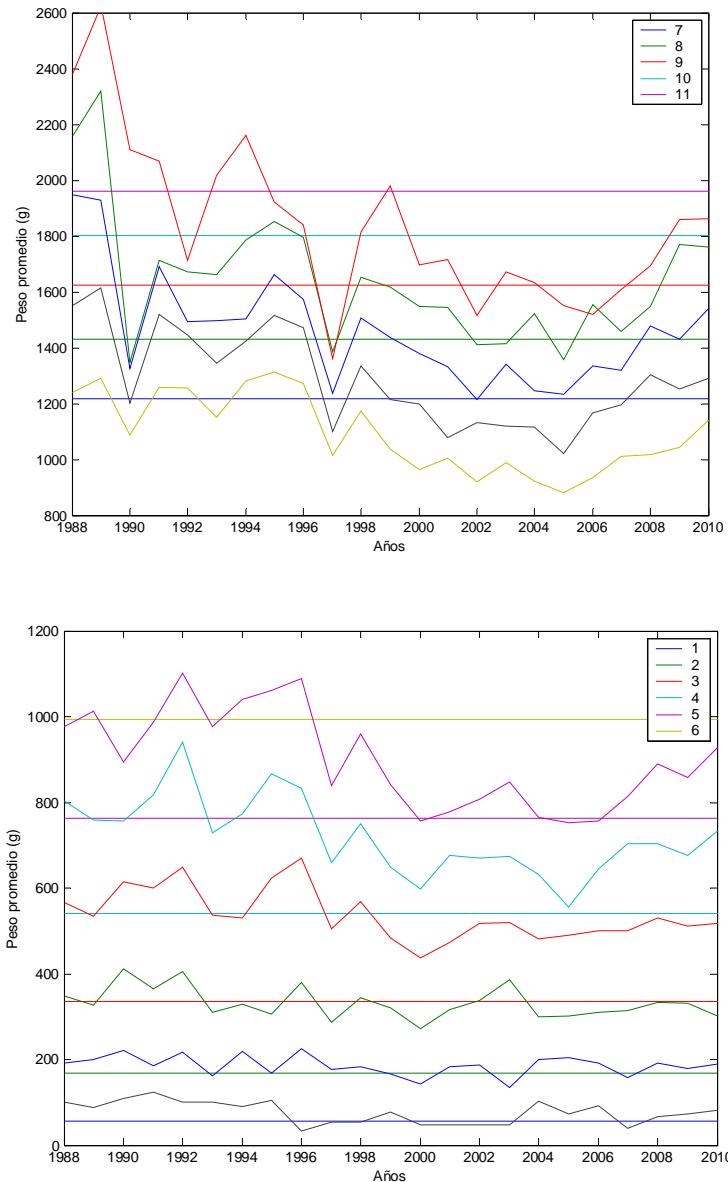


Fig. 2. Pesos medios observados y pesos teóricos (líneas horizontales) desde la edad 1 a 6 (gráfico inferior) y desde la edad 7 a 11 (gráfico superior).

P3: ¿Los pesos a lo largo de una cohorte observados en las capturas son iguales a los pesos teóricos del modelo de crecimiento?

Los pesos observados fueron similares a los pesos teóricos a lo largo de las cohortes nacidas entre 1980 y 1988 (Figuras 3 y 4).

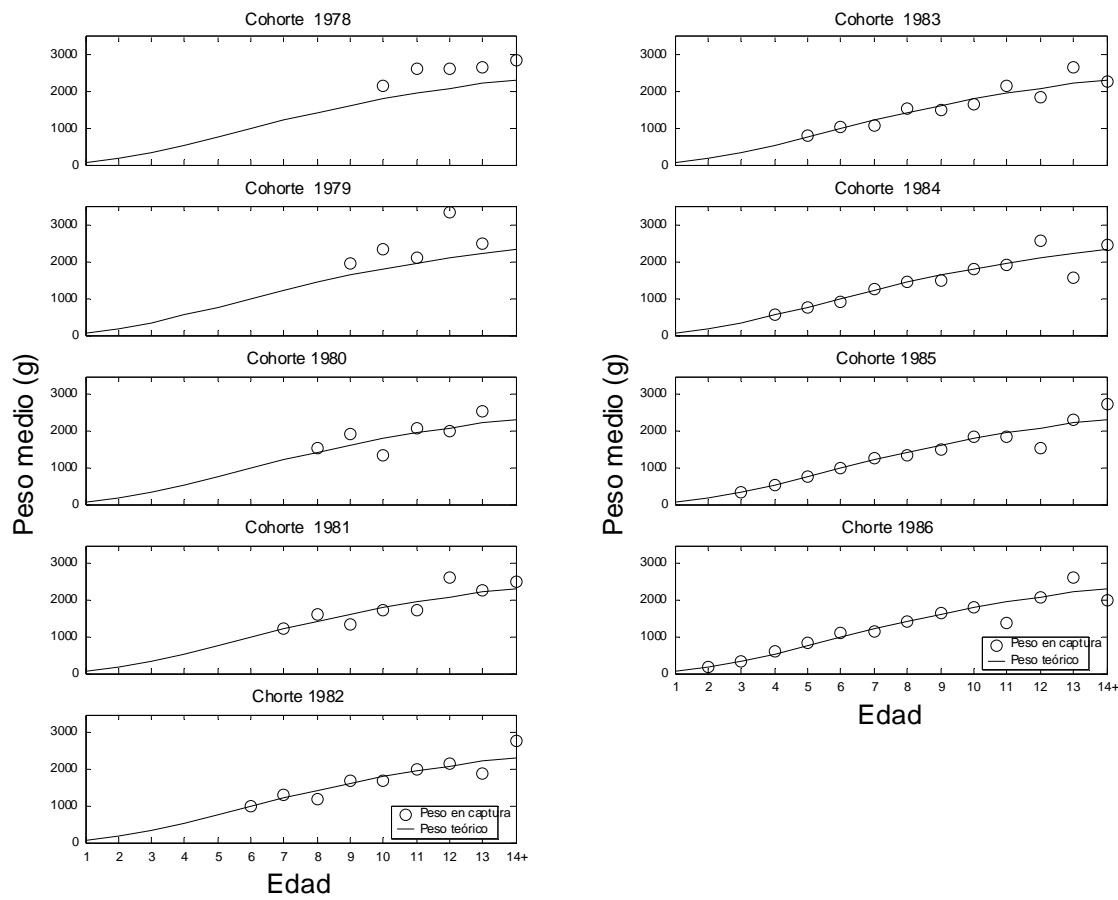


Fig. 3. Pesos medios a la edad observados desde la cohorte de 1978 hasta la cohorte de 1986, y pesos medios a la edad teóricos (líneas).

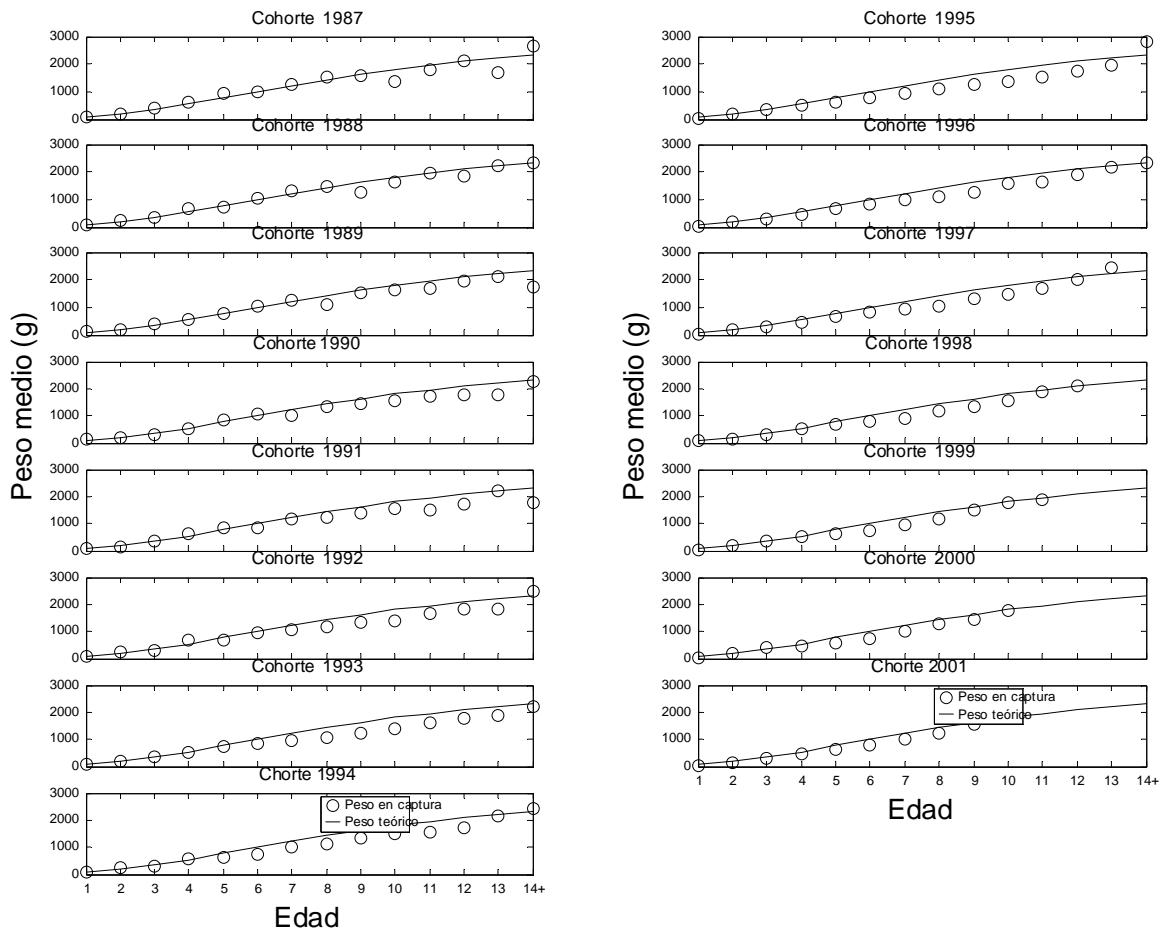


Fig. 4. Pesos medios a la edad observados desde la cohorte de 1987 hasta la cohorte de 2001, y pesos medios a la edad teóricos (líneas).

P4: ¿Existe una tendencia histórica en la desviación de los pesos medios a la observados en las capturas y los pesos teóricos del modelo de crecimiento?

Los pesos observados fueron menores que los pesos teóricos, esta desviación aumentó hacia las cohortes más recientes (Fig. 5 y 6).

P5: ¿Las desviaciones del peso teórico aumentan con la edad?

Los pesos observados fueron menores que los pesos teóricos a partir de la edad 6 y esta desviación aumentó con la edad.

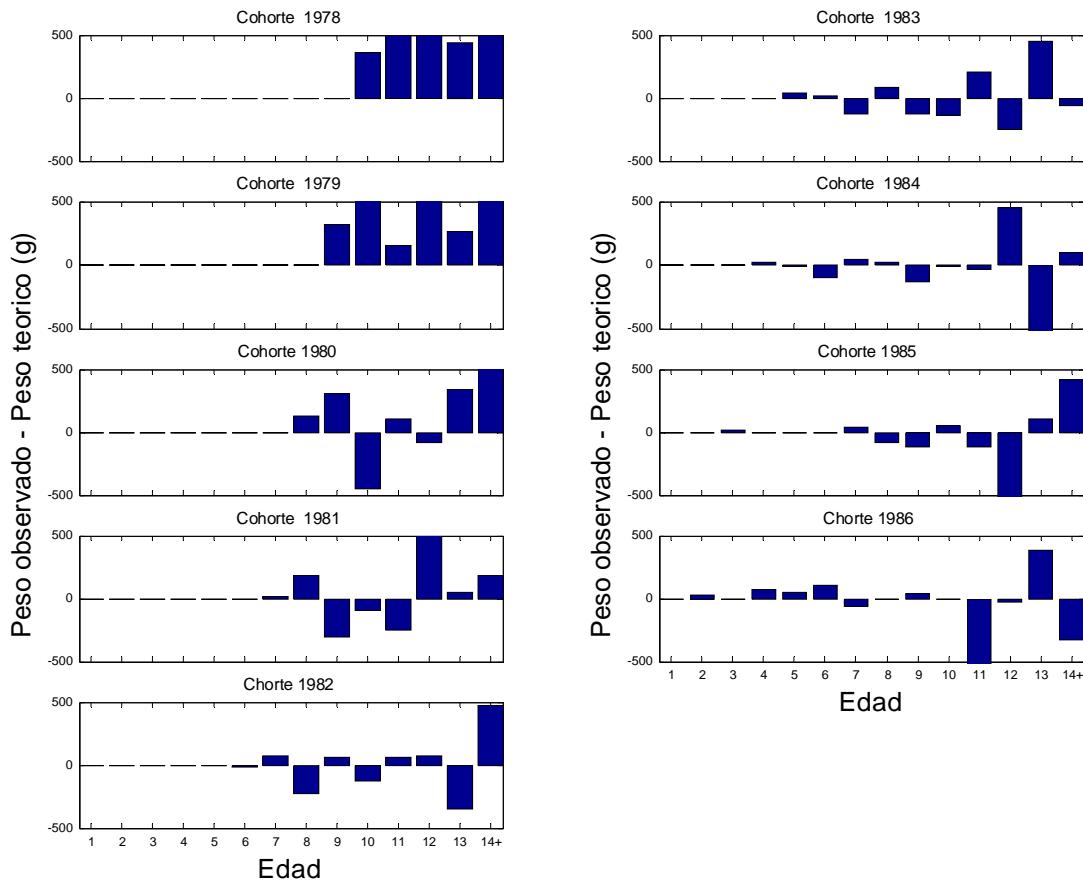


Fig. 5. Desviaciones, peso observado menos peso teórico, a la edad desde la cohorte de 1978 hasta la cohorte de 1987.

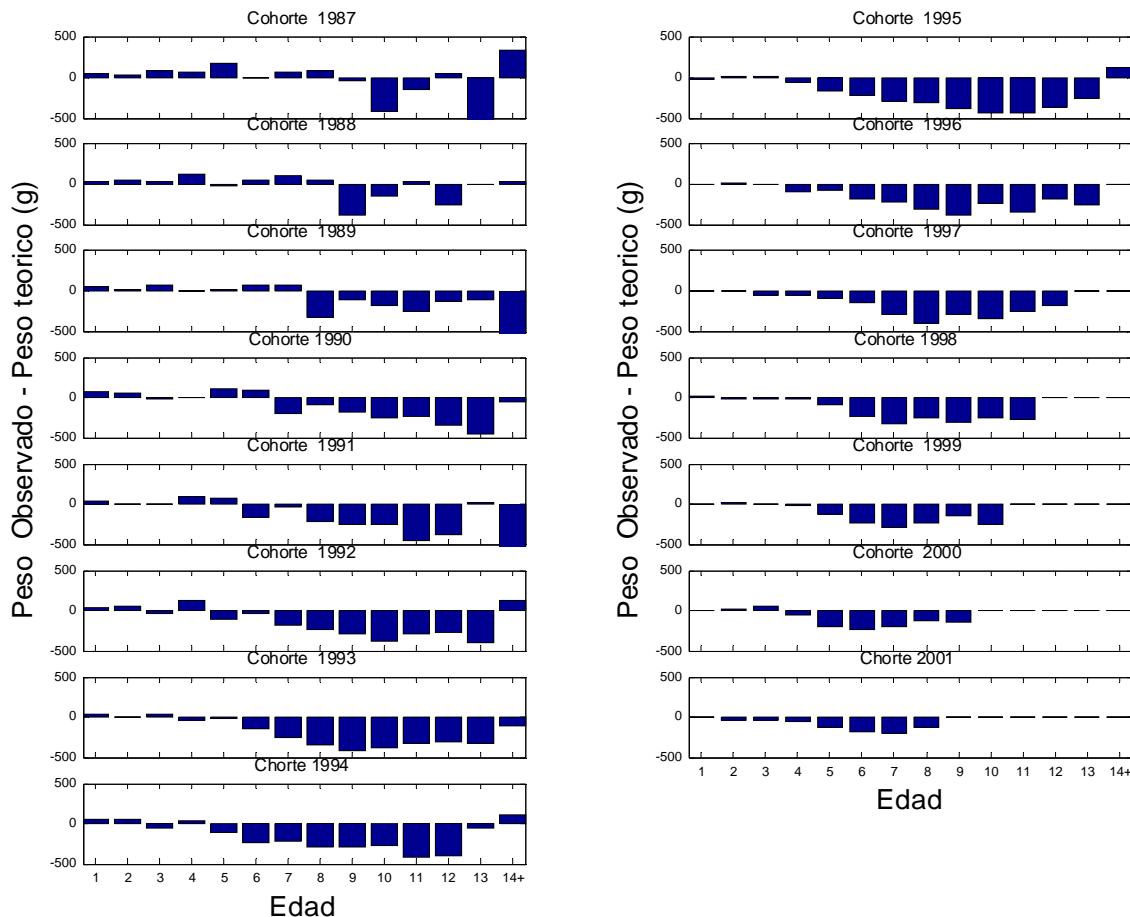


Fig. 6. Desviaciones, peso observado menos peso teórico, a la edad desde la cohorte de 1987 hasta la cohorte de 2001.

P6: ¿El peso al inicio del año puede ser estimado desde los pesos promedios?

Los pesos observados para el inicio del año fueron calculados como el promedio geométrico de los pesos medios observados en una misma cohorte entre un año y el año anterior.

Para calcular los pesos teóricos al inicio del año, los pesos teóricos del mes de nacimiento, fueron llevados a enero restando 8/12 años a la edad real.

Los pesos al inicio del año observados y los teóricos fueron iguales desde la cohorte de 1980 hasta 1986 (Figura 7), pero desde la cohorte 1987 se observa que los pesos observados se hacen cada vez menores que los teóricos, especialmente desde la edad 6 en adelante (Figura 8). Estas desviaciones se incrementan hacia los años más recientes.

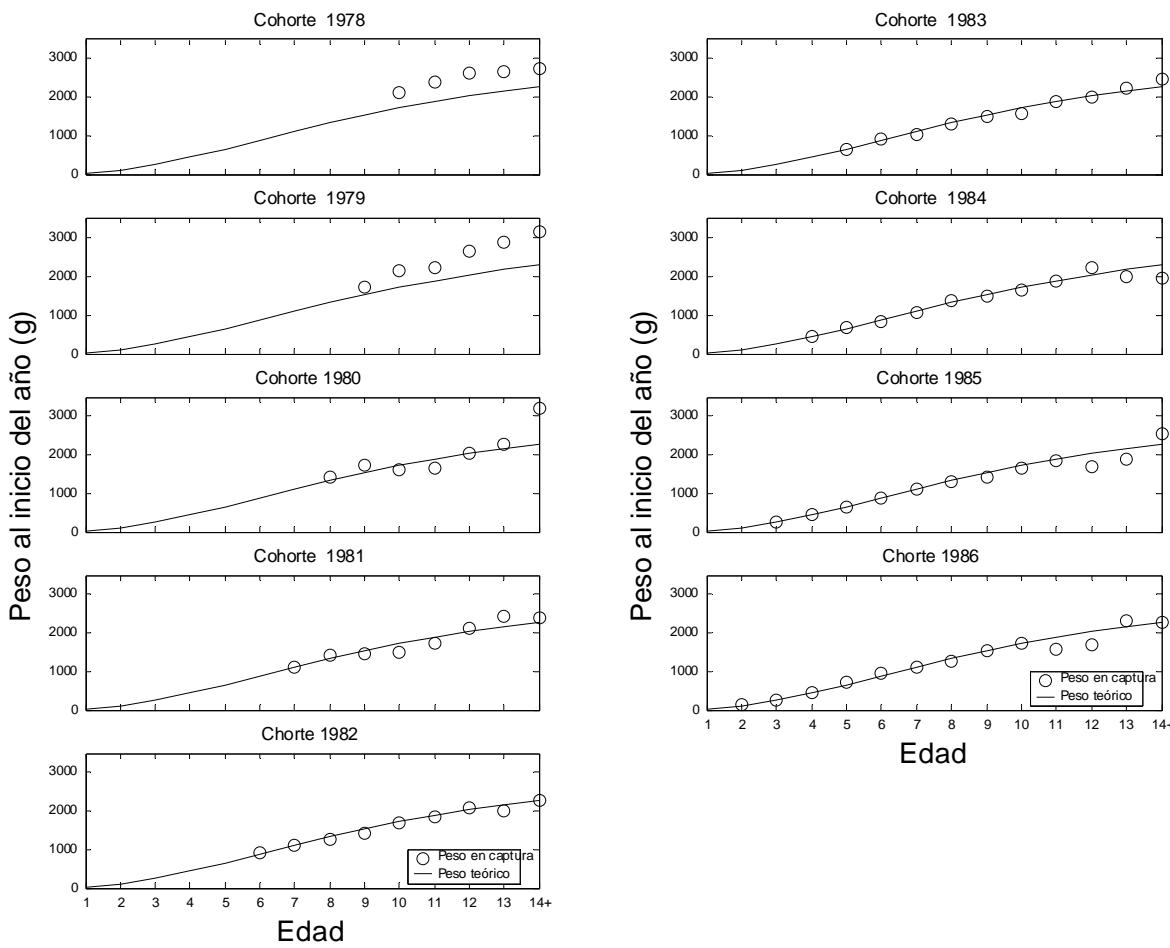


Fig. 7. Pesos al inicio del año por edad, observados desde la cohorte de 1978 hasta la cohorte de 1986, y pesos al inicio del año por edad teóricos (líneas).

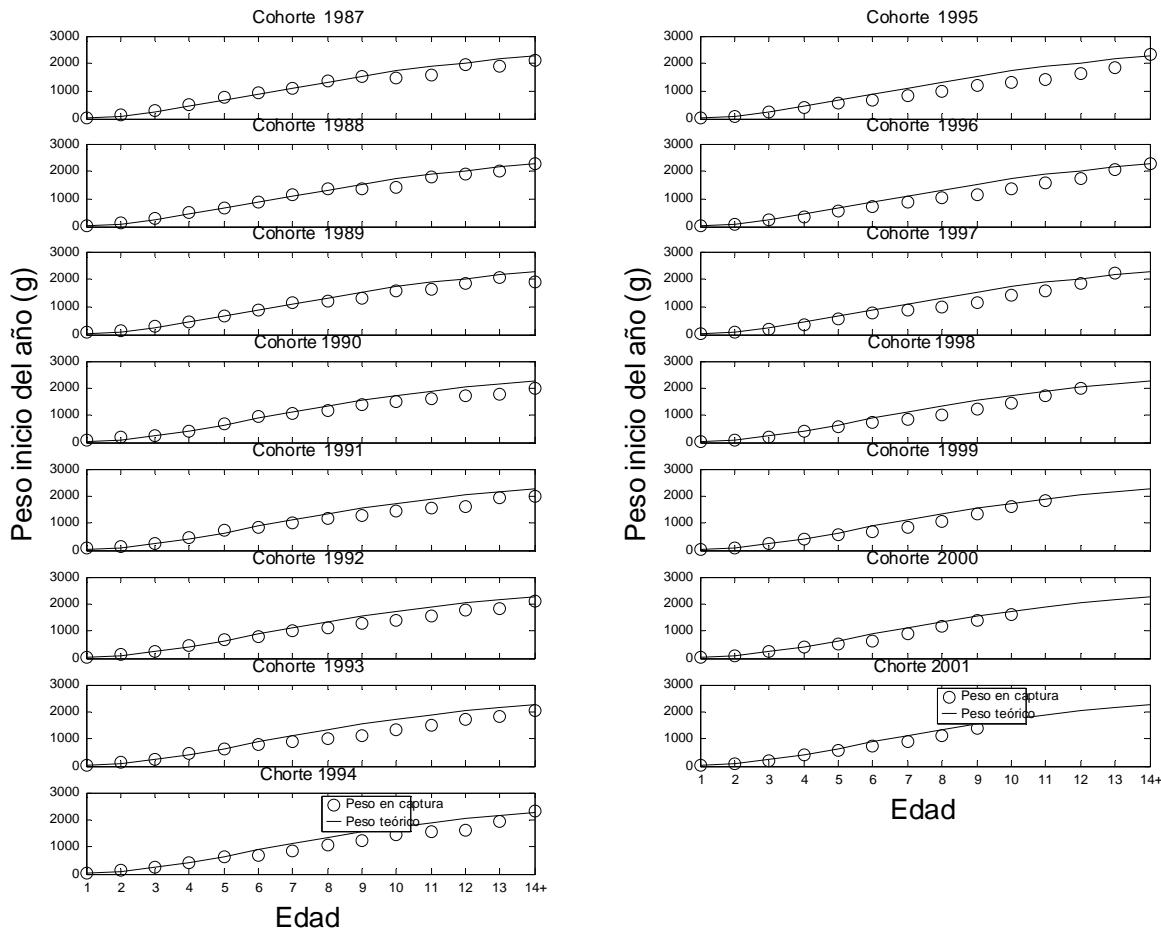


Fig. 8. Pesos al inicio del año por edad, observados desde la cohorte de 1987 hasta la cohorte de 2001, y pesos al inicio del año por edad teóricos (líneas).



V. REFERENCIAS

- Chong J.V., M. Aguayo, e I. Payá. 2007. Estimación de edad, crecimiento y mortalidad natural de la merluza de cola, *Macruronus magellanicus* Lönnberg, 1907 (Macruronidae, Gadiformes) en el Océano Pacífico Suroriental. Revista de Biología Marina y Oceanografía 42(3): 311 – 333.
- Canales C., P. Galvez, V. Escobar, R. Tascheri, R. Céspedes, J. Quiroz, R. Roa, 2008. Investigación CTP Regionalizada de merluza de cola, 2007. SUBPESCA. Informe Final, IFOP, 51 p (más anexos).
- Canales C., P. Galvez, R. Tascheri, D. Bucarey, R. Cespedes. 2009. Investigación CTP Regionalizada de merluza de cola, 2009. SUBPESCA. Informe Final, IFOP, 75 p (más anexos).
- Canales C., R. Tascheri, J.C. Saavedra y R. Céspedes. 2010. Investigación del estatus y evaluación de estrategias de explotación en merluza de cola, 2010. SUBPESCA. Informe Final, IFOP, 71 p (más 1 anexo).

A N E X O 4

Actas de reuniones técnicas IFOP-SUBPESCA



Acta Primera Reunión

Pesquerías de aguas profundas Proyecto Estatus 2012, recursos orange roughy, alfonsino, besugo, bacalao de profundidad y merluza de cola.

1. Lugar : Instituto de Fomento Pesquero, Valparaíso
2. Fecha y hora : 08 de Abril de 2011, 9:30 hrs.

3. Asistentes :

Darío Rivas SUBPESCA _____

Juan Carlos Quiroz IFOP _____

Ignacio Payá IFOP _____

Renzo Tascheri IFOP _____

Rodrigo Wiff IFOP _____

El objetivo principal de esta primera reunión fue una coordinación general por recurso y consensuar actividades del proyecto en función de sus objetivos y resultados relacionados. En general se señala que los proyectos deben cumplir a cabalidad con el Término Técnico de Referencia de SUBPESCA en concomitancia con oferta técnica desarrollada por IFOP.

1. Existe consenso en que la evaluación de estas pesquerías debiese ser realizada por un grupo de trabajo, a fin de incrementar la discusión interna y el control cruzado de las aplicaciones.
2. En los casos de bacalao de profundidad y merluza de cola, se recomienda que la evaluación de stock y determinación del status debiese ser abordada mediante una evaluación formal, mientras que en orange roughy y alfonsino debiera abordarse el trabajo con un enfoque que mezcle simulación para las hipótesis de trabajo que se postulen y una evaluación de stock formal, cuando ello se estime plausible.



3. Para el caso del besugo, en consideración a la gran incertidumbre de datos, y conocimiento, se propone abordar el trabajo mediante la formulación de hipótesis y modelos operacionales condicionados con evaluaciones para establecer el estado más plausible de explotación del recurso. El trabajo debiese estar acotado a simulaciones en los PBRs, debido a que, en el corto o mediano plazo, se estima que la dinámica de baja productividad de este recurso no permitirá su pronta recuperación y, por lo tanto, no se requerirá el cálculo de una cuota de captura.
4. SUBPESCA estima que durante el presente año se llevará a cabo un crucero de evaluación de biomasa por métodos hidroacústicos en alfonsino y probablemente en orange roughy, lo que apunta a sustentar la aplicación de métodos indirectos de evaluación para determinar si los niveles de abundancia son suficientes como para sustentar una actividad de pesca comercial durante el próximo año (esto particularmente para orange roughy).
5. En el contexto de estos proyectos, se deberá definir el marco de referencia para definir estatus en estas pesquerías. En general se señala que los indicadores de estatus (de estado y flujo) en estas pesquerías presentan un alto grado de incertidumbre, lo que requerirá de un análisis orientado a establecer los estándares para cumplir con este objetivo.
6. Se plantea la necesidad de discutir estos tópicos en el contexto del Comité Científico Asesor de las Pesquerías de Aguas Profundas (CC-PAPs) que debería abordar el análisis para cada una de éstas dentro de los respectivos Grupos Técnicos.
7. SUBPESCA informa que durante el presente año se llevará a cabo un proceso de revisión por pares externos e independientes en merluza de cola. SUBPESCA considera que los expertos que lleven a cabo esta revisión no deben estar vinculados con la evaluación de stock de especies afines en países competidores (e.g Nueva Zelanda). El propósito de esta revisión cumple con los estándares y recomendaciones de la FAO y se espera que su ejecución contribuya a precisar el enfoque, elevar los estándares metodológicos y mejorar la confiabilidad de los estimados resultantes.
8. A modo general, se señala que la Subsecretaría espera que las evaluaciones de stock de estos recursos debiesen estar en un proceso de mejora continua y, por lo tanto, paralelamente se considera seguir realizando revisiones por pares en otras pesquerías.
9. SUBPESCA planteó también abrir la discusión para mejorar la presentación de los informes de asesoría, con el fin de que puedan ser leídos y comprendidos por un público amplio. En ese sentido, se señaló que una forma de avanzar en ese sentido, podría ser que la estructura del documento considere en el cuerpo principal del informe, los principales aspectos del estudio (e. g., antecedentes generales, metodología general y resultados principales) y en los anexos incluir aspectos más específicos expuestos con mayor detalle, como por ejemplo, las hipótesis, los datos e información utilizada, metodología *in extenso* (enfoque, formulación de los modelos, codificación, etc.) y los resultados (e. g., análisis retrospectivos, de residuales, etc.).
10. También se debería incluir un capítulo con discusión crítica de las dificultades enfrentadas en la ejecución del estudio, impactos sobre los resultados y en general, cualquiera de los



elementos o escollos que enfrentó la investigación y que pudieran haber influido o condicionado sus resultados, así como también, las vías para mejoras futuras (i.e., investigaciones, mejoramiento de procedimientos de seguimiento o monitoreo, etc.).

11. SUBPESCA señala que los talleres contenidos en la propuesta técnica para cada uno de los recursos, debiesen estar alineados, o al menos coordinados, con el trabajo a desarrollar en los Comité Científicos. Al respecto se señala que los comités científicos estarán activos la tercera semana de Abril y que el primer taller de revisión de datos podría llevarse a cabo a partir de la segunda semana de Mayo.
12. Con respecto al taller de revisión de datos, IFOP señala que aun no está claro si se realizará un taller conjunto con los colegas de seguimiento y acústica. La incorporación de aquellos colegas podría estar sujeto a discusión durante el primer comité científico, como también a la disponibilidad de ellos.
13. SUBPESCA señala que las tareas a desarrollar en los proyectos de Estatus debiesen estar en sintonía con las prioridades de la administración y las tareas que la Secretaría Ejecutiva proponga al Comité Científico.
14. Se discute como se trabajará con aquellos stocks compartidos con otros países, como podrían serlo bacalao de profundidad y merluza de cola. Al respecto SUBPESCA señala que, mientras no se disponga de acuerdos bilaterales o multilaterales respecto del uso de recursos compartidos con esos países, la evaluación deberá considerar un enfoque que utilice la información nacional y considere el análisis de la fracción del recurso incluida en las aguas de jurisdicción nacional.
15. En ese contexto, SUBPESCA señala que se debe avanzar en materia de compatibilidad de las medidas o acciones de investigación que se impulsan en los organismos internacionales con los cuales Chile forma parte (e.g. CCMLAR, ORP-PS). En ese contexto, se espera impulsar un plan de marcaje en la pesquería de bacalao de profundidad durante los próximos años.

Distribución:

1. SUBPESCA
2. IFOP



Taller de Revisión de datos de merluza de cola

Asistentes:

Alejandro Zuleta (AZ)
Ignacio Paya (IP)
Francisco Contreras (FC)
Darío Rivas (DR)
Sergio Lillo (SL)
Rodrigo Wiff (RW)
Juan Carlos Quiroz (JCQ)

Niveles de remoción:

Desembarques (control cuota):
Sin comentarios.

Descartes y subreportes:

Descarte

Se comenta niveles importantes aunque no existen reportes, no es posible reconstituir las capturas por ser bitácoras provenientes de la flota, ifop no tenía injerencia en estos datos de captura por que los inspectores de pesca a comienzos de la pesquería.

Subreporte

Se presentan los antecedentes de céspedes y adasme 2007, estimados desde el año 2001 al 2007 por flota, se aclaran los niveles (SL).

Se sugieren actualizar análisis, Darío comenta que para efectos de cómo se estima la captura total, aunque es necesario tener las mejores capturas estimadas, Alejandro destaca las implicancias de estos resultados que podrían triplicar las capturas, ¿Qué valor tiene la evaluación actual que no considera estos niveles de subreporte?, Alejandro estima que es necesario hacerse cargo de este punto, que tiene altas implicancias políticas, Ignacio comenta que es necesario agendar este punto considerando las disponibilidades técnicas y su viabilidad temporal de análisis.

Darío considera que se deben analizar los niveles de subreporte, sin embargo en el corto plazo mientras no exista ni un procedimiento se debiese seguir trabajando con la data sin considerar estos antecedentes, Alejandro considera que el problema político debe ser resuelto por los particulares, por lo tanto es necesario abrir o "destapar la olla", en algunos casos lo datos de subreporte podrían ser reales. Podríamos discutir que los datos no tienen una metodología revisada para estimar los niveles de subreporte y descarte.

Alejandro recomienda a la ssp que se deben hacer cargo de este problema. Se podrían simular mediante casos para ver el impacto en la evaluación de stock (IP).

Las composiciones de tallas se habrían hecho antes del subreporte.

Como hay trabas legales la industria pudiese cooperar en el tema, sin embargo la ssp debe asumir la responsabilidad y debiese liderar el tópico (AZ).

Con información de exportación y producción entregando además antecedentes del factor de conversión; el servicio podría informarnos sobre FC (DR).



IP propone un proyecto para hacerse cargo de estimar la captura.

Una buena medida de la captura retenida es la obtenida en el pozo (SL).

Se discute sobre hacer un proceso de revisión de los datos que puedan dar luces sobre el punto del subreporte, donde se discuta incluso se puede trabajar en el proyecto propuesto por IP.

Parámetros de historia de vida:

Evidencias de una sola unidad entre el océano pacífico y el atlántico (Schubert et al 2010).

AZ da cuenta de un estudio con Sr y Ba indica que la zona de crianza antes del primer año en aguas interiores, la conectividad más fuerte es entre Talcahuano y las aguas interiores y no entre navarino y aguas interiores. Área de crianza en zonas exteriores no son menores.

Crecimiento:

Se revisan los antecedentes de Chong et al 2007, y se comenta sobre el nivel que presentan los individuos de edad cero o sea unos 15 cm lo que parece extraño.

Se compromete el análisis de exploración para ver problemas de retrocálculo. Se identifica a Vilma Ojeda para tratar este punto.

M:

Las implicancias de las estimaciones de los parámetros de crecimiento repercuten en la estimación de M. parece entonces que se debiese revisar.

Se debiesen buscar los proyectos para abordar estos temas, se comenta AZ sobre una posible sociedad para abordar tema.

AZ podría realizar ciertas estimaciones de mortalidad, particularmente para el año 1978, y algunos análisis de consumo o depredación.

AZ sugiere una modelación conjunta entre mcola y msur.

Madurez y fecundidad:

Habrá problemas de estimación de la ojiva de madurez debido a que existen antecedentes de individuos de baja edad y viabilidad reproductiva.

Se discute sobre datos micro y macro para determinar la madurez, fecundidades promedio basadas en los cruceros de aguas exteriores, en comparación con los reportes de Young 1996, no habrían cambios en edad si en talla AZ, se debiese entonces estudiar entonces la madurez a la edad y no tan solo a la talla, sin embargo se reconoce que esto no es parte de los TTR y se propone que los futuros estudios debiesen especificar este punto.

Se consulta sobre cual debiese ser el tipo de estudio, SL responde que se debiesen tomar los dos métodos.

Pesos medios:

Sin comentarios

Pesos medios a la edad :

JCQ destaca que estos podrían ser un proxy de la fecundidad.

Hasta el año pasado a sugerencia de C. Francis se usaba el promedio, IP ocupó el valor observado.

Cambio histórico de los pesos promedio evidenciado en las cohortes desde la edad 5 es más evidente, se interpreta como un efecto de la pesquería sobre los individuos más grandes de cada edad.



Índices de abundancia

Se reportan los problemas en la construcción de los indicadores de abundancia, desde el año 97 y 98 se reportan problemas causados por el niño y después la ley.

Cerco: frecuencia de tallas:

Sin comentarios excepto el bajo número muestral de algunos años.

Edades cerco:

Sin comentario

Incluir en la estandarización ponderaciones por cerco.

Capturas a la edad de la flota arrastrera de la pda:

Sin Comentarios

Capturas a la edad de la flota arrastrera de la pcs:

Sin Comentarios

Capturas a la edad del crucero acústico:

Sin Comentarios

Índices de abundancia CPUE:

GLM y GLMM

Caladeros

SL reconoce que para la flota japonesa si esta era la especie objetivo.

Se presenta una estrecha relación entre este índice y la acústica $R^2 = 0.82$

Biomasa acústica por zona:

Hay una discusión pendiente por las evaluaciones de aguas interiores.

AZ menciona que hay zonas que no han podido tener buena cobertura por efecto de la interacción con los artesanales, desde el punto metodológico SL recalca q corresponden a las mismas áreas.

Área barrida:

Parecen sospechosos los resultados obtenidos para la longevidad, AZ da cuenta de problema de muestreo que provoque una mortalidad diferenciada por edades, y no totales. Es probable que hayan prospectados menos grupos de edad.

Probablemente la mortalidad es diferenciada por edad.

Arrea barrida 1972:

IP muestra que para la misma zona se encuentran distintas composiciones o estructuras de tamaño, uno no podría usar la biomasa virginal que se estaba usando (Canales 2010), el punto de partida es fundamental para la evaluación. Habría problemas de disponibilidad en enero.

A N E X O 5

**Taller internacional de revisión y mejora de
la evaluación de stock de merluza de cola**



Taller internacional de revisión y mejora de la evaluación de stock de merluza de cola

El taller se realizó entre el 4 y 8 de Julio y fue dirigido por los expertos internacionales Dr. Terrance Quinn (Profesor Fisheries Population, University of Alaska, Fairbanks) y Dr. Sean Cox (Assistant Professor, Fisheries Science and Management, Simon Fraser University) y participaron científicos nacionales de IFOP, CEPES, INPESCA y de SUBPESCA. Se revisaron los datos y los parámetros biológicos empleados así como los índices de abundancia relativa. Se identificaron análisis de sensibilidad, los cuales fueron divididos en análisis de corto plazo, aquellos factibles de realizar durante el taller, y de mediano-largo plazo, a realizar después del taller. La formulación del modelo fue revisada y se consideraron dos aproximaciones, una discreta y otra continua, se recomendó seguir con la aproximación discreta. El modelo discreto, originalmente en lenguaje MATLAB, fue escrito en el lenguaje ABMD, el cual fue seleccionado debido a que es una plataforma común para trabajar con expertos internacionales. De los análisis de corto plazo se concluyó que el modelo era consistente en entregar una misma tendencia decreciente a partir de los años en que se dispone de mayor información y que se podía emplear para realizar las recomendaciones de manejo.

El lenguaje del taller fue inglés, debido a esto todo el material fue escrito en este idioma. Se desarrollo un sitio web cuyo vínculo es <https://sites.google.com/site/chsaw2011/home>

A continuación se presentan las imágenes de las páginas del sitio. Estas son solo imágenes, para acceder al sitio usar el vínculo.



Google Sites THE INDEPENDENT EXPERTS https://sites.google.com/site/chsaw2011/the-independent-experts

Galería de Web S... Hotmail gratuito Sitos sugeridos Opciones: Avanz... Otros marcadores

HOME
THE INDEPENDENT EXPERTS
TERMS OF REFERENCE
AGENDA
Documents
Papers
Technical Reports
SENSITIVITY ANALYSIS
MCMC CHAIN ANALYSIS TOOL
Pope's vs Baranov's for Hoki
To-Dos
Project updates
Sitemap

41
days since Project Due Date

Join Our Discussion

THE INDEPENDENT EXPERTS

Two independent experts will conduct the workshop as Charmain and Reporter

The experts are:

Terrance Quinn

Profesor
Fisheries Population and Biometry
<http://www.sfos.uaf.edu/directory/faculty/quinn/>

Sean Cox

Assistant Professor
Fisheries Science and Management
<http://www.rem.sfu.ca/people/faculty/seancox/>

Inicio | Inicio | 4 Explorador | R 3 R for... | Instituto | 4 Adobe | Microsoft | THE IN... | 3 Microsoft | Vero | 21:15

Google Sites TERMS OF REFERENCE https://sites.google.com/site/chsaw2011/project-definition

Galería de Web S... Hotmail gratuito Sitos sugeridos Opciones: Avanz... Otros marcadores

CHSAW2011

HOME
THE INDEPENDENT EXPERTS
TERMS OF REFERENCE
TERMS OF REFERENCE
AGENDA
Documents
Papers
Technical Reports
SENSITIVITY ANALYSIS
MCMC CHAIN ANALYSIS TOOL
Pope's vs Baranov's for Hoki
To-Dos
Project updates
Sitemap

44
days since Project Due Date

Join Our Discussion

TERMS OF REFERENCE

1. To review the conceptual model of the stock units and migrations.
2. To review data and parameters.
3. To review the consistency of abundance indices: Acoustic Biomass and Index based on CPUE of trawl fleet.
4. To review the biomass and size structure estimated by swept area in January 1972.
5. To review the use of the matrix of observed mean weight at age and year or the use of a constant (historical average) vector of mean weight at age for all ages.
6. To review the stock assessment model formulation and its base model.
7. To compare the results of the base model in ADmodel and in ADMatLab.
8. To review the code in ADmodel Builder.
9. To characterize the uncertainty sources in the assessment. The focus should be orientated to discuss issues like:

Inicio | Inicio | 4 Explorador | R 3 R for... | Instituto | 4 Adobe | Microsoft | TERMS ... | 3 Microsoft | Vero | 21:16



Google Sites

AGENDA - CHSAW2011

https://sites.google.com/site/chsaw2011/age

Galería de Web Sl... Hotmail gratuito Sitios sugeridos Opciones: Avanz...

Otros marcadores

CHSAW2011

Search this site

HOME
THE INDEPENDENT EXPERTS
TERMS OF REFERENCE
AGENDA
Documents
Papers
Technical Reports
SENSITIVITY ANALYSIS
MCMC CHAIN ANALYSIS TOOL
Pope's vs Baranov's for Hoki
To-Dos
Project updates
Sitemap

44
days since
Project Due Date

Join Our Discussion

AGENDA

Monday 4

9:30-11:00

- Welcome and administrative stuff
- To review the conceptual model of the stock units and migrations.
- To review data and parameters.
- To review the consistency of abundance indices: Acoustic Biomass and Index based on CPUE of trawl fleet.

11:00-11:30 Coffee break

11:30-13:00

- To review the biomass and size structure estimated by swept area in January 1972.

Google Sites

Documents - CHSAW2011

https://sites.google.com/site/chsaw2011/file-cabinet

Galería de Web Sl... Hotmail gratuito Sitios sugeridos Opciones: Avanz...

Otros marcadores

CHSAW2011

Search this site

HOME
THE INDEPENDENT EXPERTS
TERMS OF REFERENCE
AGENDA
Documents

Papers
Technical Reports
SENSITIVITY ANALYSIS
MCMC CHAIN ANALYSIS TOOL
Pope's vs Baranov's for Hoki
To-Dos
Project updates
Sitemap

44 days since Project Due Date

Join Our Discussion

Documents

Add File Move to Delete Subscribe to changes

| <input type="checkbox"/> | DOC 10 Stock Assessment Results 2011 ADMATLAB_Part1.pdf | STOCK ASSESSMENT RESULTS PART 1 (Matlab) | 606k | v. 1 | Jun 21, 2011 1:27 PM | Ignacio Sergio Payá Contreras | |
|--------------------------|---|---|------|------|----------------------|-------------------------------|--|
| <input type="checkbox"/> | DOC 11 Stock Assessment Results Part 2 pdf | Stock Assesment Results Part 2 (discrete catch model) | 195k | v. 1 | Jun 28, 2011 2:37 PM | Ignacio Sergio Payá Contreras | |
| <input type="checkbox"/> | DOC 12 Stock Assessment Results Part 3_MCMC_Priors_Posteriori.pdf | Assessment Results Part 3: MCMC, Priors & Posteriors | 182k | v. 1 | Jun 29, 2011 8:23 AM | Ignacio Sergio Payá Contreras | |
| <input type="checkbox"/> | DOC 13 PURSE SEINE CPUE INDEX.pdf | PURSE SEINE CPUE INDEX | 69k | v. 1 | Jun 29, 2011 2:49 PM | Ignacio Sergio Payá Contreras | |



Google Sites

Papers - CHSAW2011

Galería de Web Slides Hotmail gratuito Sitios sugeridos Opciones: Avanzadas

CHSAW2011

Search this site

HOME
THE INDEPENDENT EXPERTS
TERMS OF REFERENCE
AGENDA
Documents

Papers

Add File Move to Delete Subscribe to changes

| <input type="checkbox"/> | 2009 Branch.pdf | Estimation differences using catch equation | 2303k | v. 1 | Jul 6, 2011 1:32 PM | Cristian Canales |
|--------------------------|--|--|-------|------|----------------------|-------------------------------|
| <input type="checkbox"/> | 2010 Branch.pdf | Reply to the comment by Francis | 1051k | v. 1 | Jul 6, 2011 1:34 PM | Cristian Canales |
| <input type="checkbox"/> | 2010 Francis.pdf | Comment on "Differences in predicted catch composition between | 1056k | v. 1 | Jul 6, 2011 1:35 PM | Cristian Canales |
| <input type="checkbox"/> | Crecimiento COLA Chong Aguayo Paya 2007.pdf | Hoki Growth Model 2007 | 320k | v. 1 | Jun 16, 2011 3:27 PM | Ignacio Sergio Payá Contreras |
| <input type="checkbox"/> | Effects of process and observation errors on effective sample size.pdf | Sample size paper | 315k | v. 1 | Jun 16, 2011 3:48 PM | Cristian Canales |

44 days since Project Due Date

Join Our Discussion

Google Sites

Technical Reports - CHSAW

<https://sites.google.com/site/chsaw2011/technical-reports>

Galería de Web S... Hotmail gratuito Sitios sugeridos Opciones: Avanz...

Otros marcadores

CHSAW2011

Search this site

HOME
THE INDEPENDENT EXPERTS
TERMS OF REFERENCE
AGENDA
Documents
Papers
Technical Reports
SENSITIVITY ANALYSIS
MCMC CHAIN ANALYSIS TOOL
Pope's vs Baranov's for Hoki
To-Dos
Project updates
Sitemap

44 days since Project Due Date

Join Our Discussion

Technical Reports

[Add File](#) [Move to](#) [Delete](#) [Subscribe to changes](#)

| <input type="checkbox"/> | Final Estatus M de cola 2010.pdf | Hoki Stock Assessment Report 2010: IFOP in Spanish | 2063k | v. 1 | Jun 16, 2011 3:45 PM | Cristian Canales | |
|--------------------------|-------------------------------------|--|-------|------|-----------------------|-------------------------------|--|
| View | Download | | | | | | |
| <input type="checkbox"/> | HSAW 2007 Report v2.pdf | Chilean hoki and hake workshop 2007 Report | 146k | v. 1 | Jun 22, 2011 10:05 AM | Ignacio Sergio Payá Contreras | |
| View | Download | | | | | | |
| <input type="checkbox"/> | informe_tesis_Tascheri.pdf | THEESIS MASTER: HOKI CPUE MODELS | 2167k | v. 1 | Jun 30, 2011 9:13 AM | Ignacio Sergio Payá Contreras | |
| View | Download | | | | | | |
| <input type="checkbox"/> | otolits studies cepes 2008-01-5.pdf | Preliminary Otolith Chemistry Analysis, CEPES | 339k | v. 1 | Jul 5, 2011 11:34 AM | Ignacio Sergio Payá Contreras | |
| View | Download | | | | | | |

Comments



Google Sites SENSITIVITY ANALYSIS https://sites.google.com/site/chsaw2011/sensitivity-analysis

Galería de Web Sl... Hotmail gratuito Sitos sugeridos Opciones: Avanz...

CHSAW2011

HOME
THE INDEPENDENT EXPERTS
TERMS OF REFERENCE
AGENDA
Documents
Papers
Technical Reports
SENSITIVITY ANALYSIS
MCMC CHAIN ANALYSIS TOOL
Pope's vs Baranov's for Hoki
To-Dos
Project updates
Sitemap

44 days since Project Due Date

Join Our Discussion

SENSITIVITY ANALYSIS

INSTRUCTIONS FOR USING SENSITIVITY TOOL

1. Extract the files from ENG_comparisons.zip
2. Open Excel with low macro security
3. In Excel open the file ENG_comparisons.xls. **## YOU MUST OPEN EXCEL FIRST, OTHERWISE THE MACRO DOES NOT WORK##**

Add File Move to Delete Subscribe to changes

ENG_comparisons.zip FILE TO SENSITIVITY ANALYSIS(MatLab) 3031k v.2 Jun 21, 2011 1:41 PM Ignacio Sergio Payá Contreras

Comments

Inicio 4 Expl... R 3 R for... Instituto ... 4 Adobe... Microsoft... SENSIT... 3 Micro... 21:17

Google Sites MCMC CHAIN ANALYSIS https://sites.google.com/site/chsaw2011/mcmc-chains-analysis

Galería de Web Sl... Hotmail gratuito Sitos sugeridos Opciones: Avanz...

CHSAW2011

HOME
THE INDEPENDENT EXPERTS
TERMS OF REFERENCE
AGENDA
Documents
Papers
Technical Reports
SENSITIVITY ANALYSIS
MCMC CHAIN ANALYSIS TOOL
Pope's vs Baranov's for Hoki
To-Dos
Project updates
Sitemap

44 days since Project Due Date

Join Our Discussion

MCMC CHAIN ANALYSIS TOOL

The tool MCMC_GRAF_PARA:GUI.R is for analysing the behaviour of MCMC chain by parameter.

It displays two GUI menus, one for selecting the type of plot and the other for selecting a parameter. The plots available are 1) Trace; 2) Autocorrelations; and 3) Cumulated distribution.

It was written by I.Paya in R and requieres the packages scapeMCMC, rpanel, svWidgets and the file of the parameters by chain (paraboot.txt)

Add File Move to Delete Subscribe to changes

MCMC_GRAF_PARA_GUI.R R GUI interface for checking MCMC chains 2k v. 1 Jun 30, 2011 8:14 AM Ignacio Sergio Payá Contreras

paraboot.txt Parameter Matrix (#chains,#parameters) 3112k v. 1 Jun 30, 2011 8:16 AM Ignacio Sergio Payá Contreras

Inicio 4 Expl... R 3 R for... Instituto ... 4 Adobe... Microsoft... MCMC C... 3 Micro... 21:17



Google Sites

Pope's vs Baranov's for Hoki

Galería de Web Sl... Hotmail gratuito Sitios sugeridos Opciones: Avanz...

Otros marcadores

CHSAW2011

Search this site

HOME
THE INDEPENDENT EXPERTS
TERMS OF REFERENCE
AGENDA
Documents
Papers
Technical Reports
SENSITIVITY ANALYSIS
MCMC CHAIN ANALYSIS TOOL

Pope's vs Baranov's for Hoki

To-Dos
Project updates
Sitemap

44
days since
Project Due Date

Join Our Discussion

Pope's vs Baranov's for Hoki

Comparison between Pope's and Baranov's equations for Hoki models

By Ignacio Payá, 2011

Background

The catch distributions by month have changed along the hoki fishery history

During the purse seine period, most of the catches were taken in November-December

During the last years most of the catches have been taken during July-August

There are two stock assessment models: 1) Matlab with Pope's approximation and 2) ADMB with Baranov's equation

What is the catch equation that should be used?

Google Sites

To-Dos - CHSAW2011

Galería de Web S... Hotmail gratuito Sitios sugeridos Opciones: Avanz...

Otros marcadores

CHSAW2011

To-Dos

Tip: [How to delete items from this list.](#)

Add item [Customise this list](#)

Showing 14 items

| Owner | Description | Due Date | Complete |
|----------|--|----------|----------|
| Sort ▾ | Sort ▾ | Sort ▾ | Sort ▾ |
| IGNACIO | DATA & PARAMETERS DOCS | | ✓ |
| IGNACIO | STOCK MODEL FORMULATION DOC | | ✓ |
| CRISTIAN | MODEL IN ADMODEL BUILDER 1.0 | | ✓ |
| IGNACIO | Formulation of MODEL in Matlab with AUTODIFF | | ✓ |
| IGNACIO | STOCK MODEL RESULTS PART 1 | | ✓ |

44 days since Project Due Date

Join Our Discussion



Google Sites

Project updates - CHSAW 2011

https://sites.google.com/site/chsaw2011/project-updates

Galería de Web Sl... Hotmail gratuito Sitios sugeridos Opciones: Avanz...

Otros marcadores

CHSAW2011

Search this site

HOME
THE INDEPENDENT EXPERTS
TERMS OF REFERENCE
AGENDA
Documents
Papers
Technical Reports
SENSITIVITY ANALYSIS
MCMC CHAIN ANALYSIS TOOL
Pope's vs Baranov's for Hoki
To-Dos

Project updates

New post

Project updates

File about sensitivity results uploaded
posted Jul 12, 2011 11:18 AM by Ignacio Sergio Payá Contreras

An excel file with raw comparisons of sensitivity results was uploaded

(Edit post)

Paper about discrete/continuous catch, uploaded
posted Jul 6, 2011 1:36 PM by Cristian Canales [updated Jul 12, 2011 11:18 AM by Ignacio Sergio Payá Contreras]

Catch equation v/s Pope model. Some papers were uploaded

44 days since Project Due Date

Join Our Discussion

Google Sites

Sitemap - CHSAW2011

https://sites.google.com/site/chsaw2011/system/app/pages/sitemap/hierarchy

Galería de Web Sl... Hotmail gratuito Sitios sugeridos Opciones: Avanz...

Otros marcadores

CHSAW2011

Search this site

Sitemap

Tree List Collapse all Manage pages

- CHSAW2011
 - AGENDA
 - AGENDA
 - Benchmark Dates
 - Documents
 - HOME
 - MCMC CHAIN ANALYSIS TOOL
 - Papers
 - Pope's vs Baranov's for Hoki
 - To-Dos
 - Project updates
- Sitemap
- 44 days since Project Due Date
- Join Our Discussion
- 



Previo al taller se enviaron a los expertos extranjeros 12 documentos:

DOC 1 TERMS OF REFERENCE.doc
DOC 2 AGENDA.doc
DOC 3 Hoki general.pdf
DOC 4 Data and parameters.doc
DOC 5 Variability of Mean Weight.doc
DOC 6 Index based on trawl CPUE.doc
DOC 7 Swept Area Biomass 1972.doc
DOC 8 Stock Assessment Results.doc
DOC 9 Stock Assessment Model in ADMB.doc
DOC 10 Stock Assessment Results 2011_ADMATLAB_Part1.doc
DOC 11 Stock Assessment Results Part 2.doc
DOC 12 PURSE SEINE CPUE INDEX.doc
DOC 13 PURSE SEINE CPUE INDEX.doc
DOC 14 Behavior of different hoki models-1.doc
DOC 15 Workshop participants.doc

Los términos técnicos de referencia del taller fueron:

CHILEAN HOKI STOCK ASSESSMENT WORKSHOP 2011
TERMS OF REFERENCE

1. To review the conceptual model of the stock units and migrations.
2. To review data and parameters.
3. To review the consistency of abundance indices: Acoustic Biomass and Index based on CPUE of trawl fleet.
4. To review the biomass and size structure estimated by swept area in January 1972.
5. To review the use of the matrix of observed mean weight at age and year or the use of a constant (historical average) vector of mean weight at age for all ages.
6. To review the stock assessment model formulation and its base model.
7. To compare the results of the base model in ADmodel and in ADMatLab.



8. To review the code in ADmodel Builder.
9. To characterize the uncertainty sources in the assessment. The focus should be orientated to discuss issues like:
 - Is it recommendable to separate the trawl fleets?
 - Is it informative the purse-seine CPUE?
 - Is it the length composition estimated in the survey of 1972, a good sample of a virginial condition?
 - Can we estimate the initial condition properly?
 - Was the population at the beginning in a steady-state condition?
 - Have varied the selectivity in surveys and fishery over time?
10. To agree a list of sensitivity analysis to conduct during the workshop
11. To recommend a list of medium-term sensitivity analysis.
12. To discuss the main results of the sensitivity analysis conducted during the workshop.
13. To discuss target and limit biological reference points ($F\%SB$, $SPR/SPR_{F=0}$, etc)
14. To define the best model and to assess the status of the stock.
15. To compile recommendations for further analysis

END OF TERMS OF REFERENCE



La agenda del taller fue la siguiente:

CHILEAN HOKI STOCK ASSESSMENT WORKSHOP 2011
AGENDA

Monday 4

09:30-11:00

- Welcome and administrative stuff
- To review the conceptual model of the stock units and migrations.
- To review data and parameters.
- To review the consistency of abundance indices: Acoustic Biomass and Index based on CPUE of trawl fleet.

11:00-11:30 Coffee break

11:30-13:00

- To review the biomass and size structure estimated by swept area in January 1972.
- To review the use of the matrix of observed mean weight at age and year or the use of a constant (historical average) vector of mean weight at age for all ages.

13:00-14:30 Lunch

14:30-16:00

- To review the stock assessment model formulation and its base model.
- To compare the results of the base model in ADmodel builder and in ADMatLab.

16:00-16:30 Coffee break:

16:30-17:30

- To review the code in ADmodel Builder.
- To agree a list of sensitivity analysis to conduct during the workshop.



Tuesday 5

09:00-11:00

- To agree a list of sensitivity analysis to conduct during the workshop.
- To discuss target and limit biological reference points.
- To agree a list of sensitivity analysis to conduct after the workshop.

11:00-11:30 Coffee break

11:30-13:00

- To assign sensitivity tasks by expert and IFOP researchers.
- Sensitivity analysis.

13:00-14:30 Lunch

14:30-16:00

- Sensitivity analysis.

16:00-16:30 Coffee break

16:30-17:30

- Sensitivity analysis.

Wednesday, 6 and Thursday, 7

9:00-11:00

- Sensitivity analysis.

11:00-11:30 Coffee break

- Sensitivity analysis.

13:00-14:30 Lunch.

14:30-16:00

- Sensitivity analysis.

16:00-16:30 Coffee break

16:30-17:30

- Sensitivity analysis.



Friday 8

9:00-11:00

- Sensitivity analysis.
- To discuss the main results of the sensitivity analysis conducted during the workshop.

11:00-11:30 Coffee break

- To assess the status of the stock.

Lunch: 13:00-14:30

14:30-16:00

- Conclusions and recommendations

16:00-16:15 Coffee break

16:15-17:30

- Conclusions and recommendations

END OF AGENDA

Mas detalles de los análisis realizados visitar el sitio web: <https://sites.google.com/site/chsaw2011/home>

A N E X O 6

Modelo de evaluación para el stock de merluza de cola
(Macroronus magellanicus) en ADMODEL builder



Modelo de evaluación para el stock de merluza de cola (*Macroronous magellanicus*)

Por
Ignacio Payá y Cristian Canales

La formulación del modelo incluye las modificaciones y sugerencias discutidas en el taller internacional de evaluación de stock de merluza de cola (ver ANEXO 5)

Condiciones iniciales

Se supone que el stock se encontraba en condiciones vírgenes y en equilibrio. El reclutamiento en condiciones de equilibrio, R1, fue calculado como:

$$R1 = 1e^6 B_0 \left/ \left[\sum_{a=1}^{z-1} {}^h w_a e^{-M(a-1)} + {}^h w_z e^{-M(z-1)} / (1 - e^{-M}) \right] \right. \quad (1)$$

donde:

B_0 : Biomasa (t) en equilibrio.

${}^h w$: Promedio histórico del peso (gramos) al inicio del año.

a : Edad ($a=1,2,\dots,z$).

z : Grupo plus.

M : Mortalidad natural.

La biomasa desovante en equilibrio, SB_0 , fue estimada al final de Agosto como:

$$SB_0 = 1e^{-6} R1 \left[\sum_{a=1}^{z-1} {}^h \bar{w}_a^{ST} e^{-M(a-1+8/12)} \Omega_a + {}^h \bar{w}_z^{ST} e^{-M(z-1+8/12)} / (1 - e^{-M}) \Omega_a \right] \quad (2)$$

donde:

${}^h \bar{w}^{ST}$: Promedio histórico del peso medio observado en las capturas de arrastre de la PDA

Ω : Función de madurez ajustada por Young *et al.* 1998

Peso al inicio del año

Los pesos w al inicio de los años y fueron calculados usando el peso medio en la matriz de captura (Rivard 1982). Los datos de peso medio están disponibles desde 1989 ($y = 18$) hasta 2009 ($ny-1$), y por lo tanto los pesos iniciales fueron calculados como:

Para $18 > y < ny-1$ y $a > 1$:

$$w_{a,y} = \sqrt{{}^h \bar{w}_{a-1,y-1}^{ST} {}^h \bar{w}_{a,y}^{ST}} \quad (3)$$



donde:

y : Índice de año ($y=1, 2, \dots, ny$).

\bar{w}^{ST} : Peso medio en las capturas de la PDA

Para $18 > y < ny-1$ y $a=1$:

$$w_{1,y} = (\bar{w}^{ST}_{1,y})^2 / \bar{w}^{ST}_{2,y+1} \quad (4)$$

Para $y > ny-3$ y $a=1$:

$$w_{1,ny} = w_{1,ny-1} = w_{1,ny-2} \quad (5)$$

Para $y=18$:

$$w_{a,18} = w_{a,19} \quad (6)$$

Para $y=ny$:

$$w_{a,ny} = w_{a,ny-1} \quad (7)$$

Para $y < 18$:

$$w_{a,ny} =^h w_a = \frac{1}{2009 - 1989 + 1} \sum_{y=18}^{ny-1} w_{a,y} \quad (8)$$

Modelo de supervivencia.

Han existido tres flotas en la pesquería: la de cerco que pescó en la zona centro-sur, la de arrastre que pesca en la zona centro-sur y la de arrastre que pesca en la zona sur-austral, que son abreviadas como PS, CT y ST. Se supuso que las capturas ocurren instantáneamente y en forma secuencial a lo largo de un año. La primera captura es realizada por la flota CT en Abril (t_1), y luego por la flota ST en Septiembre (t_2) y finalmente por la flota PS en Noviembre (t_3). Por lo tanto, el número de sobrevivientes N se modeló como:

$$N_{a,t_1,y} = N_{a,t_0,y} e^{-\frac{3}{12}M} \quad (9)$$

$$N_{a,t_2,y} = N_{a,t_1,y} (1 - \mu_{a,y}^{CT}) e^{-\frac{5}{12}M} \quad (10)$$

$$N_{a,t_3,y} = N_{a,t_2,y} (1 - \mu_{a,y}^{ST}) e^{-\frac{3}{12}M} \quad (11)$$

$$N_{a,t_4,y} = N_{a,t_3,y} (1 - \mu_{a,y}^{PS}) e^{-\frac{1}{12}M} \quad (12)$$

La abundancia del grupo plus fue estimada como:

$$N_{z,t_4,y} = N_{z-1,t_3,y-1} (1 - \mu_{z-1,y}^{PS}) e^{-\frac{1}{12}M} + N_{z,t_4,y-1} \quad (13)$$



donde μ es la tasa de explotación.

La abundancia al inicio del año siguiente ($y+1$) fue calculada como:

$$N_{a+1,y+1} = \begin{cases} R_{y+1} & a = 1 \\ N_{a,t_4,y} & a > 1 \end{cases} \quad (14)$$

donde R es el reclutamiento de peces de un año de edad.

Reclutamientos

Los reclutamientos fueron estimados como función de la biomasa desovante del año anterior con un error multiplicativo ε , que se distribuye lognormal con medio cero y desviación estándar σ_R :

$$R_y = f(SB_{y-1})e^{\varepsilon_y - \sigma_R^2/2} \quad (15)$$

$$\varepsilon \sim N(0, \sigma_R^2) \quad (16)$$

Se consideraron dos modelos stock-recluta. El modelo por defecto fue el de Beverton-Holt (1957), el cual ha sido usado en los modelos de evaluación del stock de hoki de Nueva Zelanda.

$$f(SB_{y-1}) = \frac{\alpha SB_{y-1}}{\beta + SB_{y-1}} \quad (17)$$

$$\alpha = \left(\frac{1-d}{4d} \right) \frac{SB_0}{R1} \quad (18)$$

$$\beta = \frac{5d-1}{4dR1}$$

donde d es el parámetro de escarpamiento o “steepness” ($d=0.75$).

El modelo alternativo fue el de Ricker (1954), cuyo uso se sustenta en el canibalismo descrito para la merluza de cola (Pool *et al.* 1997).

$$f(SB_{y-1}) = R1 \frac{SB_{y-1}}{SB_0} \left(\frac{1}{5d} \right)^{\frac{5}{4} \left(\frac{SB_{y-1}}{SB_0} - 1 \right)} \quad (19)$$



donde la biomasa desovante fue calculada como:

Para $17 > y < ny$:

$$SB_y = \sum_a N^{Sept}_{a,y} \Omega_a \bar{w}^{ST}_{a,y} \quad (20)$$

Para $y < 18$ y $y = ny$:

$$SB_y = \sum_a N^{Sept}_{a,y} \Omega_a^h \bar{w}^{ST}_{a,y} \quad (21)$$

donde N^{Sept} es la abundancia a inicios de Septiembre:

$$N^{Sept}_{a,y} = N_{a,t_2,y} (1 - \mu_{a,y}^{ST}) \quad (22)$$

Capturas

Las capturas, C , fueron calculadas para cada flota f usando el tiempo de pesca t , supuesto para cada flota:

$$C_{a,y}^f = \mu_{a,y}^f N_{a,t,y} \quad (23)$$

$$\mu_{a,y}^f = \mu_y^f S_a^f \quad (24)$$

$$\mu_y^f = \frac{Y_y^f}{BV_{t,y}^f} = \frac{Y_y^f}{\sum_a N_{a,t,y} S_a^f \bar{w}^f_{a,y} / 1e^{-6}} \quad (25)$$

donde:

Y : Captura

S : Selectividad

\bar{w} : Peso medio en las capturas (\bar{w}^{ST} para las flotas de arrastre y \bar{w}^{SP} para la flota de cerco).

Patrones de selectividad de las capturas comerciales

Acogiendo las recomendaciones formuladas en el seno del Comité Técnico, en cuanto a que la operación de pesca sobre merluza de cola previo a 1990 se sustentaba en capturas incidentales de merluza del sur, el efecto selectivo de la flota arrastrera sur austral fue modelado considerando dos situaciones: tipo dome-shape previo a 1990, y logística desde 1991 a la fecha. También se analizan casos con un solo o tres patrones de selectividad.



$$S_a = \begin{cases} e^{-\frac{1}{2\sigma_{s1}^2}(a-a_{\max})^2} & a \leq a_{\max} \\ e^{-\frac{1}{2\sigma_{s2}^2}(a-a_{\max})^2} & a > a_{\max} \end{cases} \quad (26)$$

donde:

a_{\max} : Edad de máxima selectividad.

σ_{s1} : Desviación estándar de la primera mitad de la función doble normal.

σ_{s2} : Desviación estándar de la segunda mitad de la función doble normal.

Estructura de tallas de las capturas de cerco

Existen varios años para los cuales no se cuenta con datos de estructura de edades de las capturas de cerco, pero si de estructura de tallas. Por lo tanto, se modeló la estructura de tallas de las capturas usando la función de crecimiento. Como el nacimiento de los peces es en septiembre, las capturas de cerco se suponen que ocurren 2/12 meses después, en noviembre. Consecuentemente, la talla media a la edad en las capturas de cerco fue estimada como:

$$\bar{l}_a = L_{\inf} (1 - e^{-k(a+2/12-t_0)}) \quad (27)$$

donde L_{\inf} , k y t_0 representan los parámetros de crecimiento del modelo de von Bertalanffy ajustado para la merluza de cola por Chong *et al.* 2007.

Se supuso que las tallas a la edad se distribuyen normalmente con un coeficiente de variación constante a través de las edades, por lo que las desviaciones estándares se calcularon como::

$$s_a = cv \bar{l}_a \quad (28)$$

La probabilidad de una talla l para una edad a en particular se calculó como:

$$P_{l,a} = 1/\sqrt{2\pi} s_a \int_{-\infty}^l \exp(-0.5(l-\bar{l}_a)^2/s_a^2) dl - 1/\sqrt{2\pi} s_a \int_{-\infty}^{l-1} \exp(-0.5(l-1-\bar{l}_a)^2/s_a^2) dl \quad (29)$$

La captura a la talla fue el producto matricial (*):

$$C_{l,y}^f = P_{l,a} * C_{a,y}^f$$



Índice de abundancia basado en CPUE comercial.

El índice basado en las tasas de captura comerciales de las flotas de arrastre, I^T , fue estimado como:

$$I_y^T = q^T \sum_a N^{July}_{a,y} S_{a,y}^T \bar{W}^{ST}_{a,y} \quad (30)$$

donde:

- S^T : La selectividad de las flotas de arrastre combinadas
 N^{July} : La abundancia en Julio fue calculada como:

$$N^{July}_{a,y} = \left[N_{a,t_0,y} e^{-\frac{3}{12}M} (1 - \mu_{a,y}^{CT}) \right] e^{-\frac{3}{12}M} \quad (31)$$

q^T : Coeficiente de capturabilidad del arrastre estimado por máxima verosimilitud:

$$q^T = \exp \left[\frac{1}{n^T} \sum_y \ln \left(\frac{I_y^T}{\sum_a N^{July}_{a,y} S_{a,y}^T \bar{W}^{ST}_{a,y}} \right) \right] \quad (32)$$

n^T : Número de datos de I^T .

El índice de abundancia basado en las tasas de captura de cerco, I^{PS} se estimaron como:

$$I_y^{PS} = q^{PS} \sum_a N_{a,t_3,y} S_{a,y}^{PS} \bar{W}^{PS}_{a,y} \quad (33)$$

$$q^{PS} = \exp \left[\frac{1}{n^{PS}} \sum_y \ln \left(\frac{I_y^{PS}}{\sum_a N_{a,t_3,y} S_{a,y}^{PS} \bar{W}^{PS}_{a,y}} \right) \right] \quad (34)$$

donde:

- $N_{a,t_3,y}$: Número al inicio de noviembre
 S^{PS} : Selectividad de cerco
 n^{PS} : Número de datos de I^{PS}



Índice de abundancia basado en la biomasa hidroacústica.

El índice de biomasa basado en la biomasa estimada por hidroacústica realizadas en la zona principal de desove, I_y^{HB} , fue estimada como:

$$I_y^{HB} = q^{HB} \sum_a N^{Sept} a, S_a^{HB} W^{ST} a, y \quad (35)$$

$$q^{HB} = \exp \left[\frac{1}{n^{HB}} \sum_y \ln \left(\frac{I_y^{HB}}{\sum_a N^{Sept} a, S_a^{HB} W^{ST} a, y} \right) \right] \quad (36)$$

donde:

n^{HB} : Número de datos de I^{HB} .

S : selectividad de hidroacústica fue modelada como una función logística:

$$S_a^{HB} = \left[1 + e^{-\ln(19) \frac{a - a_{50\%}^{HB}}{\Delta f}} \right]^{-1} \quad (37)$$

$a^{HB}_{50\%}$: Parámetro de posición

Δf : Parámetro de dispersión.

Formulación estadística

Ln de la verosimilitud de las proporciones de tallas (o edades) en las capturas y abundancias.

Las proporciones de tallas (en capturas de cerco y en la abundancia del área barrida en 1972) o la edad (en las capturas comerciales y en la abundancia acústica) contribuye al logaritmo natural de la verosimilitud como:

$$\ln L = -0.5 \sum_{y=1}^{ny} \sum_{l=1}^{nl} \ln \left[2\pi \left(\xi_{y,l} + \frac{0.1}{nl} \right) \tau_y^2 \right] + \sum_{y=1}^{ny} \sum_{l=1}^{nl} \ln \left[\exp \left\{ \frac{-(\tilde{Q}3_{y,l} - Q3_{y,l})^2}{2(\xi_{y,l} + \frac{0.1}{nl}) \tau_y^2} + 0.01 \right\} \right] \quad (41)$$



donde:

- $Q3_{y,l}$: Proporción de talla (o edad) observada l en el año y
 $\tilde{Q}3_{y,l}$: Proporción de talla (o edad) predicha l en el año y .
 n_y : Número de años.
 n_l : Número de datos de intervalos de tallas (o edades).
 $\xi_{y,l}$: $(1 - \tilde{Q}3_{y,l})\tilde{Q}3_{y,l}$
 τ_y^2 : $1/\min(S_y, 1000)$
 S_y : tamaño de muestra del año y .

La ecuación (41) es la formulación robusta de Fournier *et al.* (1998).

In de la verosimilitud de los índices de abundancia

Se supuso que los índices observados, O_y , son independientes, con una distribución log-normal con media $\ln(qE_y)$ y coeficiente de variación conocido c_y . Siguiendo a Bull *et al.* (2002), el logaritmo de la verosimilitud es:

$$\ln L = -0.5n \ln(2\pi) - \sum_{y=1}^n \ln(\sigma_y) - 0.5 \sum_{y=1}^n \left(\frac{\ln(O_y) - \ln(qE_y)}{\sigma_y} + 0.5\sigma_y \right)^2 \quad (42)$$

donde $\sigma_y = \sqrt{\ln(1 + c_y^2)}$.

Penalizaciones

Las penalizaciones fueron usadas para asegurar que las selectividades de las flotas comerciales sobre la edad 1 fueran cercanas a cero. La contribución al ln de la verosimilitud fue:

$$\ln L = -0.5nk \ln(2\pi) - nk \ln(0.01) - 0.5 \sum_{k=1}^{nk} \left(\frac{\ln(1) - \ln(1 + S_{a=1}^f)}{0.01} \right)^2 \quad (43)$$

donde nk fue el número de parámetros penalizados.



Distribuciones a Priori

Las distribuciones a priori del parámetro P pudo tener una distribución uniforme ($\ln L = 0$) o una distribución normal con media m_p y desviación estándar σ_p :

$$\ln L = -0.5np \ln(2\pi) - \sum_{p=1}^{np} \ln(\sigma_p) - 0.5 \sum_{p=1}^{np} \left(\frac{P_p - m_p}{\sigma_p} \right)^2 \quad (44)$$

Donde np es el número de parámetros con distribuciones a priori.

La función total a maximizar

La función total a maximizar, LOSS, fue la suma del logaritmo natural de todos componentes de la verosimilitud:

$$\begin{aligned} LOSS = & \ln L_{Ca^{ps}} + \ln L_{Ca^{st}} + \ln L_{Cl^{ps}} + \ln L_{Ca^{ct}} + \ln L_{HBa} + \ln L_{I^{ps}} + \ln L_{I^{tr}} \\ & + \ln L_{I^{hb}} + \ln L_{I^{tr}} + \ln L_{SAI} + \ln L_{I^{sa}} + \ln L_{prior} + \ln L_{penalties} \end{aligned} \quad (45)$$

donde:

- $\ln L_{Ca^{ps}}$: $\ln L$ de la proporción de edades en las capturas de cerco
 $\ln L_{Ca^{st}}$: $\ln L$ de la proporción de edades en las capturas de arrastre de la PDA
 $\ln L_{Cl^{ps}}$: $\ln L$ de la proporción de tallas en las capturas de cerco
 $\ln L_{Ca^{ct}}$: $\ln L$ de la proporción de edades en las capturas de arrastre de la PCS
 $\ln L_{HBa}$: $\ln L$ de la proporción de edades en la abundancia estimada por hidroacústica
 $\ln L_{I^{ps}}$: $\ln L$ del índice de abundancia basado en la CPUE de cerco
 $\ln L_{I^{tr}}$: $\ln L$ del índice de abundancia basado en la CPUE de arrastre
 $\ln L_{I^{ha}}$: $\ln L$ de la biomasa acústica
 $\ln L_{SAI}$: $\ln L$ de la proporción de tallas en el área barrida de 1972
 $\ln L_{I^{sa}}$: $\ln L$ de la biomasa del área barrida de 1972
 $\ln L_{prior}$: $\ln L$ de las distribuciones a priori
 $\ln L_{penalties}$: $\ln L$ de las penalizaciones



Parámetros

Los parámetros fijos que se mantuvieron iguales en todos los casos analizados fueron los de:

- Crecimiento
- Madurez y fecundidad
- Escarpamiento de la relación stock-recluta

Los parámetros fijos que cambiaron dependiendo del caso analizado fueron:

- Mortalidad natural
- Coeficiente de capturabilidad del área barrida de 1972
- Coeficiente de variación de las desviaciones del modelo stock-recluta

Los parámetros que fueron calculados internamente por máxima verosimilitud ("nuisance parameters") fueron:

- Coeficiente de capturabilidad de la acústica
- Coeficiente de capturabilidad del índice de CPUE de arrastre
- Coeficiente de capturabilidad del índice de CPUE de cerco

Los parámetros buscados para maximizar la función de verosimilitud total fueron los asociados a:

- La biomasa virginal en 1972
- Las desviaciones anuales del modelo stock-recluta
- Patrón de selectividad del área barrida de 1972
- Patrones de selectividad de las capturas comerciales por flota y períodos
- Patrones de selectividad de los cruceros acústicos por períodos

La totalidad de los parámetros se resumen en la siguiente tabla.



Tabla 1. Símbolo y notación empleada para los parámetros del modelo. Los períodos indicados pueden variar según los casos de análisis, se muestra el número de períodos máximos que el programa de evaluación permite.

| Símbolo | Notación | Descripción |
|---------------|------------|---|
| a_{\max} | Acs1 | Edad de máxima selectividad de cerco en el período 1 |
| σ_{s1} | Bcs1 | Dispersión de la 1° mitad de la selectividad de cerco en el período 1 |
| σ_{s2} | Ccs1 | Dispersión de la 2da mitad de la selectividad de cerco en el período 1 |
| a_{\max} | Acs2 | Edad de máxima selectividad de cerco en el período 2 |
| σ_{s1} | Bcs2 | Dispersión de la 1° mitad de la selectividad de cerco en el período 2 |
| σ_{s2} | Ccs2 | Dispersión de la 2da mitad de la selectividad de cerco en el período 2 |
| a_{\max} | Acs3 | Edad de máxima selectividad de cerco en el período 3 |
| σ_{s1} | Bcs3 | Dispersión de la 1° mitad de la selectividad de cerco en el período 3 |
| σ_{s2} | Ccs3 | Dispersión de la 2da mitad de la selectividad de cerco en el período 3 |
| a_{\max} | Acs4 | Edad de máxima selectividad de cerco en el período 4 |
| σ_{s1} | Bcs4 | Dispersión de la 1° mitad de la selectividad de cerco en el período 4 |
| σ_{s2} | Ccs4 | Dispersión de la 2da mitad de la selectividad de cerco en el período 4 |
| a_{\max} | Acs5 | Edad de máxima selectividad de cerco en el período 5 |
| σ_{s1} | Bcs5 | Dispersión de la 1° mitad de la selectividad de cerco en el período 5 |
| σ_{s2} | Ccs5 | Dispersión de la 2da mitad de la selectividad de cerco en el período 5 |
| a_{\max} | Asa88-90 | Edad de máxima selectividad de arrastre PDA en el período 1 |
| σ_{s1} | Bsa88-90 | Dispersión de la 1° mitad de la selectividad de arrastre PDA en el período 1 |
| σ_{s2} | Csa88-90 | Dispersión de la 2da mitad de la selectividad de arrastre PDA en el período 1 |
| a_{\max} | Asa97-2k9 | Edad de máxima selectividad de arrastre PDA en el período 2 |
| σ_{s1} | Bsa97-2k9 | Dispersión de la 1° mitad de la selectividad de arrastre PDA en el período 2 |
| σ_{s2} | Csa97-2k9 | Dispersión de la 2da mitad de la selectividad de arrastre PDA en el período 2 |
| a_{\max} | Asa2k | Edad de máxima selectividad de arrastre PDA en el período 3 |
| σ_{s1} | Bsa2k | Dispersión de la 1° mitad de la selectividad de arrastre PDA en el período 3 |
| σ_{s2} | Csa2k | Dispersión de la 2da mitad de la selectividad de arrastre PDA en el período 3 |
| a_{\max} | Asa2k1-2k2 | Edad de máxima selectividad de arrastre PDA en el período 4 |
| σ_{s1} | Bsa2k1-2k2 | Dispersión de la 1° mitad de la selectividad de arrastre PDA en el período 4 |
| σ_{s2} | Csa2k1-2k2 | Dispersión de la 2da mitad de la selectividad de arrastre PDA en el período 4 |



| | | |
|-----------------|--------------|---|
| a_{\max} | Asa2k3 | Edad de máxima selectividad de arrastre PDA en el período 5 |
| σ_{s1} | Bsa2k3 | Dispersión de la 1° mitad de la selectividad de arrastre PDA en el período 5 |
| σ_{s2} | Csa2k3 | Dispersión de la 2da mitad de la selectividad de arrastre PDA en el período 5 |
| a_{\max} | Aacs12k1-2k2 | Edad de máxima selectividad de arrastre PCS en el período 1 |
| σ_{s1} | Bacs12k1-2k2 | Dispersión de la 1° mitad de la selectividad de arrastre PCS en el período 1 |
| σ_{s2} | Cacs12k1-2k2 | Dispersión de la 2da mitad de la selectividad de arrastre PCS en el período 1 |
| a_{\max} | Aacs12k3 | Edad de máxima selectividad de arrastre PCS en el período 2 |
| σ_{s1} | Bacs12k3 | Dispersión de la 1° mitad de la selectividad de arrastre PCS en el período 2 |
| σ_{s2} | Cacs12k3 | Dispersión de la 2da mitad de la selectividad de arrastre PCS en el período 2 |
| ε | R73 | Desviación del reclutamiento 1973 |
| ε | R74 | Desviación del reclutamiento 1974 |
| ε | R75 | Desviación del reclutamiento 1975 |
| ε | R76 | Desviación del reclutamiento 1976 |
| ε | R77 | Desviación del reclutamiento 1977 |
| ε | R78 | Desviación del reclutamiento 1978 |
| ε | R79 | Desviación del reclutamiento 1979 |
| ε | R80 | Desviación del reclutamiento 1980 |
| ε | R81 | Desviación del reclutamiento 1981 |
| ε | R82 | Desviación del reclutamiento 1982 |
| ε | R83 | Desviación del reclutamiento 1983 |
| ε | R84 | Desviación del reclutamiento 1984 |
| ε | R85 | Desviación del reclutamiento 1985 |
| ε | R86 | Desviación del reclutamiento 1986 |
| ε | R87 | Desviación del reclutamiento 1987 |
| ε | R88 | Desviación del reclutamiento 1988 |
| ε | R89 | Desviación del reclutamiento 1989 |
| ε | R90 | Desviación del reclutamiento 1990 |
| ε | R91 | Desviación del reclutamiento 1991 |
| ε | R92 | Desviación del reclutamiento 1992 |
| ε | R93 | Desviación del reclutamiento 1993 |
| ε | R94 | Desviación del reclutamiento 1994 |
| ε | R95 | Desviación del reclutamiento 1995 |
| ε | R96 | Desviación del reclutamiento 1996 |
| ε | R97 | Desviación del reclutamiento 1997 |
| ε | R98 | Desviación del reclutamiento 1998 |
| ε | R99 | Desviación del reclutamiento 1999 |
| ε | R2000 | Desviación del reclutamiento 2000 |
| ε | R2001 | Desviación del reclutamiento 2001 |
| ε | R2002 | Desviación del reclutamiento 2002 |
| ε | R2003 | Desviación del reclutamiento 2003 |
| ε | R2004 | Desviación del reclutamiento 2004 |
| ε | R2005 | Desviación del reclutamiento 2005 |
| ε | R2006 | Desviación del reclutamiento 2006 |
| ε | R2007 | Desviación del reclutamiento 2007 |
| ε | R2008 | Desviación del reclutamiento 2008 |
| ε | R2009 | Desviación del reclutamiento 2009 |
| ε | R2010 | Desviación del reclutamiento 2010 |
| Loo | Linf | Modelo de crecimiento de von Bertalanffy |
| k | K | Modelo de crecimiento de von Bertalanffy |
| to | to | Modelo de crecimiento de von Bertalanffy |
| cv | CV | Coeficiente de variación de la talla a la edad |
| $a^{HB}_{50\%}$ | aacusticasa | Parámetro de posición de la selectividad de la acústica en el período 1 |



| | | |
|-----------------|-------------|---|
| Δf | bacusticasa | Parámetro de dispersión de la selectividad de la acústica en el período 1 |
| $a^{HB_{50\%}}$ | aacusticasa | Parámetro de posición de la selectividad de la acústica en el período 2 |
| Δf | bacusticasa | Parámetro de dispersión de la selectividad de la acústica en el período 2 |
| M | M | Mortalidad natural |
| B_0 | B0 | Biomasa virginal |
| d | d | Escarpamiento ("Steepness") |

Referencias

- Beverton, R. J. H.; Holt, S. J. (1957), *On the Dynamics of Exploited Fish Populations*, Fishery Investigations Series II Volume XIX, Ministry of Agriculture, Fisheries y Food
- Bull B., R.I.C.C. Francis, A. Dunn y D.J. Gilbert. 2002. CASAL (C++ algorithmic stock assessment laboratory): CASAL User Manual v.1.02.2002/10/21. NIWA Technical Report 117. 119 p.
- Chong, J.V, M. Aguayo e I. Payá. 2007. Estimación de edad, crecimiento y mortalidad natural de la merluza de cola, *Macruronus mediterranicus* Lönnberg, 1907 (Macruronidae, GadiDesdemones) en el Océano Pacífico Suroriental. Rev. Biol. Mar. Oceanogr. Vol.42 (3): 311-333.
- Fournier, D.A., Hampton, J. y J.R. Sibert. 1998. MULTIFAN-CL: a length-based, Edad structured model Desde fisheries stock assessment, with application to South Pacific albacore, *Thunnus alalunga*. Canadian Journal of Fisheries y Aquatic Sciences 55: 2105-2116
- Galleguillos R., R. Montoya, L. Troncoso, M. Oliva y C. Oyarzún. 1999. Identificación de unidades de stock en el recurso merluza de cola en el área de distribución de la pesquería. U. De. Concepción. FIP 96-30.
- Payá I. C. Canales, H. Pool y C. Montenegro. 1999. Investigación CTP regionalizada de merluza de cola 1999. Informe Técnico. Instituto de Fomento Pesquero. Circulación restringida.
- Payá I., N. Ehrhardt, P. Rubilar, C. Montenegro y V. Espejo. 2000. Investigación CTP regionalizada de merluza de cola 2000. Informe Técnico. Instituto de Fomento Pesquero.
- Payá I. y P. Rubilar. 2001. Investigación CTP regionalizada de merluza de cola 2002. 46 páginas, 52 figuras y 12 tablas.
- Payá I., P. Rubilar, H. Pool, R. Céspedes, H. Reyes, N. Ehrhardt, L. Adasme, H. Hidalgo. 2002. Evaluación de merluza de cola y merluza de tres aletas. FIP 2000-15. Instituto de Fomento Pesquero. 156 páginas (tomo I) y anexos (tomo II).



Payá I., L. Caballero, H. Hidalgo y M. Montecinos 2003. Investigación Captura Total Permisible regionalizada merluza de cola 2003. 25 páginas, 47 figuras, 4 tablas y anexos. Instituto de Fomento Pesquero.

Payá I., L. Caballero, H. Hidalgo y C. Jara. 2004. Investigación Captura Total Permisible regionalizada merluza de cola 2004. 106 páginas y 2 anexos. Instituto de Fomento Pesquero.

Pool H, F. Balbontín, C. Montenegro, N. Cortes y M. Arriaza. 1997. Interacciones tróficas recursos demersales sur-austral. Informe Final IFOP – FIP. 76 pág, + tablas y figuras.

Smith, A.D.M., Punt, A.E., Wayte, S.E., Starr, P.J., Francis, R.I.C.C., Stokes, T.K., Hilborn, y R., Langley, A. 2002. Stock assessment of the northeast Chatham Rise orange roughy Desde 2001. New Zealand Fisheries Assessment Report 2002/25. 30 p.

Ricker, W. E. (1954), "Stock y recruitment", J. Fisheries Res. Board Can. 11: 559–623

Rivard, D. 1982. APL programs Desde stock assessment (revised). Canadian technical report of fisheries y aquatic sciences N°1091.

Young, Z. , J. Chong, H. Robotham, P. Gálvez y H. Gonzalez. 1998. Análisis de la pesquería de merluza de cola en la zona sur-austral. IFOP-FIP 96-37, 97 páginas, 54 figuras y 36 tablas.

A N E X O 7

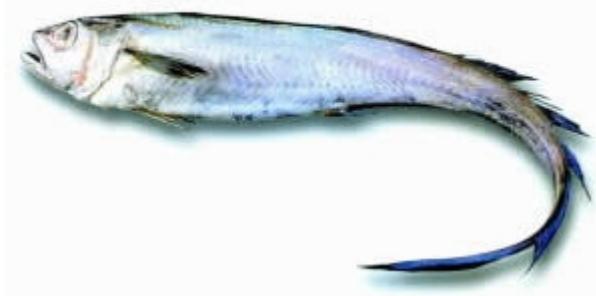
Reporte de los expertos internacionales
sobre el taller internacional

CHILEAN HOKI STOCK ASSESSMENT WORKSHOP 2011

Hotel Marina del Rey, Viña Del Mar, Chile

JULY 4 – 8, 2011

Merluza de Cola
(*Macruronus magellanicus*)



WORKSHOP REPORT

By

Terrance J. Quinn II, Sean P. Cox

**DEPARTAMENTO DE EVALUACIÓN DE RECURSOS
INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO**

Almte. Manuel Blanco Encalada 839

Valparaiso, Chile

www.ifop.cl

July 15, 2011



INTRODUCTION

The Chilean hoki stock (*Macroronus magellanicus*) is an important stock for the Chilean economy and helps to support the Chilean demersal trawl fleet. Stock assessments prior to 2010 showed a hoki stock with a low adult fraction (age-6+), but with good recruitments during the last 3 years that produced a spawning biomass recovering. However, the stock assessment of 2010, which used a very similar stock assessment model but with two additional years of data, showed last years recruitments were not good, and therefore the stock was in a poorer condition. Consequently, the stock assessment was controversial and did not gain acceptance by the fishery management system.

In response, Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) decided upon a two-phase approach to evaluate and improve the stock assessment: (1) conduct a stock assessment workshop to come up with recommendations to improve the stock assessment, and (2) conduct a review of the 2011 stock assessment that will result from the workshop recommendations late in 2011.

Prior to the workshop, IFOP developed Terms of Reference to guide the workshop format (Appendix 1, [Document 1 at the workshop website <http://sites.google.com/site/chsaw2011/home>]). These terms of reference will be address in detail below. To assure that the stock assessment model was scientifically sound, two outside experts in stock assessment (Dr. Terrance Quinn, University of Alaska Fairbanks and Sean Cox, Simon Fraser University) were contracted to run the workshop and provide the lead in developing workshop recommendations. The other participants were stock assessment personnel from IFOP and scientists members of the Hoki Scientific Committee from CEPES, INPESCA, SUBPESCA, and IFOP. The complete list of references is given in Appendix 2 [Document 15]. Prior to the meeting, IFOP developed a preliminary agenda for the workshop (Appendix 3, [Document 2]).

The workshop was held at the Hotel Marina del Rey, Viña del Mar from July 4 to 8, 2011. The first component of the workshop on Monday and Tuesday was to review 15 documents prepared by IFOP scientists to assist discussion of the topics in the Terms of Reference (see workshop website to obtain the documents and additional helpful information). This led to a set of 26 recommendations on Tuesday and Wednesday. On Thursday, the participants classified the recommendations into short-term priorities to attempt to complete during the workshop, medium-term priorities to be addressed after the workshop, long-term priorities that probably could not be accomplished in the 2011 assessment, and miscellaneous suggestions for clarification of choices made in the stock assessment. The rest of Thursday and the first half of Friday were devoted to running models to address the short-term priorities. Examination of the short-term results occurred during the last half of Friday, which led to some additional recommendations.



TERMS OF REFERENCE (TOR) AND INITIAL RECOMMENDATIONS (in order of discussion)

The exact wording of the TOR's is given in Appendix 1. This section contains a summary of the discussion of each TOR and the initial recommendations that came from the discussion. A concise summarization of the recommendations is given in Table 1. Those recommendations that could be completed in the short-term are noted in Table 1 and are marked with an asterisk (*) in text. Other recommendations could be completed in the medium-term (either by the time of the stock assessment review later this year) or long-term (years).

TOR 1. Stock structure [Document 3]

One of key considerations in performing a stock assessment is to identify the stock structure (NRC 1998). The stock structure of Chilean hoki is not well known. The current assumption is that there is a single Pacific Ocean stock (Chile) and an Atlantic stock (Argentina). Under this assumption, the fishery and survey data assess the entire Pacific stock.

There is some evidence that the current hypothesis may not be correct (oversimplified). One alternative hypothesis is that there is a single hoki stock with interchange between the Pacific and Atlantic regions. Consideration of the currents in the regions offers some support for this hypothesis, as does recent work by Schuchert et al. (2010) that reveals mixtures of hoki from both regions in the Cape Horn area.

Another alternative hypothesis is that the Pacific region contained a northern and a southern stock. Under this hypothesis the northern stock was fished to virtual extinction by the purse seine fishery between 1987 and 2002. Then the data from the spawning grounds and the trawl fisheries assess the only the southern stock. Juvenile hoki from the southern stock are found in northern inner waters (channels).

Several complications limit the understanding of stock structure. Juvenile hoki are found mostly in inner channels, while adult hoki are found in outer waters. The total fleet has been comprised of a northern purse seine fishery (now gone), a southern trawl fishery, and a central (sometimes called northern) trawl fishery. There are fleet differences with respect to size, age, depth, and location, as well as seasonal effects. (The purse seine fishery operated in the summer, caught smaller hoki at shallower depths, and was more northern.)

Recommendations: (1) Further investigation is needed into stock structure of hoki in both the Pacific and Atlantic. This work would include continued analysis of existing data, along with field studies that would need at least a few years to complete. (2) Conduct a sensitivity analysis of stock structure by constructing a two-stock (north/south) model, essentially



separating the purse seine fishery from the trawl fisheries by area. (3) Conduct a sensitivity analysis of the combined Pacific/Atlantic population with different levels of interchange between the two areas. This could require field studies such as tagging studies, otoliths chemistry, and genetic studies to provide a reasonable estimate of interchange. This also might require a multi-year effort to be successful.

TOR 2. Data and parameter review [Document 4]

Primary data for the hoki assessment include standard age and length compositions (sometimes for only a few years, as in the purse seine fishery), landings, catch-per-unit-effort (CPUE, an index of hoki abundance from the fishery) and survey abundance (hydro-acoustic surveys from the major spawning ground, a fishery-independent measure of abundance). The assessment scientists pooled the CPUE data from the two trawl fisheries. Estimates of total mortality Z from catch or CPUE curves versus age have been partially completed, and could be useful in validating the assessment. A variety of different methods have been used to estimate natural mortality M; many of these are life history approaches, frequently used to determine M. There was discussion of whether M varied over time. The assessment scientists noted that giant squid and hake are predators on hoki, and that their abundances have changed over time. However, hake have decreased in abundance, so M is probably not underestimated. The current value of M used in the assessment is 0.35. A gonadal-somatic index (GSI) of female reproductive value peaks in April. Over time, there has been a leftward shift in its ogive by size, suggesting a possible density-dependent mechanism. Growth curves have been fitted to length-age data.

Recommendations: (4) A justification for selecting $M = 0.35$ should be provided in the next stock assessment document. Plots of raw data versus fitted growth curves for length-age should be shown in the next stock assessment document. (5*) Fitted curves from Chong et al. (2007) are used in the stock assessment, but the value of M from the document that is consistent with the data in that paper is $M=0.2$. A sensitivity analysis should be conducted with $M = 0.2$. (6) For each year, the GSI should be plotted by each day in August to examine if there might be an influence of survey timing on the assessment of reproductive value from the spawning survey.

TOR 5. Annual variation in weight-at-age [Document 5]

In this document, the assessment scientists investigated whether weight-at-age varied over year by analyzing six questions. There appears to have been a general decrease over year in weight-at-age, particularly for older ages, although in recent years, the deviations have decreased. Therefore, it is appropriate to use annual values for weight-at-age in the stock assessment.

Recommendations: (7) To make sure that results are not influenced over time, the sample sizes over year should be examined to make sure standard errors (SEs) are reasonably precise. (8) To make sure that estimates of weight-at-age are unbiased, the formulae (8.15a)



and (8.15b) from two-stage sampling (Quinn and Deriso 1999) should be used for estimates of average weight-at-age and its (SE).

TOR 3. Fishery indices of abundance [Documents 6, 13]

The issue here is whether the fishery CPUE indexes are reasonable estimates of relative abundance. It is presumed that the fishery-independent index from the hydroacoustic survey produces an unbiased index.

Document 6 considers the trawl fisheries. Before 2002, hoki catches from trawls were mainly bycatches from the hake fishery and were not well-estimated. In 2002, a new trawl fishery in the central area developed. There were changes in fleet composition by fishing ground over years. A general linear model (GLM) was used to model CPUE as a function of area (central and southern trawl, or 12 smaller fishing grounds), vessel, month, and year. The GLM analyses were carefully done with validation criteria for including data and consideration of alternative error structures. Results showed that there was a good relationship between the yearly index from the GLM and the hydro-acoustic survey CPUE, with some indication of hyperstability (less change in fishery CPUE with increasing survey CPUE).

Document 13 considers the purse seine fishery. This analysis was done in 2003 and was not updated for this workshop (because the purse seine fishery ended then).

Recommendations: (9*) Conduct a sensitivity analysis to determine whether a hyperstable relationship between trawl fishery CPUE and biomass (CPUE = B^P) can be estimated within the model. This can be checked by fitting fishery CPUE and estimated biomass (or survey biomass) outside the model. (10) Truncate the trawl fishery before 2002, re-estimate the GLM model, and conduct a sensitivity analysis by using the associated fishery index in the model. (11) Investigate whether any exclusion by either fleet (central trawlers) or area to the north would improve the estimate of the CPUE abundance index in the GLM (e.g., lower SE, better residuals, more plausible estimates, fewer interactions). (12) Use GLM to develop a CPUE index for the Central Trawler fishery. (13) For the purse seine data, attempt to refine the CPUE index by accounting for changes in fleet composition by identifying vessels that fished during most or all of the time period.

TOR 4. Bottom trawl survey, 1972 [Document 7]

A decision to use the 1972 swept-area survey depends on whether: (1) the population was at equilibrium abundance with a stable age structure (virgin population) in 1972 and (2) the survey encompassed the entire area occupied by hoki (i.e., $q = 1$). To address the first question, the assessment authors developed a length-age key to convert the 1972 survey abundance-at-length composition to an abundance-at-age composition. The resulting age composition was consistent with a stable age distribution with $M = 0.6 \text{ yr}^{-1}$ (rather than 0.35 yr^{-1} used in the stock assessment) and a maximum age of $A = 6 \text{ yr}$ (compared to maximum



ages $A = 14+$ yr found in later data). The survey occurred in January when older fish are less available and therefore only surveyed a portion of the stock; therefore biomass could have been underestimated. Ultimately, the reviewers did not see the need to make the assumption of a virgin population, or initiate the stock assessment in 1972. A virgin population at equilibrium is not a realistic or necessary assumption for this assessment. A non-equilibrium assumption only adds $A-1$ parameters at the beginning year and may provide more stable estimation performance.

Recommendations: (14a) Conduct a sensitivity analysis to the starting year that does not make the virgin population assumption, starts the assessment in 1980 rather than 1972, and thereby does not use the 1972 trawl survey data. (14b) Conduct a sensitivity analysis just to the 1972 trawl survey that does not make the virgin population assumption, starts the assessment in 1972, and does not use the 1972 trawl survey data.

TOR 6. Two stock assessment models: (1) Discrete, (2) Continuous [Documents 8, 9, 10 -- 12]

As is done in most places around the world, the datasets for Chilean hoki are integrated into an age- and length-structured stock assessment model that is parameterized to account for the principal factors affecting the dynamics of the population (recruitment, fishing mortality, natural mortality, gear and survey selectivity, survey catchability, and uncertainty parameters and random variables). Before 2005, the fishing process was modeled as a continuous process throughout the year (often label Baranov). In 2005 and later years, the fishing process was modeled as a discrete process to more realistically capture the seasonal aspects of the trawl and purse seine fisheries. The documentation for the current, discrete model is given in Document 8. The previous Baranov model was updated in Document 9 to use data from the most recent time period to see how sensitive assessments of stock status are to models of the fishing process. The discrete model uses an auto-differentiation routine in Matlab to obtain parameter estimates. The continuous model uses an alternative AD Model Builder (ADMB) platform, which is commonly used for assessments around the world.

In 2010, results from the discrete stock assessment model were similar to those generate in 2009 in terms of a strong decrease of the adult fish (age-6+), but quite different in terms of the strength of the recruitments during the last 3 years. In the previous assessment, strong recruitments increased the estimated spawning biomass for the most recent years, despite the reduction of age-6+ fish. In 2010, recruitment to the spawning stock was low and did not lead to immediate recovery of the spawning biomass. Furthermore, use of the 1972 survey biomass as an equilibrium initial biomass in the 2010 assessment model was questioned based on the length frequency observed in the survey and by sensitivity analysis. Managers did not accept the new model and decided to set up a workshop and review process.



Some important aspects of the 2010 stock assessment model are now described. The starting year of the assessment is 1972, when a trawl survey was done across a portion of the range of the hoki population. Landings from the southern trawl fishery ranged from 11,000 – 37,000 t between 1978 and the beginning of the directed fishery in 2002. Directed trawl fishing increased after 2000 as landings from the depleted Chilean hake stock declined. Discarded bycatch may have been very large before 1995, less so until 2001, and then minimal after 2001 when ITQ's were introduced and discards were prohibited; however, an unknown amount of high-grading could have occurred after 2001. Obviously, if removals from the population occurred but were not measured, the stock assessment results would be biased (NRC 1998). Age composition data is available annually since 1988 and weight-at-age data begins in 1989. A CPUE index for the pooled trawl data dates back to 1979. Different selectivity curves are estimated before and after 1991, due to anticipated differences between the earlier bycatches and the later directed catches. A scientific committee in 2009 recommended a dome-shaped selectivity curve before 1991 and an asymptotic one after.

Removals from the purse-seine fishery (1987 – 2002) were landed and recorded. Only two years had length compositions determined, and only the last 5 years had age compositions determined. As mentioned earlier, a CPUE index is available for most of the period during the purse seine fishery operated. Selectivity was assumed to be a dome-shaped function of age, because it tended to catch younger fish than the trawl fisheries.

A critical assumption in the stock assessment model is that the population was a virgin population in equilibrium in 1972. Such an assumption requires relatively constant recruitment in years prior to 1972 and total mortality equal to natural mortality. Both assumptions are difficult to validate because of lack of data and that most fish populations naturally exhibit wide fluctuations in recruitment. Therefore the 1972 virgin population assumption requires further scrutiny, as detailed in the recommendations. In addition, recruitment deviations are treated differently in the first year for all ages than in the starting age in all other years. It might be better to treat these deviations the same.

Two parameters describing the uncertainty around the length-age key and abundance indices were identified for discussion and/or sensitivity studies. The coefficient of variation (CV_l) of the length-age relationship is used to convert length composition to age composition. This CV was assumed constant over all ages and was estimated by the model as $CV_l=0.7$ with a uniform prior distribution with boundaries 0.05 to 0.15 (Document 10). . The assumption of a fixed, constant CV_l may not be accurate, depending on which sampling method was used and the number of fish sampled for length or age. Furthermore, it might be possible to estimate CV_l within the model.



The coefficient of variation of the abundance indices (CV_I) used to fit the current stock assessment model are set based on how precise the assessment authors believed the indices were. The authors estimated catchabilities numerically rather than using their closed-form solutions. Gear-specific CV_I and catchability values all have closed-form maximum likelihood estimators that should be precise provided that relationships between the indices and abundance are linear. *A priori* specification of high CV_I values, rather than estimation, can be used to avoid having an index with a precise, but non-linear, relationship with abundance carry too much weight in the model. Although catchabilities should always be estimated, specification of fixed CV_I values vs. their estimation should be compared (see recommendations and Appendix 4).

The sensitivity analyses conducted in the 2010 stock assessment were reported in Documents 10 – 12. The items examined in the sensitivity study are given in Table 1 of Document 10: the coefficient of variation of the 1972 trawl survey, the coefficient of variation of the acoustic survey, whether acoustic biomass was an absolute abundance or just an index of abundance, the stock-recruitment model (Beverton-Holt versus Ricker), trawl fishery selectivity patterns, acoustic survey selectivity patterns, natural mortality, and the coefficient of variation of the recruitment deviations. A simulation was also done to examine effective multinomial sample sizes compared to values assumed in the stock assessment. The most variation in results occurred for the earliest time periods, when there was limited data. Factors that had a large influence on parameter estimates included natural mortality, ignoring the 1972 swept-area biomass estimates, treating acoustic biomass as an estimate of absolute abundance rather than an index, and the trawl survey selectivity patterns. Effective sample sizes also sometimes differed from what was used in the stock assessment. Judgments from these results led to a base model to bring to the workshop.

Because the model is the core of the stock assessment, this TOR resulted in the most recommendations, so that a thorough examination of sensitivity could be done. The short-term studies that were recommended were all completed (as shown in Table 1) and presented in the next section.

Recommendations about using total removals:

It is a general principle that any stock assessment should account for all removals (NRC 1998). Therefore, (15) develop a plan of action to improve the basis of accounting for previous and current total catches (landings, bycatches, discards). This should also account for age and size composition. (16) When this project has been completed, conduct a sensitivity study with different presumed levels of discards or bycatch (both in the historical period and currently).



Recommendations about stock assessment model details (in addition to those listed above):

- (17) In the current assessment, trawl and survey selectivities are blocked into groups of years for model parsimony. More flexible forms for selectivity (e.g., random walks, autoregressive models, splines) should be investigated as an alternative to using time blocks.
- (18) Determine whether to estimate the coefficient of variation (CV_l) for the length-age relationship (see above) both inside and outside the model by comparing its magnitude and precision in both approaches.
- (19) Consider developing two different trawl indices in the model (ST, CT) instead of the combined index.
- (20) Use abundance in November instead of July for the timing of the purse seine index, because that fishery was a summer fishery (Document 3).
- (21) Investigate the closed-form estimate of the coefficient of variation, (CV_l) for each abundance index, using the residual mean square obtained from differentiating the log likelihood in eq. (42) with respect to σ_y and then solving for σ_y using the equation just below (42) in Document 8.
- (22) Conduct a sensitivity analysis of the weightings of the log likelihood components [sample sizes used for compositions (a – d), cv's used for indices(e – f)].
 - (a) Exclude the purse seine length frequency data (only two years).
 - (b) Change the sample size for purse seine age compositions from 30 to 10.
 - (c) Change the sample size for the southern trawl age compositions from 50 to 100.
 - (d) Change the sample size for the acoustic survey age compositions from 100 to 50.
 - (e) Change cv for the purse seine CPUE index from 0.1 to 0.4.
 - (f) Remove all CPUE indices from both the trawl and purse seine fisheries (to test sensitivity to potential changes in catchability over time). This would result in a VPA type solution before 2001.
- (23) Examine the sensitivity of the steepness parameter (0.5 instead of 0.7) and the recruit variability cv between 0.5 to 1.0.
- (24) Explore whether estimation of natural mortality M will improve the fit to the plus group without degrading the fit to other groups.
- (25) Explore asymptotic selectivity patterns for the southern trawl fishery for years before 1991. (In many years, the base model overestimated the proportion in the plus group in the trawl fisheries.)
- (26) Compare the continuous Baranov formulation with the discrete (Pope) formulation using the same platform and likelihood function.
- (27) Examine the discrete model with a Ricker spawner-recruit model.
- (28) Examine several alternatives to the virgin biomass assumption (a—d) and the spawner-recruit model (e—g). Summarize virgin recruitment R_0 and average recruitment $R^{\bar{a}}$. This should be done as a factorial design with 4x3 scenarios.
 - (a) Virgin (equilibrium) population in first year. Keep age deviations in the first year separate from recruitment deviations (estimate η_a and ε_y).



- (b) Non-equilibrium population in first year. Keep age deviations in the first year separate from recruitment deviations (estimate η_a and ε_y).
- (c) Virgin (equilibrium) population in first year. Treat age deviations in the first year as coming from the same distribution as the recruitment deviations (estimate ε_y).
- (d) Non-equilibrium population in first year. Treat age deviations in the first year as coming from the same distribution as the recruitment deviations (estimate ε_y).
- (e) Beverton-Holt spawner-recruit model.
- (f) Ricker spawner-recruit model.
- (g) No spawner-recruit model.

TOR 7. Comparison of the two stock assessment models [Document 14]

A comparison between the two stock assessment models was done prior to the workshop. This comparison involves more than the difference in modeling the fishing process (continuous (Baranov) versus discrete). Different platforms were used for the two models (ADMB versus Matlab). There was a difference in the form of the objective function (lognormal likelihood versus robust likelihood). Otherwise, the model formulations were similar.

When the results for recruitment, spawning biomass, and total biomass were presented as relative deviations, some years could have deviations of 30-40% (especially recruitment). However, when viewed on an absolute scale, the differences appeared less important in practical terms. All the same, the workshop participants desired further sensitivity work with a common platform and objective function structure.

TOR 8. Review the ADMB code.

This item was accomplished as part of the short-term and medium-term analyses. This resulted in a new stock assessment model that used (i) the discrete timing of fisheries, (ii) equilibrium or non-equilibrium recruitment, (iii) three options for the stochastic spawner-recruit relationship (Beverton-Holt, Ricker, and none; see Appendix 4), and (iv) an option to start the assessment in any year (values of 1972 and 1980 were originally examined, but Appendix 4 also shows results from 1985 and 1988).

It was recommended to use discrete timing of fisheries for further analysis. The code was modified including the formulation of discrete timing used in the stock assessment 2010. As a result the modified ADMB code differed from the Matlab code in terms of likelihood components only. Both codes included equilibrium and non-equilibrium recruitment, and had three options for the stochastic spawner-recruit relationship (Beverton-Holt, Ricker, and none). Further modification to the ADMB code included the option to change the starting year from 1972 to 1980.



TOR 9. Characterize uncertainty sources in the assessment.

This included whether to separate the trawl fleets, use the purse-seine CPUE, to use the length frequency data in 1972 to help establish the virgin composition, to use the 1972 swept-area abundance to estimate initial abundance, whether to assume a steady-state in the first year, and what time-blocks to use for survey and fishery selectivities. Recommendations for sensitivity studies were developed to address all of these issues, as well as others. These are described in the terms of reference above and summarized in the Recommendations summary (Table 1).

TOR 10. Develop recommendations for short-term priorities.

As mentioned above, this was done (see Table 1). See Recommendations 5, 9, 14a, 14b, 20, 21, 22a-f, 23 – 27.

TOR 11. Develop recommendations for medium-term priorities.

As mentioned above, this was done (Table 1). In addition, some recommendations for long-term priorities were also developed regarding stock structure (Table 1). See Recommendations 1 and 3.

TOR 12. Discuss results of analyses to address short-term priorities.

As mentioned above, this was done. Those results are given in the next section.

TOR 13. Discuss target and limit reference points.

Only limited discussion of this TOR could be done at the workshop and it could be a major focus of the stock assessment review later this year. The main concern of IFOP scientists was the theoretical recommendations for different biological reference points (BRP) according to the data quality of the stock assessment. The classification used in National Marine Fisheries Service (NMFS) was discussed, which includes 3 categories: 1) data-rich; 2) data-medium and 3) data-poor. The data-rich assessment is when it is possible to estimate the maximum sustainable yield (MSY) with some high level of confidence, and so the MSY is used as limit BRP. In the data-medium assessment it is not possible to estimate MSY reliably and therefore the proxies $F_{X\%}$ are used as BRP, where X is the target percentage for spawning biomass per recruit. In the data-poor assessment, the recent average catches is typically recommended. Chilean hoki should be classified as a data-medium stock assessment and proxies ($F_{X\%}$) could be used as BRPs.

TOR 14. Discuss the best model and assess the status of the stock.

This was accomplished as TOR 11. See also the later section Additional Recommendations.

TOR 15. Compile recommendations for further analysis.

This was accomplished as TOR 11. See also the later section Additional Recommendations.



RESULTS OF ANALYSES CONDUCTED AT THE WORKSHOP

This section was written by Ignacio Payá.

The recommendations made during the workshop and presented in previous sections are summarized in Table 1. These analyses were labelled according to the terms of reference (TOR's) and the document numbers. The analyses were classified into short-term, medium-term, and long-term tasks, depending on whether or not they could be conducted during or after the workshop. Medium-term recommendations can probably be done by the time of the stock assessment review later this year. Long-term recommendations may take several years. In order to facilitate the review and modification of the code by the international experts, the initial IFOP model written in MatLab was re-written in ADMB. This model was called the IFOP model and was provided to Dr. Cox, who worked on improvements to this code. This "New ADMB model" is presented in Appendix 4. Both models had the same formulation of the initial IFOP model programmed in MatLab. The base model had the same weights (CV_I and effective multinomial sample sizes) used by case 5 of MatLab IFOP model (Document 10). The main results from the base case IFOP model are shown in Figures 1 to 6 (figures done by R. Tascheri). The model fit well to most data sets, except the purse seine index.

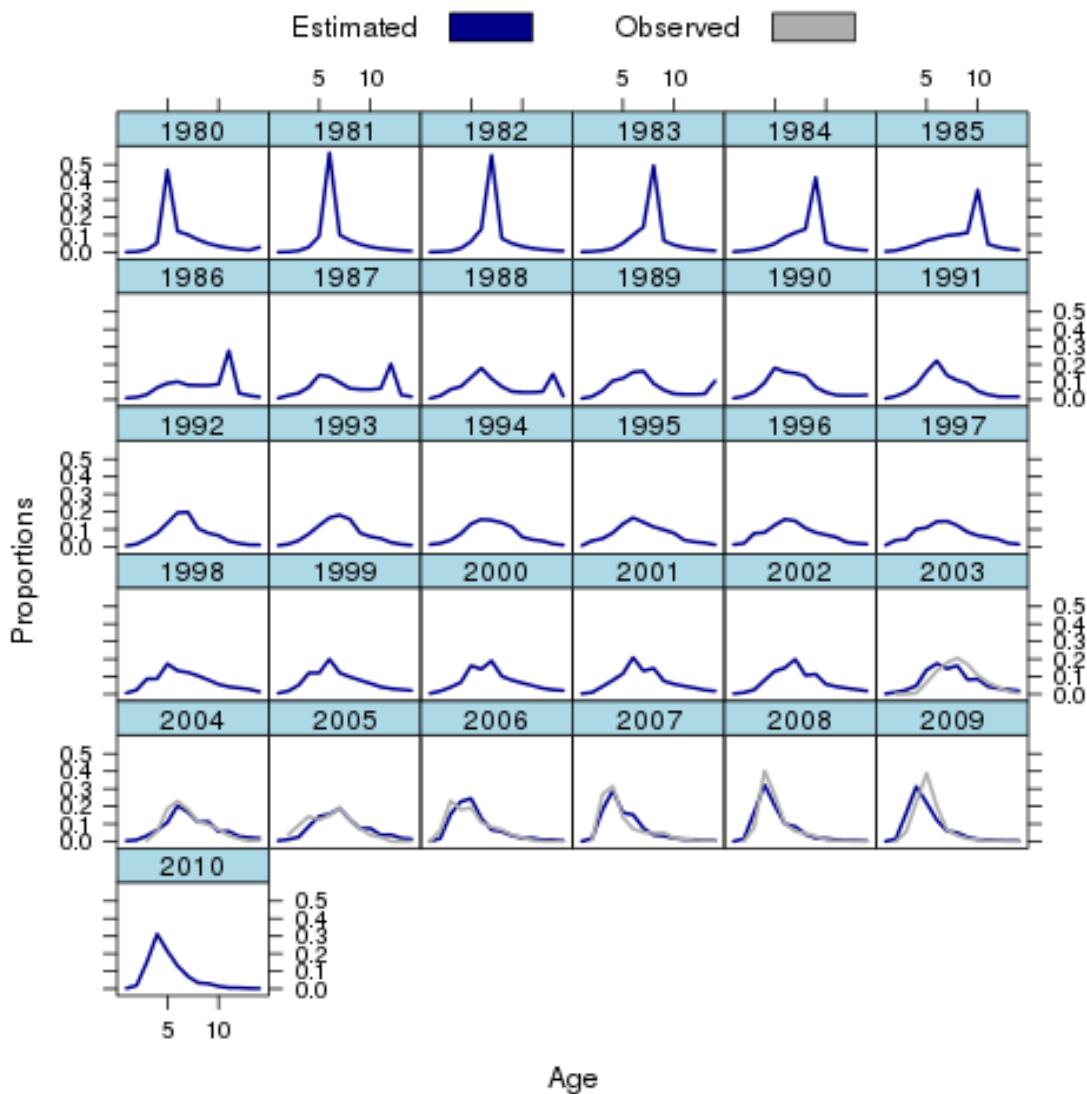


Figure 1. Base case fits to age proportions in CT catches.

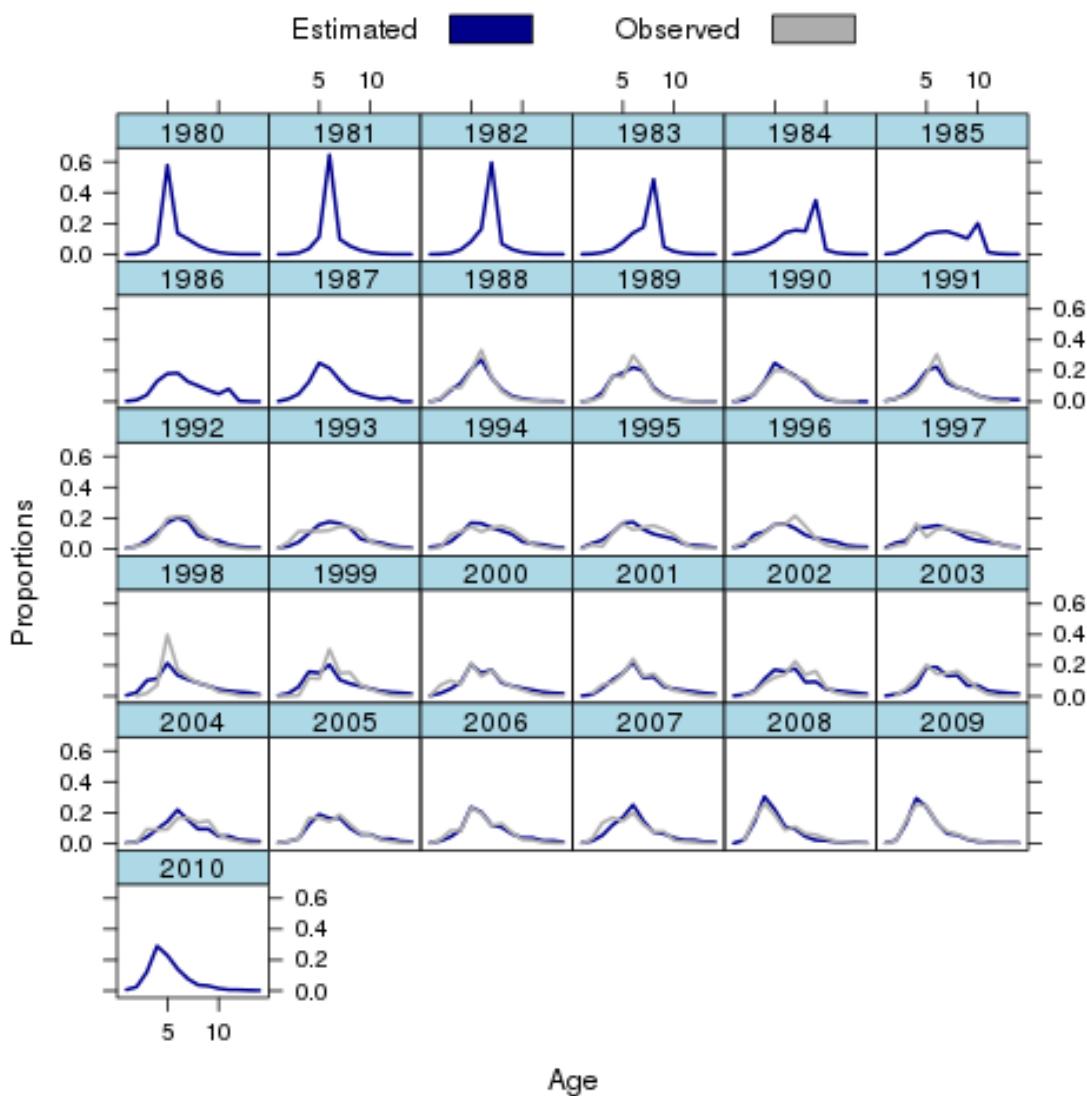


Figure 2. Base case fits to age proportions in ST catches.

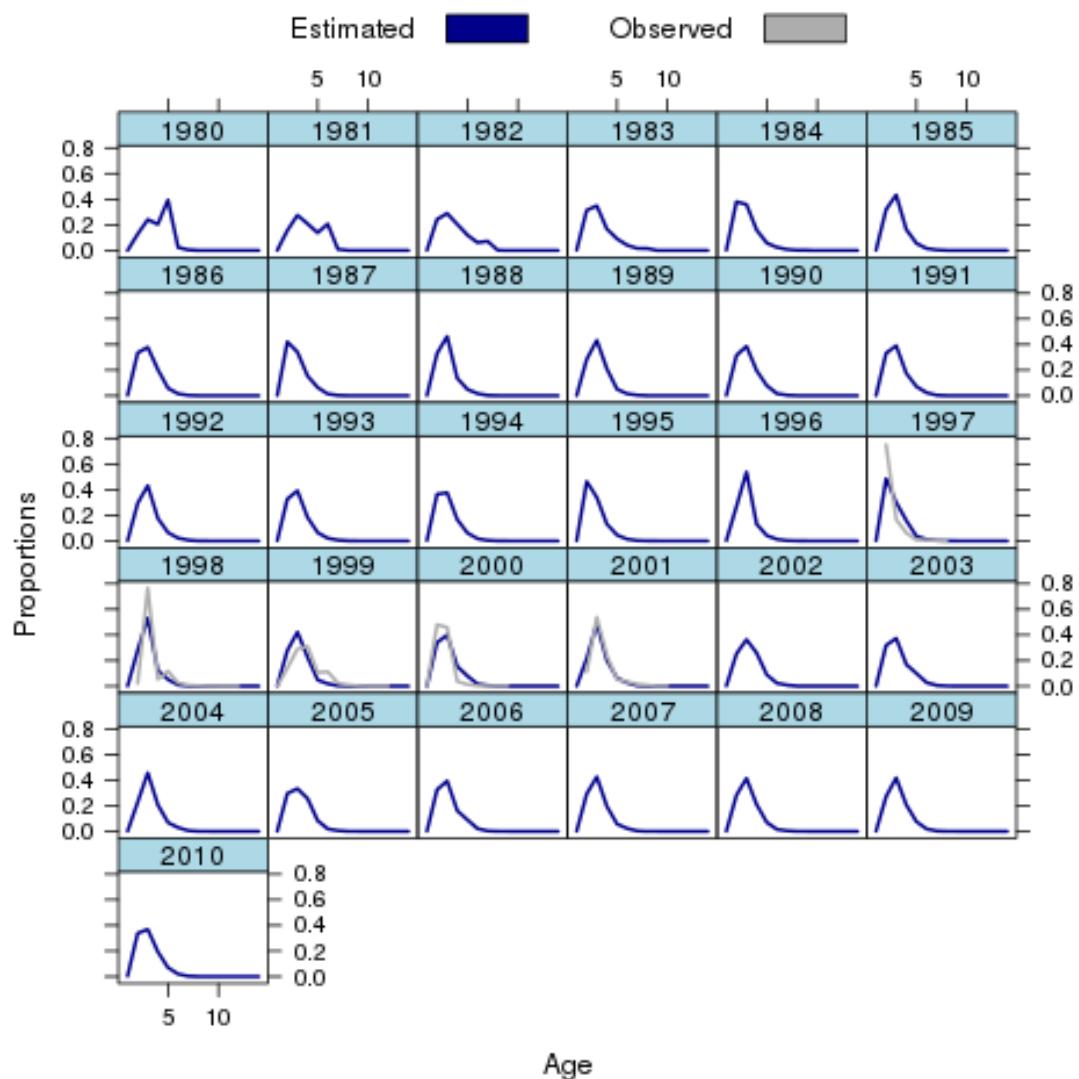


Figure 3. Base case fits to age proportions in PS catches.

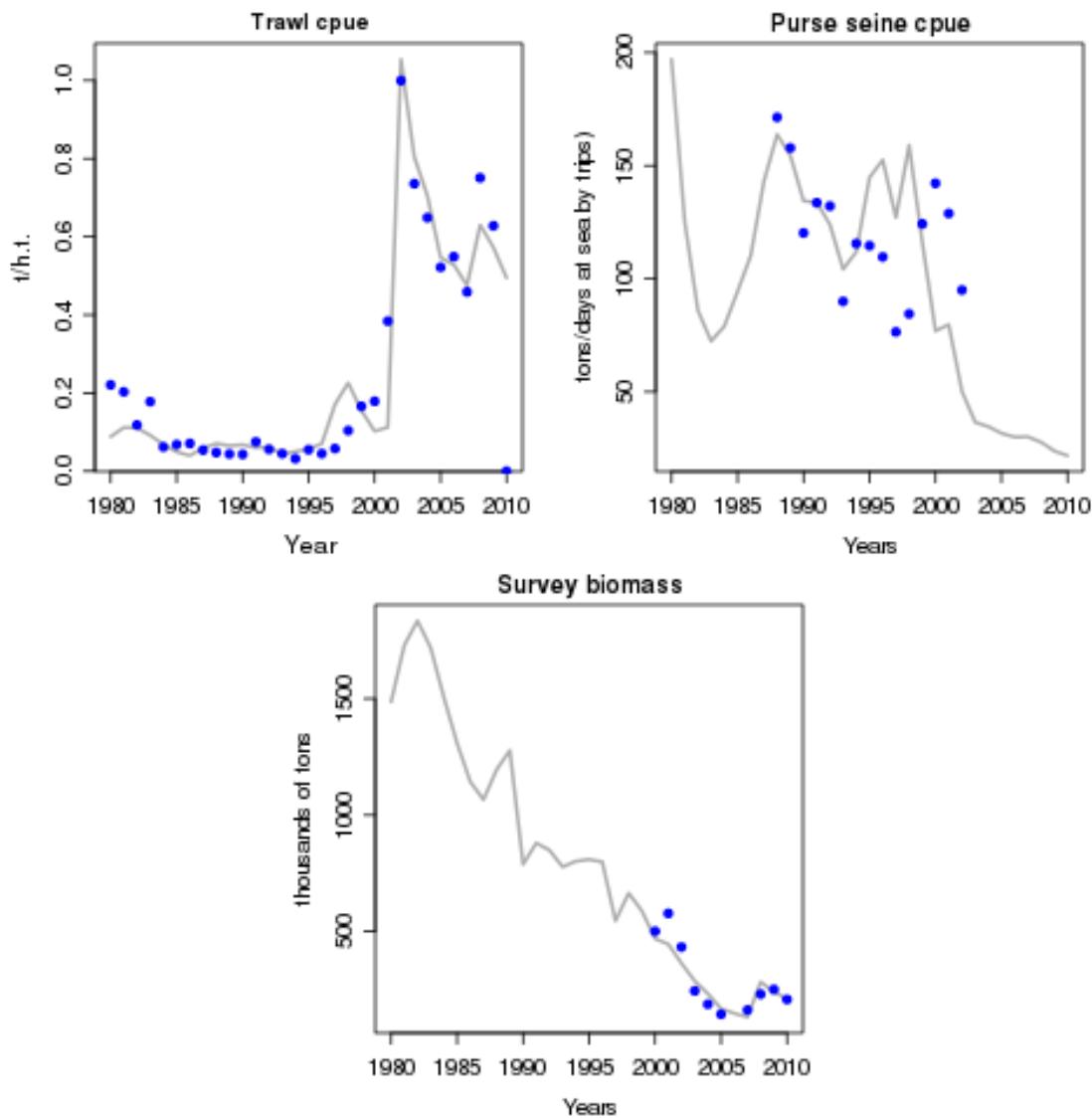


Figure 4. Base case fits to abundance indices (line: model; points: data).

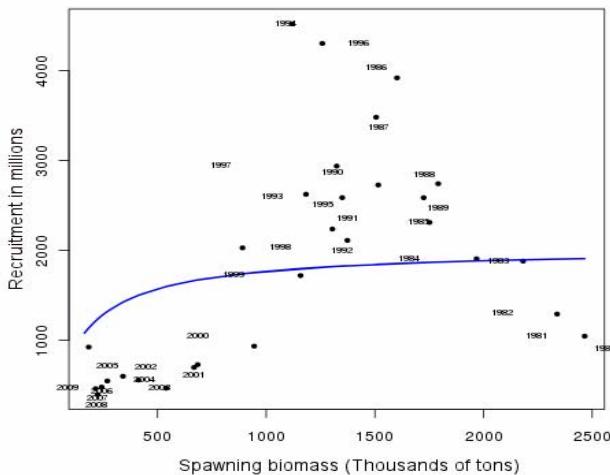


Figure 5. Stock recruitment model and recruitment estimated from the base case. Note that the units of recruitment are millions, not thousands as indicated.

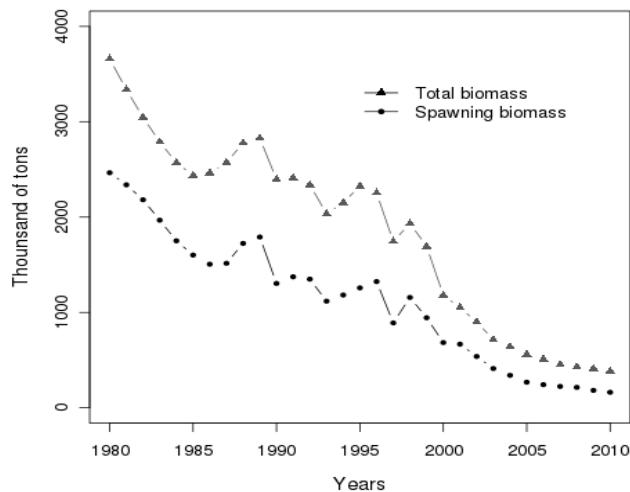


Figure 6. Total and spawning biomasses estimated from the base case.

Several scientists participated in the analyses, including those from IFOP (C. Canales, I. Payá, and J. Quiroz), southern trawlers fishing industry (A. Zuleta and R. Alarcón) and central trawlers fishing industry (C. Gatica). All the short-term sensitivity analyses were done during the workshop. The model run implementing each recommendation was identified as “Case” followed by the recommendation number (e.g., Case 24 for Recommendation 24).



All the analyses conducted took into account the recommendation 14: Do not use swept area biomass 1972 and change the starting year of the analysis from 1972 to 1980; and recommendation 20: use abundance in November for purse seine index estimations.

The ADMB base case results were quite similar to case 5 of the discrete Matlab model (Figures 7 to 10). The main differences between these two models were found in biomass estimations during years 1980 to 1993 (Figures 7 and 8). The differences between the models in terms of recruitment estimations were smaller than for the biomass estimations (Figure 9). The differences between the models were: (1) Matlab model case 5 started in 1972 and ADMB model in 1980; (2) Matlab model case 5 used July and ADMB model used November abundance to estimate the purse seine CPUE; (3) Matlab model case 5 used robust likelihood functions and ADMB did not; and (4) Matlab case 5 estimated recruitment using a stock-recruitment model inside annual loops whereas the ADMB model estimated recruitment independent of spawning biomass and later constrained these recruitments to follow the stock recruitment model. The constraint was implemented via addition of a sum-of-squares penalty to the overall objective function.

The lower biomasses and recruitments were estimated by Workshop Case 5 (Table 1), in which M was fixed at 0.2 (Figures 7 to 10). As expected, Case 5 had the highest depletion trend and the highest acoustic catchability coefficient ($q = 1.34$).

Case 24, which estimated M inside the model, estimated $M = 0.38 \text{ yr}^{-1}$, which was very close to $M = 0.35 \text{ yr}^{-1}$ as assumed in the base case. The similarity is expected because the model uses a log-normal prior with $\text{CV} = 0.10$ on M .

Case 22f (remove all fishery dependent CPUE indices) had the lowest biomass in the period 1980 to 1988. Since year 1988, all the cases converged to similar estimates; this year is the first year of the series with age-composition catch data.

Case 9 (CPUE with hyperstability) and case 27 (Ricker stock-recruitment model) estimated similar biomasses and recruitments, and they had the second lowest biomass estimations (after case 22f) for the first years.

Case 23a (steepness=0.5) and 23b (steepness=1.0) had similar results because CV of recruitment deviations around the stock-recruitment mode was fixed at 0.6 (Figures 1 to 4).

Overall, the main conclusions from the Workshop sensitivity studies are (1) the ADMB model provides similar results across a range of sensitivity analyses, (2) the largest differences were found in initial years 1980-1988, and (3) since 1989 the estimations were very similar.



Table 1. Recommendations by term of reference (TOR) and associated Documents (Doc) to conduct during the workshop (S: short-term) and after the workshop (M: Medium Term), using the IFOP model or the same model reviewed and improved by Sean Cox. The names of scientists responsible for doing the analyses and the progress done during the workshop are also listed.

| Recommendations | Term | Model | Name | Progress |
|---|------|-------|------------------|---------------------|
| TOR 1, Doc 3 | | | | |
| 1. Further investigation is needed in stock structure. | L | | | |
| 2. Sensitivity analysis, construct two area models. North and South | M | | | |
| 3. Sensitivity analysis, examine Pacific and Atlantic connections | L | | | |
| TOR 2, Doc 4 | | | | |
| 4. To provide better justification for M=0.35 used in the stock models -> improve in documents | M | | | |
| 5. To consider the impact of lower M (0.2 from Chong et al 2007) on stock model results and BRPs. | S | IFOP | Ruben Alarcón | Done (BRPs pending) |
| 6. Gonad somatic index: examine relationship with acoustic survey timing using day of the month and stage of maturity. | M | | | |
| TOR 5, Doc 5 | | | | |
| 7. Weight at age stability: examine if sample size variability by year has any effect on trend of weights. | M | | | |
| 8. Examine alternative formula for weight-at-age when using proportional allocation by length (Formula from Quinn and Deriso). | M | | | |
| TOR 3, Docs 6 and 13 | | | | |
| 9. Further examine relationship between CPUE and Abundance for look for hyper stability inside the model. Also outside of the model using CPUE versus Acoustic Biomass. Sensitivity analysis on $CPUE=aB^P$, | S | IFOP | Cristian Canales | Done |
| 10. Truncate the data before 2002 and estimate CPUE abundance index. | M | | | |
| 11. Investigate whether if any exclusion by fleet or area to the north would improve the estimate of the CPUE abundance index. | M | | | |
| 12. To develop a CPUE index based on central trawlers. | M | | | |
| 13. Purse Seiners: Attempt to refine the CPUE index by accounting by changes in fleet compositions by identifying vessels that fished during the whole period | M | | | |

**TOR 4, Doc 7**

14. Swept Area 1972: Do not use this biomass estimation and change the starting year of the analysis from 1972 to 1980.

| | | | | |
|---------------------------|---|-------------------|----------------------------|------|
| a. Remove swept area 1972 | S | Sean Cox and IFOP | Sean Cox, Cristian Canales | Done |
| b. Start in 1980 | S | Sean Cox and IFOP | Sean Cox, Cristian Canales | Done |

TOR 6, Doc 8 and 9.

15. To conduct a project to estimate total catches including discards/bycatch in previous and current years, including the age and size structure.

M

16. Based on the outcome of this project conduct sensitivity analyses with different levels of discards/bycatch.

M

17. Random walk in Selectivity: examine more flexible forms for selectivity including random walk.

M

18. Determining whether to estimate the CV for size frequency by each age inside and outside the model. Compare the magnitude and the precision (variance) of CV estimated inside and outside the model.

M

19. Considering use two different trawl indices in the model instead of a combine trawl index.

M

20. Use abundance in November for Purse Seine index estimations.

S

IFOP

Cristian Canales
Sean Cox

Done

21. Estimate Cy (coefficient of variation for formula 42 in doc 8).

S

Sean

22. Conduct sensitivity analysis of the weighting (Samples sizes and CV) used.

Proportions:

- a. Exclude PS size proportions

S

IFOP

Juan Quiroz

Done

- b. PS age composition 10

S

IFOP

Juan Quiroz

Done

- c. ST age composition 100

S

IFOP

Juan Quiroz

Done

- d. Acoustic age composition 50

S

IFOP

Juan Quiroz

Done

CPUE Index

- e. PS CPUE CV= 0.4

S

IFOP

Ignacio Payá

Done

- f. Remove all CPUE fishery dependent (like a VPA solution for years before 2001).

S

IFOP

Ignacio Payá

Done



| | | | | |
|---|---|--------------|------------------|------|
| 23. Steepness sensitivity analysis: | | | | |
| a. Steepness=0.5 | S | IFOP | Alejandro Zuleta | Done |
| b. Steepness=1.0 | S | IFOP | Alejandro Zuleta | Done |
| 24. Explore whether estimations of M will improve the fit to the plus group without degrading the fit to others groups. | S | IFOP | Rubén Alarcón | Done |
| 25. Explore asymptotic selectivity patterns for years before 1991 on ST. | S | IFOP | Claudio Gatica | Done |
| 26. Further investigate whether a continue (Baranov) versus discrete (Pope) formulation for annual dynamic is more appropriate. | S | IFOP | Cristian Canales | Done |
| 27. Discrete Model with Ricker S/R Model | S | IFOP | Cristian Canales | Done |
| 28. Examine several alternatives to the virgin biomass assumption (a – d) and the spawner-recruit model (e – g). Summarize virgin recruitment R_0 and average recruitment $R^{\bar{a}}$. This should be done as a factorial design with 4x3 scenarios. | M | Cox, IFOP | | Done |
| (a) Virgin (equilibrium) population in first year. Keep age deviations in the first year separate from recruitment deviations (estimate η_a and ε_y). | | | | |
| (b) Non-equilibrium population in first year. Keep age deviations in the first year separate from recruitment deviations (estimate η_a and ε_y). | | | | |
| (c) Virgin (equilibrium) population in first year. Treat age deviations in the first year as coming from the same distribution as the recruitment deviations (estimate ε_y). | | | | |
| (d) Non-equilibrium population in first year. Treat age deviations in the first year as coming from the same distribution as the recruitment deviations (estimate ε_y). | | | | |
| (e) Beverton-Holt spawner-recruit model. | | | | |
| (f) Ricker spawner-recruit model. | | | | |
| (g) No spawner-recruit model. | | | | |

New ADMB code has been written (Cox).

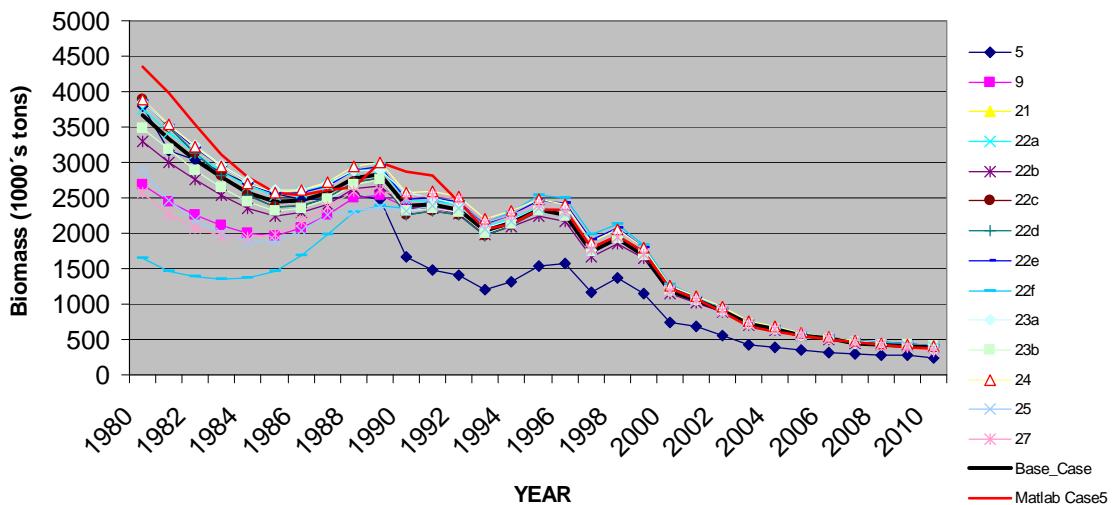


Figure 7. Estimated total biomasses by year and Case.

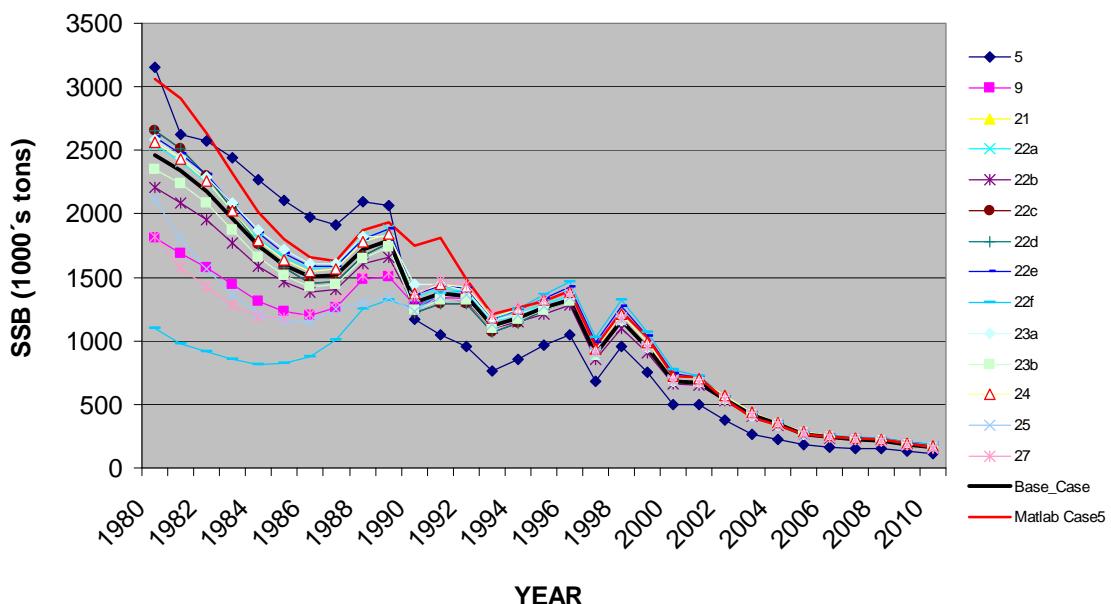


Figure 8. Estimated spawning biomasses by year and Case. These all appear to be equilibrium models. Beginning the new ADMB model in 1985 and non-equil gives lower initial abundance and not as drastic depletion.

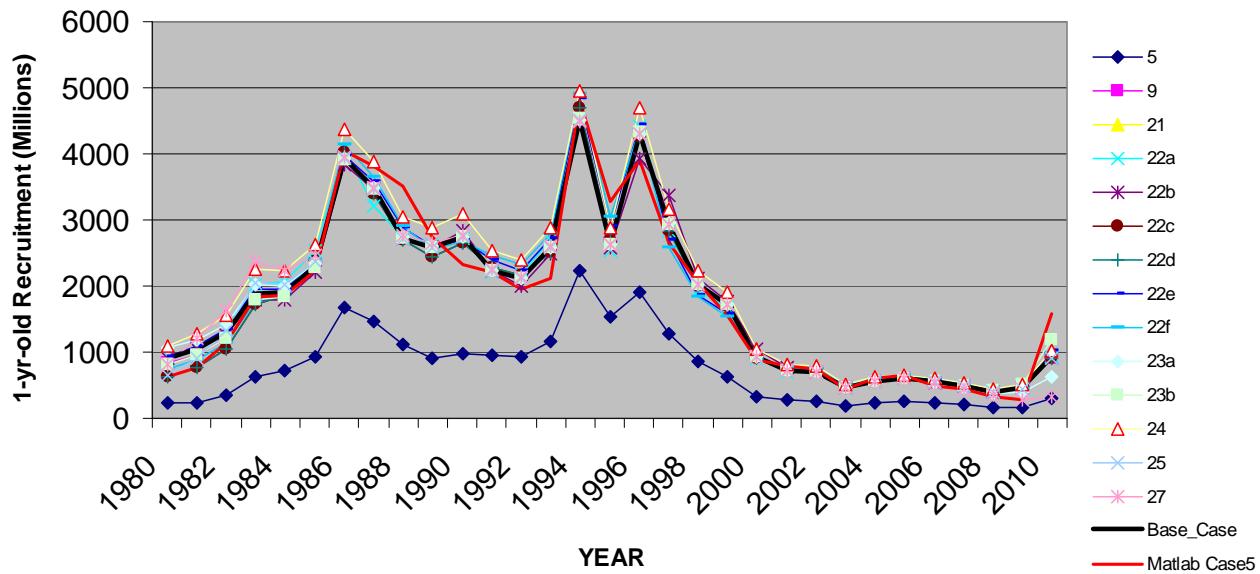


Figure 9. Estimated age-1 recruitments by year and Case. Note how the recruitment builds from 1980-1987; these recruitment estimates are not strongly supported by the data. Also note that recruitment in the last year bumps up because these values are set equal to the estimated average recruitment . Note that the units of recruitment are millions, not billions as indicated.

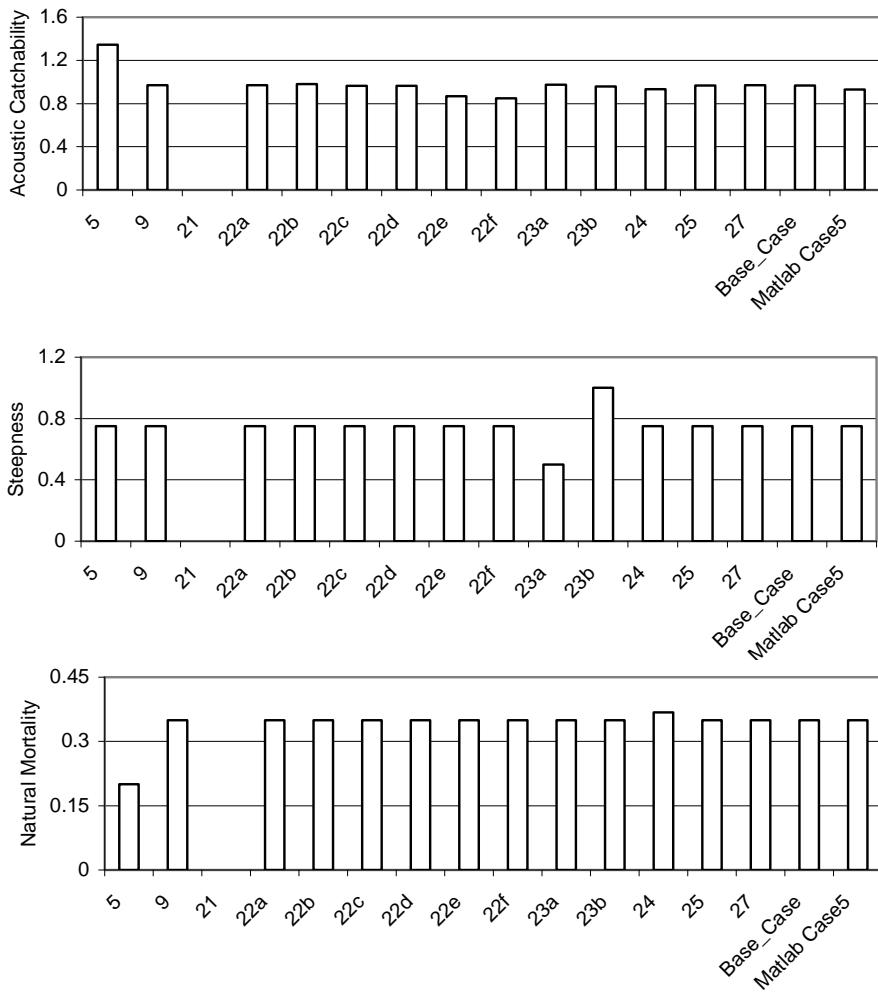


Figure 10. Catchability of acoustic survey, steepness and natural mortality by Case.

ADDITIONAL RECOMMENDATIONS

From the workshop analyses, most scenarios examined produced similar results. Obviously changing natural mortality (Rec. 5) had the typical effect (lower M, higher abundance). More importantly, leaving out the 1972 trawl survey and changing the starting year of the analysis to 1980 (Rec. 14) resulted in a more consistent view of the population that was less sensitive to assessment choices.



Preliminary results suggested that not assuming a virgin population (non-equilibrium starting year) was desirable, because making this assumption could have a big effect on early abundance estimates. The non-equilibrium models appeared to work fine and do not make this potentially incorrect assumption.

A comparison of the discrete and continuous formulations using the same ADMB platform and likelihood structure (Rec. 26) revealed small differences, so either can be used. This result is similar to that in Document 14, which used different platforms and likelihood formulations.

It is premature to determine that the model results are "robust" to typical stock assessment uncertainties. All of the sensitivity analyses depend on the assumed ratio of process (recruitment and initial abundance error) to observation error. The implied ratio may be high for this assessment, which means that recruitment and time-varying selectivity parameters may be chasing noise in the observed data. Insensitivity of the results to alternative model structures may be a result of over-fitting noise in these datasets. The new ADMB model provided in Appendix 4 provides an optional errors-in-variables approach in which the assumed ratio of process to observation error is made explicit and standard errors for recruitment and observation errors are then estimated. This alternative (or something similar) should be compared to the existing one based on observed and simulated data.

RECOMMENDATIONS BASED ON MEDIUM-TERM ANALYSES

A considerable amount of work was done on the ADMB stock assessment model after the workshop. As part of the medium-term analyses, the original IFOP model was re-coded in a New ADMB model as described in Appendix 4. Comparisons between the IFOP and New ADMB models revealed some important differences, which are described and explained in Appendix 4. Based on the results of these medium-term analyses, we suggest that the New ADMB model be used for stock assessment. This model is flexible enough to represent all the models and datasets used in sensitivity tests.

One of the main findings of the workshop, and further supported in medium-term analyses, is that there is high uncertainty about stock sizes and trends prior to 1988. Models that begin prior to age-composition sampling in 1988 initialize the population at higher biomass levels, which then decline regardless of the equilibrium or stock-recruitment assumptions made for the initial abundance. On the other hand, between 1988 and 2010, all model scenarios estimate a consistent stock decline in response to high exploitation levels during the 1990s. For the past 10 years, estimates of spawning stock and exploitable biomass are consistent among models.



The key remaining uncertainty is the current status of the hoki stock relative to the unfished level. All scenario models estimate that spawning stock biomass is below 30% of unfished levels with estimated depletion ranging between approximately 8.5% (equilibrium scenarios 3 and 9) and 24% (non-equilibrium scenario 12). The estimated spawning biomass depletion under the workshop base scenario #7 is 17% with 2010 exploitation rates of 24% and 3% in the southern and central trawl fisheries, respectively.

As described in the Recommendations Summary (Table 1), there is still substantial work to be undertaken in the long-term. Additional long-term recommendations following from medium-term analyses are to (these three recommendations could be accomplished in a single technical project):

1. Test the New ADMB model in a simulation-estimation framework to examine expected model bias and precision given the hoki fishery and survey data.
2. Re-evaluate the prior distribution on acoustic survey catchability, its influence on stock assessment model estimates, and consequences for management performance (e.g., risk).
3. Re-evaluate the model under alternative error structure and effective sample size assumptions for age-composition data. As pointed out in the main report and in Appendix 4, there are multiple ways of estimating the precision of age-composition samples.

It is clear, based on the workshop outcomes that excellent progress is being made in the stock assessment process and modeling, which will ultimately produce a credible, state-of-the-art system for assessment and management of the Chilean hoki fishery.



REFERENCES

Chong, J.V., Aguayo, M., and Payá, I. 2007. Determination of age, growth, and natural mortality of Chilean hoki, *Macruronus magellanicus*, Lönnberg, 1907 (Macruronidae, Gadiformes) from the Southeastern Pacific Ocean. Revista de Biología Marina y Oceanografía 42: 311-333.

National Research Council (NRC). 1998. Improving Fish Stock Assessments. National Academies Press, Washington DC, USA.

Quinn, T.J., II, and R.B. Deriso. 1999. Quantitative Fish Dynamics. Oxford University Press, New York.

Schuchert, P.C., Arkhipkin, A.I., and Koenig, A.E. 2010. Traveling around Cape Horn: Otolith chemistry reveals a mixed stock of Patagonian hoki with separate Atlantic and Pacific spawning grounds. Fisheries Research 102: 80-86.

APPENDICES

- 1. Terms of Reference**
- 2. List of Participants (including picture(s))**
- 3. Agenda**
- 4. Additional model development [related to Recommendation 28]**



Appendix 1. Terms of Reference

INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO

CHILEAN HOKI STOCK ASSESSMENT WORKSHOP 2011 TERMS OF REFERENCE

1. To review the conceptual model of the stock units and migrations.
2. To review data and parameters.
3. To review the consistency of abundance indices: Acoustic Biomass and Index based on CPUE of trawl fleet.
4. To review the biomass and size structure estimated by swept area in January 1972.
5. To review the use of the matrix of observed mean weight at age and year or the use of a constant (historical average) vector of mean weight at age for all ages.
6. To review the stock assessment model formulation and its base model.
7. To compare the results of the base model in ADmodel and in ADMatLab.
8. To review the code in ADmodel Builder.
9. To characterize the uncertainty sources in the assessment. The focus should be orientated to discuss issues like:
 - Is it recommendable to separate the trawl fleets?
 - Is it informative the purse-seine CPUE?
 - Is it the length composition estimated in the survey of 1972, a good sample of a virgin condition?
 - Can we estimate the initial condition properly?
 - Was the population at the beginning in a steady-state condition?
 - Have varied the selectivity in surveys and fishery over time?
10. To agree a list of sensitivity analysis to conduct during the workshop.
11. To recommend a list of medium-term sensitivity analysis.
12. To discuss the main results of the sensitivity analysis conducted during the workshop.
13. To discuss target and limit biological reference points ($F\%SB$, $SPR/SPR_{F=0}$, etc.).
14. To define the best model and to assess the status of the stock.
15. To compile recommendations for further analysis.



Appendix 2. List of Participants (including pictures)

Core Participants
Chilean hoki stock assessment workshop 2011
July 4-8, 2011
Hotel Marina del Rey
Ecuador # 229
Viña del Mar - Chile

Chairs and expert advisers

Terrance Quinn, Co-Chair, Alaska University Alaska Fairbanks
Sean Cox, Co-Chair, Simon Fraser University

Stock Assessment Team

Ignacio Payá, IFOP
Renzo Tascheri, IFOP
Juan Carlos Quiroz, IFOP
Cristian Canales, IFOP

Members of Hoki Scientific Committee

Alejandro Zuleta, CEPES
Ruben Alarcón, CEPES
Claudio Gatica, INPESCA
Dario Rivas, SUBPESCA
Sergio Lillo, IFOP
Renato Céspedes, IFOP



Appendix 3. Agenda

INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO

CHILEAN HOKI STOCK ASSESSMENT WORKSHOP 2011 AGENDA

Monday 4

9:30-11:00

- Welcome and administrative stuff
- To review the conceptual model of the stock units and migrations.
- To review data and parameters.
- To review the consistency of abundance indices: Acoustic Biomass and Index based on CPUE of trawl fleet.

11:00-11:30 Coffee break

11:30-13:00

- To review the biomass and size structure estimated by swept area in January 1972.
- To review the use of the matrix of observed mean weight at age and year or the use of a constant (historical average) vector of mean weight at age for all ages.

13:00-14:30 Lunch

14:30-16:00

- To review the stock assessment model formulation and its base model.
- To compare the results of the base model in ADmodel builder and in ADMatLab.

Coffee break: 16:00-16:30

16:30-17:30

- To review the code in ADmodel Builder.
- To agree a list of sensitivity analysis to conduct during the workshop.

Tuesday 5

9:00-11:00

- To agree a list of sensitivity analysis to conduct during the workshop.
- To discuss target and limit biological reference points.
- To agree a list of sensitivity analysis to conduct after the workshop.

11:00-11:30 Coffee break



11:30-13:00

- To assign sensitivity tasks by expert and IFOP researchers.
- Sensitivity analysis.

13:00-14:30 Lunch

14:30-16:00

- Sensitivity analysis.

16:00-16:30 Coffee break

16:30-17:30

- Sensitivity analysis.

Wednesday, 6 and Thursday, 7

9:00-11:00

- Sensitivity analysis.

11:00-11:30 Coffee break

- Sensitivity analysis.

13:00-14:30 Lunch.

- Sensitivity analysis.

16:00-16:30 Coffee break

16:30-17:30

- Sensitivity analysis.

Friday 8

9:00-11:00

- Sensitivity analysis.
- To discuss the main results of the sensitivity analysis conducted during the workshop.

11:00-11:30 Coffee break

- To assess the status of the stock.

Lunch: 13:00-14:30

14:30-16:00

- Conclusions and recommendations

16:00-16:15 Coffee break

16:15-17:30

- Conclusions and recommendations



Appendix 4 – The updated hoki stock assessment model, ADMB implementation, and comparison to workshop ADMB model.

This appendix describes a modified version of the original Chilean hoki ADMB stock assessment model. Modifications are made to provide a more general and flexible framework for developing alternative structural models for the hoki fishery. Modifications to create the new model include: (1) an optional errors-in-variables likelihood paradigm, which requires explicit consideration of the assumed ratio of process (e.g., recruitment, initial abundance) to observation error; (2) biomass index weighting inversely proportional to closed-form MLEs of index variances; (3) closed-form estimation of catchability coefficients; (4) variance estimation for age-composition data under a multivariate logistic likelihood; (5) optional assessment start and end dates for use in sensitivity analyses; (6) detailed reporting of model fit diagnostics and convergence criteria for assessing model fits and reliability; and (7) choice among 12 structural model assumptions for initial abundance, stock-recruitment model, and process error structure. In addition, there are a few alternative parameterizations that improve model convergence and stability.

Parameterization of catchability, selectivity, and alternative likelihood functions

Three time series of abundance index data for the Chilean hoki fishery consist of an acoustic survey of spawning stock biomass present in the "spawning box" during mid-August (2000-2005, 2007-2010); (ii) southern trawl fishery CPUE split into 3 periods (1980-1996, 1997-2001, 2002-2009), and (iii) purse seine fishery CPUE (1988-2002). The observation model for each time ($t = 1980, 1981, \dots, 2010$) and gear ($g = 1, 2, 3$) is a function of the numbers-at-age $N_{a,t}$ and model parameters for catchability, the mean weight-at-age, and selectivity. Some of these parameters vary over time and all differ among gear types. In this section, I described the assumptions and calculations for these time varying parameters and how they are used to compute likelihood functions for abundance index and age-proportion data.

Time-varying catchability

Hoki catchability is assumed constant in the acoustic spawning biomass survey and in the purse seine fishery, but is assumed to vary over time for the southern trawl fishery as operations changed from a bycatch in the 1970s and 1980s to a targeted fishery more recently. Catchability is therefore estimated in three blocks $j(t) = 1, 2, 3$ according to

$$q_{j(t),3} = \begin{cases} q'_{1,2} & 1980 \leq t \leq 1996 \\ q'_{2,2} & 1996 < t \leq 2001 \\ q'_{3,2} & 2001 < t \leq 2010 \end{cases} .$$



Time-varying selectivity

Selectivity relationships with hoki age in southern ($g = 3$) and central ($g = 4$) trawl fisheries, as well as in the acoustic biomass survey ($g = 1$), are also assumed to vary over time. Selectivity is therefore represented by time-block $j(t)$ (the time-block function is being recycled to simplify this notation), fishery-/year-specific age-at-50% selectivity $A_{50,j(t),g}$, fishery-/year-specific ascending ($k = 1$) and descending ($k = 2$) slopes of the selectivity function $D_{k,j(t),g}$. The function used to setup age-at-50% selectivity $A_{50,j(t),g}$ is

$$A_{50,j(t),g} = \begin{cases} A'_{50,1,g} & T_{1,g}^A \leq t \leq T_{2,g}^A \\ A'_{50,2,g} & T_{2,g}^A < t \leq T_{3,g}^A \\ A'_{50,3,g} & T_{3,g}^A < t \leq T_{4,g}^A \end{cases}$$

where the " ' " symbol is the time block value of the parameter. The first selectivity time block $T_{1,g}^A$ (superscripted by A for the age-at-50% selectivity parameter) is included to facilitate analyses that vary the starting year for the assessment or starting year for data consideration, while the last time block $T_{4,g}^A$ facilitates formal retrospective analyses in which most recent data are excluded. For fisheries that do not utilize all three available blocks for this parameter $T_{2,g}^A = T_{3,g}^A = T_{4,g}^A$. The slope parameters are similarly defined by time-block according to

$$D_{k,j(t),g} = \begin{cases} D'_{k,1,g} & T_{k,1,g}^D \leq t \leq T_{k,2,g}^D \\ D'_{k,2,g} & T_{k,2,g}^D < t \leq T_{k,3,g}^D \\ D'_{k,3,g} & T_{k,3,g}^D < t \leq T_{k,4,g}^D \end{cases}$$

Although time block parameters are superscripted by " D ", the model actually uses only A_{50} time blocks T^A to avoid over-complicating the analysis. Note that the superscripted time block parameters are the actual parameters being estimated and this is done on the log-scale (i.e., there are log-scale precursors to A' and D').

Variation in mean weight over time is not modeled, but rather is included using empirical data directly. Note, however, that mean weight data are limited so that values tend to be constant over large time blocks as well.

Using the above parameters, the selectivity-at-age is computed using either a logistic function, i.e.,



$$S_{a,j(t),g} = \left(1 + \exp \left[-\ln(19) \frac{(a - A_{50,j(t),g})}{D_{1,j(t),g}} \right] \right)^{-1}$$

or a normal-mixture distribution to represent a dome-shaped relationship, i.e.,

$$S_{a,j(t),g} = \begin{cases} \exp \left[-0.5 \left(\frac{a - A_{50,j(t),g}}{D_{1,j(t),g}} \right)^2 \right] & a \leq A_{50,j(t),g} \\ \exp \left[-0.5 \left(\frac{a - A_{50,j(t),g}}{D_{2,j(t),g}} \right)^2 \right] & a > A_{50,j(t),g} \end{cases}$$

Two potential problems with this dome-shaped formulation were raised during the workshop:

1. For dome-shaped selectivity, the parameter $A_{50,j(t),g}$ is used in a conditional statement in order to implement the descending limb of the selectivity function. Such statements should not be differentiable by ADMB; however, I checked the derivatives (using `-dd 1` command line option) and it appears not to cause any problems (although purse-seine age-composition fits are particularly finicky);
2. The resulting selectivity-at-age values are not scaled to an age-at-maximum selectivity where $S = 1$. This would not be a problem for a continuous formulation for computing fishing mortality rates; however, it is a problem when the selectivity is used in a discrete formulation aimed at computing exploitable biomass available to the gear.

During model testing, we found that modelling dome-shaped selectivity as a 2-parameter normal distribution kernel provided better model convergence and stability without terribly affecting the overall outcomes of the model. The normal kernel is given by

$$S_{a,j(t),g} = \exp \left[-0.5 \left(\frac{a - A_{50,j(t),g}}{D_{1,j(t),g}} \right)^2 \right]$$

The main difference is that this selectivity function is symmetric about the age-at-maximum selectivity (note that we did not rename A_{50} to reflect the maximum selectivity).



Alternative generic selectivity function

One alternative formulation of selectivity is parameterized using a double-logistic function that depends on ages at 50% and 95% selectivity. This would be desirable because all selectivity functions would be parameterized in a logistic form utilizing similar parameters, except now we have separate A_{50} and A_{95} parameters for the ascending and descending limbs of the function, i.e.,

$$S_{a,j(t),g} \propto \left(1 + \exp \left[-\log(19) \left(a - A_{50,j(t),g}^1 \right) / \left(A_{50,j(t),g}^1 - A_{95,j(t),g}^1 \right) \right] \right)^{-1}$$
$$\times \left(1 + \exp \left[-\log(19) \left(a - A_{50,j(t),g}^2 \right) / \left(A_{95,j(t),g}^2 - A_{50,j(t),g}^2 \right) \right] \right)^{-1}$$

where the superscripts 1 and 2 are used to indicate ascending and descending limb parameters, respectively.

Setting both descending limb parameters to large values produces a single logistic function. It is helpful for estimation to constrain both descending limb parameters A_{50}^2 and A_{95}^2 to be larger than the ascending limb parameter A_{50}^1 . This can be accomplished by estimating A_{50}^1 alone and then a series of additive adjustments, e.g.,

$$A_{50}^1 = \exp[\lambda_{50}^1]$$
$$A_{95}^1 = A_{50}^1 + \exp[\lambda_{95}^1]$$
$$A_{95}^2 = A_{50}^1 + \exp[\lambda_{95}^2]$$
$$A_{50}^2 = A_{95}^1 + \exp[\lambda_{50}^2]$$

where the exponential function constrains the steps to be positive. The parameters to be estimated are $\lambda_{50}^1, \lambda_{95}^1, \lambda_{95}^2, \lambda_{50}^2$. When dome-shaped selectivity is used, selectivity values must be scaled to the maximum value (which explains the proportionality symbol in the main formula).

Alternative recruitment formulations

Recommendation 28 of the Workshop Report required developing alternative formulations for the initial stock abundance-at-age and the annual recruitments. Items (a-d) below specify 4 initial stock abundance options distinguished by (i) equilibrium vs non-equilibrium conditions and (ii) independent vs identical distributions for initial age-composition and recruitment deviations. The equilibrium options are all defined by the use of either unfished equilibrium spawning biomass or average recruitment parameters when



deriving initial age-composition. Items (e-g) specify alternative recruitment options using Beverton-Holt, Ricker, or no stock-recruitment models, where the former two models require the steepness parameter h . Each initial stock and recruitment scenario there is tagged with a label that is output to the ADMB report file for reference.

For stock-recruitment model scenarios (e) and (f), the leading parameters are unfished spawning biomass (B_0) and steepness (h). The unfished spawning biomass per recruit (ϕ), which is needed to derive both relationships, is derived from the basic life history parameters as

$$\phi = \frac{\exp(-M(A-1))w_A m_A}{1 - \exp(-M)} + \sum_{a=1}^{A-1} \exp(-M(a-1))w_a m_a$$

where w_a and m_a are mean body weight and proportion mature, respectively, at age a and M is the natural mortality rate.

Initial stock abundance-at-age

(a) Virgin (stochastic equilibrium) population in first year and independent distributions for age deviations in the first year (η_a) and annual recruitment deviations (ε_t) ("Equil:Indep"). This scenario initializes abundance based on the unfished equilibrium recruitment (R_0), which is derived according to:

$$R_0 = B_0 / \phi$$

where B_0 is an estimated parameter. Then,

$$(a.1) \tilde{R} = R_0$$

$$(a.2) \eta_a \sim N(0, \sigma_\eta^2)$$

(b) Non-equilibrium population in first year and independent distributions for age deviations in the first year (η_a) and annual recruitment deviations (ε_t) ("Non-Equil:Indep"). In this case, estimated average recruitment (\bar{R}) is used to set the scale of the initial population:

$$(b.1) \tilde{R} = R_0 = \bar{R}$$

$$(b.2) \eta_a \sim N(0, \sigma_\eta^2)$$



The unfished spawning biomass for this case is derived rather than estimated as $B_0 = R_0\phi$.

(c) Virgin (stochastic equilibrium) population in first year and identical distributions for age deviations in the first year (η_a) and annual recruitment deviations (ε_t) ("Equil:Identical").

$$(c.1) \tilde{R} = R_0 = B_0 / \phi$$

$$(c.2) \eta_a \sim N(0, \sigma_R^2)$$

(d) Non-equilibrium population in first year and identical distributions for age deviations in the first year (η_a) and annual recruitment deviations (ε_t) ("Non-Equil:Identical"). In this case, average recruitment (\bar{R}) sets the scale of the initial population and B_0 is derived as above:

$$(d.1) \tilde{R} = R_0 = \bar{R}$$

$$(d.2) \eta_a \sim N(0, \sigma_R^2)$$

For all the above initial stock scenarios, abundance is then initialized using:

$$\bar{N}_{a,1} = \begin{cases} \frac{\bar{R}}{h} \exp(-M(a-1) + \eta_a) & a < A \\ \frac{\bar{R}}{h} \frac{\exp(-M(A-1) + \eta_a)}{1 - \exp(-M)} & a = A \end{cases}$$

Stock-recruitment

(e) The Beverton-Holt stock-recruitment relationship models recruitment in year $t+1$ as a function of spawning stock biomass (B_t) in year t and parameters (α, β) that are derived from B_0 , h , and the spawning stock biomass per recruit (ϕ) i.e.,

$$(e.1) \begin{aligned} \alpha &= \phi(1-h)/(4h) \\ \beta &= \phi(5h-1)/(4hB_0) \end{aligned}$$



$$(e.2) R_{t+1} = \frac{B_t}{\alpha + \beta B_t} \exp^{\varepsilon_t}$$

$$(e.3) \varepsilon_t \sim N(0, \sigma_R^2)$$

Depending on the initial stock scenario, parameter B_0 for both stock-recruitment models may be estimated or derived in the initial stock calculations. For the Beverton-Holt model, the steepness parameter h must be constrained to the range 0.2 – 1.0.

(f) The Ricker stock-recruitment relationship also models recruitment in year $t+1$ as a function of spawning stock biomass (B_t) in year t and parameters (α, β) that are derived from B_0 , h , and the spawning stock biomass per recruit (ϕ) i.e.,

$$(f.1) \begin{aligned} \alpha &= 1.25 \log(5h) - \log(\phi) \\ \beta &= 1.25 \log(5h) / B_0 \end{aligned}$$

$$(f.2) R_{t+1} = B_t \exp(\alpha - \beta B_t + \varepsilon_t)$$

$$(f.3) \varepsilon_t \sim N(0, \sigma_R^2)$$

For the Ricker model, the steepness parameter h must be constrained to values greater than 0.2.

(g) For the "No spawner-recruit model" scenario (tagged as "avgR"), recruitment each year is assumed to be log-normally distributed around a long-term average recruitment level \bar{R} , i.e.,

$$(g.1) R_t = \bar{R} \exp(\varepsilon_t)$$

$$(g.2) \varepsilon_t \sim N(0, \sigma_R^2)$$

The above combinations result in 12 scenarios for which certain parameters need to be either on or off during ADMB parameter estimation. A complete matrix of settings is provided at the bottom of the "chosamControl.ctl" file that controls how the model and estimation is set up. It is reproduced below in Table A1 to facilitate comparison to the model equations above.



Table A1. The "scenario" variable used in ADMB hoki model to setup population dynamics scenarios. The headings are actual variable names used in the ADMB code. The prefix "ph" indicates the estimation phase setting for that parameter where -1 means the parameter is fixed at the value provided in the initial chosam.pin file. Currently, the steepness parameter log_h is not estimated in any scenarios (although in some cases, it can be estimated).

| scenarioID | Scenario label | iniStock | recModel | phlog_h | phlog_B0 | phlog_avgR |
|------------|--------------------------|----------|----------|---------|----------|------------|
| 1 | Equil:Indep:BH | 1 | 1 | 1 | 1 | -1 |
| 2 | Equil:Indep:Rick | 1 | 2 | 1 | 1 | -1 |
| 3 | Equil:Indep:avgR | 1 | 3 | -1 | 1 | 1 |
| 4 | Non-Equil:Indep:BH | 2 | 1 | 1 | -1 | 1 |
| 5 | Non-Equil:Indep:Rick | 2 | 2 | 1 | -1 | 1 |
| 6 | Non-Equil:Indep:avgR | 2 | 3 | -1 | -1 | 1 |
| 7 | Equil:Identical:BH | 3 | 1 | 1 | 1 | -1 |
| 8 | Equil:Identical:Rick | 3 | 2 | 1 | 1 | -1 |
| 9 | Equil:Identical:avgR | 3 | 3 | -1 | 1 | 1 |
| 10 | Non-Equil:Identical:BH | 4 | 1 | 1 | -1 | 1 |
| 11 | Non-Equil:Identical:Rick | 4 | 2 | 1 | -1 | 1 |
| 12 | Non-Equil:Identical:avgR | 4 | 3 | -1 | -1 | 1 |

Discrete in-season model for abundance dynamics

Workshop recommendations required that a new formulation be developed based on a discrete rather than continuous catch equation. It was also suggested that catch removals take the average timing of fisheries into account by modelling the in-season abundance dynamics. The new ADMB model implements this idea.

Total population biomass is computed as the biomass present at the beginning of the fishing year,

$$B_t = \sum_{a=1}^A N_{a,t} w_{\text{in},t}$$

where the subscript "in" indicates mean weight-at-age at the beginning of the year. Note that B_1 in this case is not representative of unfished spawning biomass B_0 . Spawning biomass is instead,

$$SSB_t = \sum_{a=1}^A N_{a,t} w_{\text{in},t} m_a$$

In-season catches are removed sequentially from the population available to each fishery at the moment the fishery operates within the year. Order of the $o(j)$ ($j=1,2,\dots,4$) fishing operations is central trawl (i.e., $o(1)=3$), southern trawl ($o(2)=2$), acoustic biomass survey ($o(3)=4$, but catch equal to 0), and purse-seine ($o(4)=1$). The proportion of the year separating each fishery follows the same order so that $dt(1) = 0.25$, $dt(2) = 0.42$, $dt(3) = 0.0$,



and $dt(4) = 0.17$. These fractions are used to calculate the proportion of annual natural mortality that occurs between fisheries, assuming, of course, that natural mortality is evenly distributed throughout the year.

Abundance available to fishery g in year t is then

$$N_{a,t,o(j)} = (N_{a,t,o(j-1)} - C_{a,t,o(j-1)}) e^{-dt_{o(j)}}$$

where the catch-at-age is allocated according to

$$C_{a,t,g} = u_{a,t,g} Y_{g,t} / w_{a,t,g}$$

where $Y_{g,t}$ is the observed total landed catch (000's metric tonnes), $w_{a,t,g}$ is the fishery-specific mean weight-at-age (purse-seine mean weights differ from the rest), and $u_{a,t,g}$ is the predicted proportion-at-age in the catch (see below in age-composition likelihood section). In the ADMB code, object N is a matrix, not a 3darray as implied by the above notation; the subscript $o(j)$ is only added to indicate the in-season order in this explanation. In the ADMB code, a temporary variable "in_season_N" is used to implement inseason abundance dynamics. Note also, that $N_{a,t}$ is constrained to be positive via ADMB's "posfun ()" function, but as far as I know, the function is never actually used.

Annual exploitation rates in each fishery are $U_{g,t} = Y_{g,t} / B_{g,t}^*$ where the available biomass calculation is shown in the likelihood section below (and the abundance N is based on the inseason abundance).

Once all fisheries have been accounted for, the abundance is updated to the next year using

$$N_{a,t} = \begin{cases} R_t & a = 1 \\ N_{a-1,t-1,o(4)+} \exp \left[-M \left(1 - \sum_{o(j)=1}^{o(j)=4} dt_{o(j)} \right) \right] & 2 \leq a \leq A-1 \\ (N_{a,t-1,o(4)+} + N_{a-1,t-1,o(4)+}) \exp \left[-M \left(1 - \sum_{o(j)=1}^{o(j)=4} dt_{o(j)} \right) \right] & a = A \end{cases}$$

where the symbol " $o(4)+$ " indexes the abundance after catch-at-age is removed by the last (4th) fishery. Note that the difficulties with plus group abundance in the original IFOP ADMB model (i.e., "chosamv1.tpl" in the final workshop version implementing the discrete catch equation) may have been that the infinite series survival rate was incorrectly



applied to the plus group abundance during this update. The infinite series solution is only used to initialize the plus group abundance at time $t = 1$.

Alternative likelihood formulations

This section shows how to treat catchability and variances as nuisance parameters and solve for their values conditional on the leading parameters. Computing variances, in particular, provides several additional insights compared to using *a priori* fixed weights on individual data points: (1) variance estimates allow for a basic judgment on the quality and contribution of various data sources to the overall model solution; (2) the total likelihood is valid for use in computation of model selection criteria such as AIC and DIC; (3) the likelihoods can also be combined with prior distributions to provide valid Bayes posterior inference; and (4) the assessment can be cast in formal errors-in-variables and state-space likelihood paradigms (Schnute and Richards 1995).

Obviously, some fishery CPUE series may appear to have low variance and thus provide undue influence on the model solution even though fishery CPUE is known to be a biased index of stock abundance. If possible, it is better to avoid fishery CPUE in the first place and perform at least one assessment run based on fishery-independent data alone. When CPUE is used, some stock assessments (such as the original hoki model) down-weight some fishery CPUE data series by setting arbitrary but conservative coefficients of variation (e.g., greater than 0.4-0.5). One can also add structure (i.e., parameters, relationships) to the model to represent hypotheses for *why fishery CPUE might be stable*. Adding, for example, hyperstability parameters reduces estimated parameter precision, but possibly guards against drastic over-estimation of biomass and/or productivity. Most of these approaches should be tested via simulation-estimation experiments based on similar data and hypotheses, as well as retrospective analysis. The new ADMB model has capability to perform retrospective analyses where historical patterns are assessed based on different ending years for the assessment.

Another way to reduce the influence of apparently precise fishery CPUE is to use spatial methods for standardizing the data rather than the more common non-spatial generalized linear modeling (GLM) approaches. The former approach deals with spatial pseudo-replication explicitly and typically reveals much larger uncertainty in fishery CPUE than GLM methods. Bayesian spatial modelling approaches are described in Banerjee et al. (2004).

Once the time-varying parameters are specified, the model for each index observation is

$$I_{t,g} = q_{j(t),g} B_{t,g}^* = q_{j(t),g} \sum_{a=1}^A w_{a,t} S_{a,j(t),g} N_{a,t} .$$



Assuming that observed index values are log-normally distributed, the full observation model is

$$\ddot{P}_{t,g} = I_{t,g} \exp[\varepsilon_{t,g}],$$

where the error $\varepsilon_{t,g} \sim N(0, \tau_{t,g}^2)$ is also potentially time- and gear-specific. The variance parameter can either be estimated or assumed known as discussed above. Below, these parameters are treated as unknown. Estimation can be done in the same time blocks as either catchability (for southern trawl only) or selectivity. Based on these assumptions, the residual function for each index observation is

$$\xi_{i,g} = \log\left(\frac{I_{i,g}}{B_{i,g}^*}\right) - \log \ddot{\varphi}_{j(i),g}$$

where $\log \ddot{\varphi}_{j(i),g}$ is the conditional maximum likelihood estimate (MLE) of log-catchability for time-block $j(t)$, i.e.,

$$\log \ddot{\varphi}_{j(t),g} = \frac{1}{n_{j(t),g}} \sum_{i=1}^{n_{j(t),g}} \log\left(\frac{I_{i,g}}{B_{i,g}^*}\right).$$

Note that this estimate is only based on the $n_{j(t),g}$ non-missing observations as indexed by $i = 1, 2, \dots, n_{j(t),g}$ that occur in time-block $j(t)$. To simplify the notation, the index i is recycled in each time block.

The corresponding unbiased estimate of the variance parameter is

$$\ddot{\sigma}_{1,j(t),g}^2 = \frac{1}{n_{1,j(t),g} - 1} \sum_{i=1}^{n_{1,j(t),g}} \xi_{i,g}^2 .$$

Note that these estimates of both catchability and the variances are conditional on the other model parameters, including the assumed process error variance.



Age composition likelihoods

The are four series of age-proportion data consisting of the southern trawl fishery, central trawl fishery, purse seine fishery, and the acoustic spawning biomass survey (Appendix B). For each gear type and year, the predicted proportion-at-age a is given by the model prediction

$$u_{a,t,g} = S_{a,j(t),g} N_{a,t} \Big/ \sum_{a=1}^A S_{a,j(t),g} N_{a,t}$$

There are several likelihood formulation options for age-composition data (Francis 2011). The original model used a multinomial kernel weighted by assumed sample sizes (the new ADMB code includes an option for this approach). An alternative formulation that does not require iterative re-weighting to estimate the variance terms is the multivariate logistic likelihood (Schnute and Richards 1995). There are three particular advantages to using this likelihood for age data. First, it is similar to a log-normal assumption in that the log-residuals are normally distributed and thus reasonably insensitive to outliers. Second, the variance estimator has a closed form solution that depends on the number of years of age-composition data and the number of ages included, rather than the (usually unreliable) sample sizes used to estimate the age-proportions. Finally, the residuals and variances are on a scale similar to abundance index data, which tends to limit the ability of age-composition data to overwhelm abundance data in the fitting procedure.

The multivariate logistic likelihood involves the following age-proportion residuals for year i (i.e., a non-missing year) and gear g :

$$\eta_{a,i,g} = \log p_{a,i,g} - \log u_{a,i,g} - \bar{\eta}_{i,g}$$

where the mean residual $\bar{\eta}_{i,g}$ for year i is

$$\bar{\eta}_{i,g} = \frac{1}{A_{\max,g} - A_{\min,g}} \sum_{a=A_{\min,g}}^{A_{\max,g}} \left[\log p_{a,i,g} - \log u_{a,i,g} \right]$$

Note that, unlike the multinomial, this likelihood cannot be computed for cases where the observed proportion equals 0. Rather than add fudge factors (i.e., a small constant to each observation to avoid 0s), it is usually better to limit the range of ages included in the likelihood to only those ages that consistently appear in the data. This is reflected by the age range constants A_{\min} , and A_{\max} , which will typically vary by gear (values for each gear are given in the ADMB data file). For example, the purse-seine fishery rarely catches hoki younger than 2 and older than about age-8, so the proportions for all age-classes outside this range are pooled separately into "minus" and "plus" classes. This approach effectively



eliminates most of the extremely low or 0 proportions. The few remaining cases where age/year proportions equal 0 are then skipped in computations of the likelihood function.

Similar to the index likelihood, the MLE for the total age-proportion variance for each fishery g and time-block $j(t)$ is computed conditional on the other model parameters as

$$\ddot{\sigma}_{2,j(t),g}^2 = \frac{1}{(A_{\max,g} - A_{\min,g})n_{2,j(t),g}} \sum_{a=A_{\min,g}}^{A_{\max,g}} \sum_{i=1}^{n_{2,j(t),g}} \eta_{a,i,g}^2 .$$

Total likelihood for index and age-proportion observations

Estimating observation error variances implies that these variances are unknown and this needs to be accounted for in the overall likelihood function (Bard 1978). Because both types of errors involve normal distributions, substituting the estimates $\ddot{\sigma}_{1,j(t),g}^2$ and $\ddot{\sigma}_{2,j(t),g}^2$ back into their corresponding normal likelihoods gives the following total concentrated negative log-likelihood to be minimized

$$L_{\text{TOTAL}} = L_{\text{INDEX}} + L_{\text{AGE}} = \sum_{j=1}^{J_{1,g}} \sum_{g=1}^G n_{1,j,g} \log \ddot{\sigma}_{1,j,g}^2 + \sum_{j=1}^{J_{2,g}} \sum_{g=1}^G (A_{\max,g} - A_{\min,g}) n_{2,j,g} \log \ddot{\sigma}_{2,j,g}^2$$

where the limits $J_{1,g}$ and $J_{2,g}$ reflect the differing number of time-blocks for each data type (index = 1, ages = 2) and gear.

Errors-invariables likelihood

The likelihood formulation described above assumes that the process error variances (i.e., of recruitment and initial abundance deviations) are known. Although we know that recruitment is often highly variable, we usually do not know the specific variance of recruitment deviations from their expected value (either from stock-recruit relation or average). Assessment results can be highly sensitive to assumptions about these values.

The EIV paradigm assumes that the total variance in abundance index data can be partitioned into process and observation components. Thus,

$$\kappa^2 = \sigma_R^2 + \sum_g \tau_g^2$$

where σ_R^2 is the variance in recruitment and τ_g^2 is the observation error variance for gear g . These individual quantities are not separable unless one of them is assumed known, or their



ratio is assumed known. In the ADMB model, I assume the observation error proportion (ρ) of the total variance is known, i.e.,

$$\rho = \frac{\sum_g \tau_g^2}{\sum_g \tau_g^2 + \sigma_R^2}$$

Based on this assumption, the estimate of the total variance becomes

$$\hat{\sigma}^2 = \left(\sum_g n_{1,g} + T_R - 2 \right) \left(\frac{SS_G}{\rho} + \frac{SS_R}{1-\rho} \right)$$

where $n_{1,g}$ is the total number of non-missing observations for gear g (summed over time blocks as indicated by the ".") $, T_R$ is the total number of recruitment parameters (the first recruitment and last 3 recruitments are not estimated, so $T_R = T - 3$), SS_G is the total sum-of-squares for all abundance indices, and SS_R is the sum-of-squares for the recruitment parameters. The errors-in-variables (EIV) negative log-likelihood component to be minimized is

$$l_{EIV} = \left(\sum_g n_{1,g} + T_R - 2 \right) \log \hat{\sigma}^2$$

and the total negative log-likelihood function is

$$l_{TOTAL} = l_{EIV} + l_{AGE}$$

Clearly, the EIV paradigm still requires assumptions about how variability is partitioned among various sources; however, in contrast to the data-weighting approach, EIV requires setting only one input parameter (ρ) instead of many. Thus, fewer hidden assumptions get buried among data weights and sample sizes. It turns out, however, that one can still implement a weighted-EIV likelihood as long as the weights are proportional to the MLE estimates of the index variances computed above. The new ADMB code using this type of weighting scheme (Deriso et al. 2007).

The total objective function includes prior distributions for initial abundance (when assuming independent variance for recruitment and initial abundance), stock-recruitment steepness, natural mortality, and acoustic biomass catchability parameters. For initial stock scenarios in which recruitment and initial abundance deviations come from independent distributions, the negative log-prior takes the form



$$\ell_{\text{PRIOR}} = \frac{1}{2\sigma_\eta^2} \sum_{a=1}^A \eta_a^2 + \frac{1}{2\sigma_M^2} (\bar{M} - M)^2 + \frac{1}{2\sigma_h^2} (\bar{h} - h)^2 + 4000. (\log \hat{q}_5 - \log 0.9)^2 + \sum_g \frac{1}{2p_g^2} \sum_t S_{1,j(t),g}^2$$

where the last term constrains the selectivity of age-1 fish to be as near to 0 as possible. The penalty $p_g = 0.01$ for acoustic and $p_g = 0.05$ for other gears. Note that, in this case, the prior standard deviations $\sigma_\eta, \sigma_h, \sigma_M$ must be input separately (via "chosamControl.ctl" control file).

When initial abundance and recruitment parameters come from identical distributions, the initial abundance parameters are included in the calculation of SS_R , i.e.,

$$SS_R = \sum_{t=2}^{T-3} \varepsilon_t^2 + \sum_{a=1}^A \eta_a^2$$

and so parameter σ_η is estimated as $\hat{\sigma}_\eta = \hat{\sigma}_R = \sqrt{\hat{\kappa}^2(1-\rho)}$.

Other notes

When fitting assessment models using ADMB, it is important to check that some kind of convergence has been achieved as indicated by low values of the parameter gradients. ADMB outputs the maximum gradient and these should be no larger than 0.001 (smaller is better). The new ADMB code outputs a flag indicating whether this condition is met. If it is not, then adjustments need to be made until it does. Models with Hessian matrices that are not positive-definite should also not be accepted. Ideally, solutions should have a positive-definite Hessian and all gradients < 0.001 .

The estimated recruitment standard deviation is output in the .rep file. The original assumption was that $\sigma_R = 0.6$. So, when using the EIV option, adjust ρ such that the final estimate of $\sigma_R \sim 0.6$.

The new ADMB model is setup to run for any block of years to facilitate retrospective analysis and other time-dependence sensitivity tests. If a block of years other than 1980 – 2010 is used, make sure to create a custom initial parameter (chosamYYYY.pin) file, where YYYY identifies the years. Then, run the model using this custom pin file via the command line args, e.g., chosam –ainp "chosam1985.pin".

To view model results, use the instructions provided at the top of the REPORT_SECTION of the ADMB code. Edit the chosam.r file to include other plotting functions. At present, the R workspace "allReps.Rdata" contains all the ADMB report file objects described in the



next section. These report files are also stored in ScenarioResults1980.xlsx, ScenarioResults1985.xlsx, and ScenarioResults1988.xlsx. Note: to generate plots for a new model run use dataset id = 0 and any scenario number, e.g.,

```
> source("chosam.r")  
  
1: indexFit   2: ageFit  
3: initialN   4: Recruits  
5: SSB        6: Exploitation  
7: AllSSB     8: AllRepsSSB  
9: AllRepsRec 10: AllRepsBio  
11: AllRepsExp  
  
Selection: 1  
Enter dataset id:  
1: 0  
Read 1 item  
Enter scenario id:  
1: 7  
Read 1 item  
>
```

Results from 12 scenarios and 3 datasets for the New ADMB model.

One recommendation of the workshop was to investigate effects of the first assessment year on the conclusions. Reviewers suggested that 1980 or 1985 assessment start dates might provide better results because there is a higher data-density during the mid-late 1980s. Results are presented below for assessment datasets beginning in 1980, 1985, and 1988, where the latter dataset was chosen because it is the first year for age-composition data (in the southern trawl fishery). Having a source of information to support the initial age-composition could also help with model stability and less reliance on equilibrium assumptions. All models used the same biomass index and age-composition likelihoods as the IFOP ADMB model. Figures 4.1a-i show model fits to abundance index and age-composition data for 1980-2010 datasets and 1988-2010 datasets for model scenario #7, which is most similar to the IFOP ADMB model results presented earlier in the report.

Estimates of total biomass (Fig A4.2) and spawning stock biomass (Fig A4.3a) vary less among scenarios at both the beginning and the end of the time series for datasets beginning in 1985 and 1988 than datasets beginning in 1980. Although the dataset is shortest, estimation performance was most stable for the 1988 – 2010 assessment. The 1988-2010 model converged in a higher proportion of scenarios and in more challenging cases, only required changes of starting conditions or modest reductions to prior variances. The long 1980-2010 dataset required more, and larger, adjustments to prior variances to obtain model convergence in almost every scenario.



Comparison of model outputs for the three dataset options suggest that the estimated decline in total biomass and spawning biomass between 1980 and 1985 is probably an artifact of initializing the model abundance in 1980 when there was only southern trawl fishery CPUE data and no age-composition. Southern trawl CPUE is not considered to be very informative during this time (assumed CV = 0.40), and there is a separate catchability estimated for the period 1980-1997. Therefore, there is not much information to constrain the model during that time and the dynamics are highly influenced by the initial conditions. Recruitment over the same period shows a clear upward trend without much inter-annual variability, which also indicates little information about recruitment during that period. Reported catches in the purse-seine fishery after 1986 were an order of magnitude higher than catches reported in the early trawl fishery, which suggests that the early recruitment trend is probably building up biomass to support purse-seine catches. The similarity among model estimates from 1985 onward for the 1985-2010 and 1988-2010 datasets suggests that the early 1980-1985 period contains little information about hoki biomass and production. In fact, the 1980-2010 dataset over-estimates 1985-1995 biomass as well as recent biomass and recruitment compared to the other two data sets. It is therefore probably worth further considering 1985 or 1988 model starting years as was suggested by reviewers during the workshop.

Spawning biomass estimates during the 1980s from the New ADMB model are about 1,500,000 tonnes (~ 50%) lower than those presented in the workshop model (Figures 7 and 8 above). These estimates are more similar during past decade, although the New ADMB model shows consistently lower biomass. One possible explanation for the discrepancy is that the IFOP ADMB model used in Figure 7 and 8 was inflating the age-14+ abundance each year by a factor of $1/(1 - e^{-M}) \sim 3.4$ as part of the new discrete model formulation.

Estimated spawning biomass depletion in 2010 ranged from 9 – 22% for scenarios based on 1980 – 2010 data to approximately 11 – 19% for scenarios based on 1988 – 2010 data (Fig. A4.3b right, and Table 4.1).

Table 4.1. Spawning Biomass at 2010 (in thousand tons), Depletion (SSB_2010/SSB0) and Hidroacoustic catchability coefficient by starting year and scenario.

| | Starting Year 1980 | | | Starting Year 1985 | | | Starting Year 1988 | | |
|-------------|-----------------------|--------------|--------------------------|-----------------------|--------------|-------------------------|-----------------------|--------------|--------------------------|
| | SSB_2010 | SSB2010/SSB0 | Acoustic Catchability | SSB_2010 | SSB2010/SSB0 | Acoustic Catchabilit | SSB_2010 | SSB2010/SSB0 | Acoustic Catchability |
| | | | | | | | | | |
| scenario 1 | 107 | 0.09 | 1.43 | 120 | 0.13 | 1.27 | 112 | 0.15 | 1.36 |
| scenario 2 | 107 | 0.09 | 1.43 | 114 | 0.11 | 1.31 | 109 | 0.12 | 1.42 |
| scenario 3 | 186 | 0.20 | 2.14 | 158 | 0.19 | 1.29 | 116 | 0.15 | 1.33 |
| scenario 4 | 124 | 0.10 | 1.43 | 120 | 0.13 | 1.27 | 112 | 0.15 | 1.36 |
| scenario 5 | 107 | 0.08 | 1.46 | 114 | 0.11 | 1.31 | 109 | 0.12 | 1.42 |
| scenario 6 | 151 | 0.16 | 1.41 | 134 | 0.17 | 1.26 | 127 | 0.19 | 1.31 |
| scenario 7 | 124 | 0.10 | 1.43 | 120 | 0.13 | 1.27 | 112 | 0.15 | 1.36 |
| scenario 8 | 107 | 0.08 | 1.46 | 114 | 0.11 | 1.31 | 109 | 0.12 | 1.42 |
| scenario 9 | 202 | 0.21 | 2.01 | 145 | 0.21 | 1.28 | 116 | 0.15 | 1.33 |
| scenario 10 | 124 | 0.10 | 1.43 | 120 | 0.13 | 1.27 | 112 | 0.15 | 1.36 |
| scenario 11 | 107 | 0.08 | 1.46 | 114 | 0.11 | 1.31 | 109 | 0.12 | 1.42 |
| scenario 12 | 199 | 0.17 | 2.02 | 141 | 0.17 | 1.27 | 129 | 0.19 | 1.31 |



Scenarios based on Ricker recruitment models consistently produced the lowest depletion, while those based on average recruitment produced the highest depletion. This is likely due to recent recruitments being near the estimated average for average recruitment model scenarios, whereas the BH and Ricker scenarios have lower recent recruitment because the deterministic part of the recruitment model is based on low spawning biomass (compared to a constant average) (Fig A4.4). In general, the longer datasets produce higher recent recruitment estimates for all model scenarios, whereas the 1988-2010 dataset produced a tight grouping of lower recruitment estimates. Finally, time-series of estimated spawning biomass were similar for 1985-2010 and 1988-201 datasets over their period of overlap, whereas estimates from the 1980-2010 dataset were considerably greater than both until about 1993.

Exploitation rates are similar among data sets for scenario #7 (Fig A4.5). Slightly higher exploitation rates occur in recent years for the 1988 – 2010 data set. In all cases, the combination of southern and central trawl exploitation rates are approximately 35% – 40%.

Reasons for discrepancies in estimated biomass between New and IFOP ADMB models

To investigate the discrepancies between the New and IFOP ADMB models, I reversed (temporarily) two particular equations that differ between the two models and, as shown below, these changes appear to explain the main differences between the workshop ADMB model and the New ADMB model. The two changes are as follows:

1. As mentioned above, I removed the infinite series survival rate that was being applied annually to the plus group. The IFOP ADMB model did this (note Line 2):

$$\begin{aligned} N(t+1)(2,nages) &= ++in_season_N(1,nages-1)*exp(-yearFrac*M); \\ N(t+1,nages) &= N(t+1)(nages)/(1.-exp(-M)); \end{aligned}$$

and the New ADMB model does this (note Line 2):

$$\begin{aligned} N(t+1)(2,nages) &= ++in_season_N(1,nages-1)*exp(-yearFrac*M); \\ N(t+1,nages) &+= in_season_N(nages)*exp(-yearFrac*M); \end{aligned}$$

The variable yearFrac is the fraction of the year remaining after all fisheries have finished. Both models apply the infinite series solution when initializing the plus group at t=1.

2. I calculate the available biomass for trawl CPUE as the catch-weighted-average available biomass of southern trawl and central trawl. I don't alter the selectivities derived from the basic model parameters for reasons given below. The IFOP code did this (my comments added for explanation):



```
// take the sum of exploitation-at-age over all gears, including purse-seine. S_tot is a
// matrix w/ rows=1,nyears and cols = 1,nages. The addition is element-wise.
S_tot=mu_ct+mu_ps+mu_st+1e-10;
// calc combined trawl selectivity by normalizing S_tot by the max exploitation rate-at-
// age for each year (i indexes the row or year).
for (i=1;i<=nyear;i++){
S_tot(i)=S_tot(i)/max(S_tot(i));
// compute trawl biomass for CPUE fitting
Bio_trw=rowsum(elem_prod(elem_prod(Nj,Wmed),S_tot));
```

I changed to catch-weighted average biomass for fitting trawl CPUE for three reasons:
(i) exploitation rates are not simply additive because each gear has a different selectivity;
(ii) Purse-seine has nothing to do with trawl CPUE, as far as I am aware;
(iii) The Bio_trw variable used for fitting trawl CPUE in the IFOP ADMB model is actually based on annually-varying selectivity, not by year block as intended in the model specifications. The range and effect of this variability was masked by the trawl CPUE fits so that the original plots of trawl selectivity only applied to catch-at-age data fits. In the New ADMB model, the catch-at-age of both southern and central trawl is consistent with the combined CPUE index as they should be.

The SSB estimates for Scenario #7 are presented in Figure A4.6 with:

- a. New ADMB model – solid line
- b. New ADMB except for #1 above done as IFOP - dashed line
- c. New ADMB except for #1 and #2 done as IFOP – dotted line

The estimated current biomass levels are not strongly affected by the different models, but the historical estimates, particularly the initial biomasses, are quite different. This seems to explain most of the differences between the workshop model and the new one. Note that none of the estimates in the figure are based on "converged" models, so the "best" fits are slightly different. Some minor changes to the New ADMB code produced more consistent convergence, but the patterns shown are nearly identical. I've left the alternative models in the code, but commented out in case IFOP scientists want to investigate these issues further under other scenarios. The likelihood functions used for all comparisons of New vs IFOP ADMB models are the original weighted log-normal for biomass indices and effective sample size-weighted multinomial for age-composition used in the IFOP workshop model.

According to workshop tests, the IFOP ADMB and IFOP Matlab model results were very similar. Therefore, I suggest that IFOP scientists examine the Matlab code to see if the above calculations and corrections apply there as well.



Purse-seine selectivity and model fits

Estimating purse-seine selectivity seems to be problematic, probably because there are only 5 years of age-composition, only a handful of ages represented in each year, and apparently a high amount of noise. This makes it difficult to estimate a 3-parameter dome-shaped selectivity function even though it seems visually obvious. The problem is that there is little information about the shape of the descending limb, or more specifically, how it differs from a simpler symmetric model based on 2 parameters. As a test, I reduced the selectivity function from 3 parameters to 2 and found that the model fits are more stable and consistent with the age-composition data. Figures A4.7(a,b) show purse-seine age-composition fits based on the original 3-parameter model (with parameters fixed at workshop values) and a 2-parameter normal probability kernel defined only by A50 and D1.

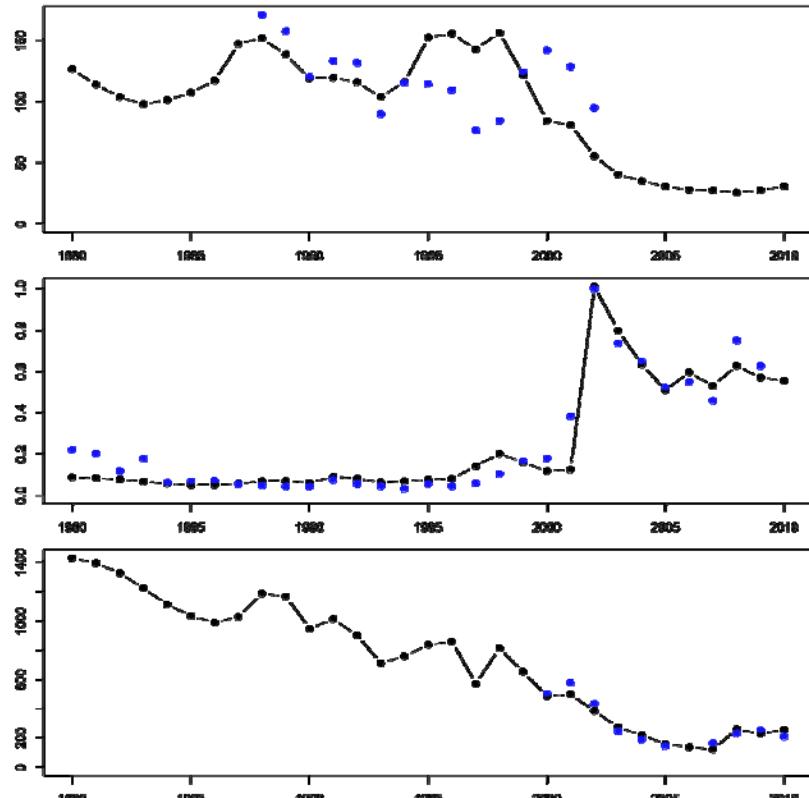


Figure A4.1a. Model fit to biomass indices for the 1980-2010 dataset and scenario #7.

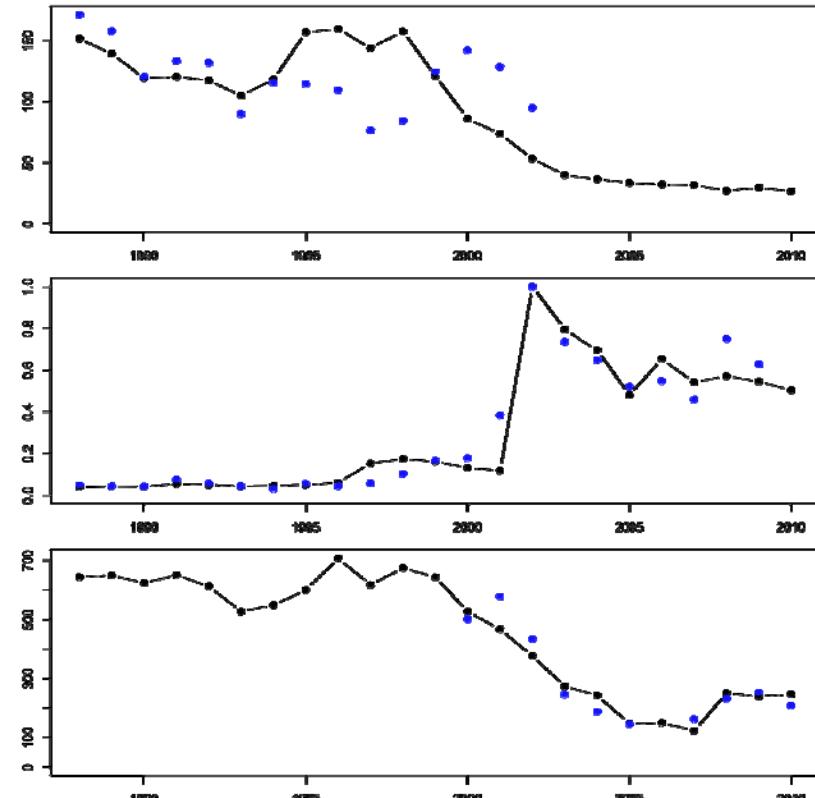


Figure 4.1b. Model fit to biomass indices for the 1988-2010 dataset and scenario #7.

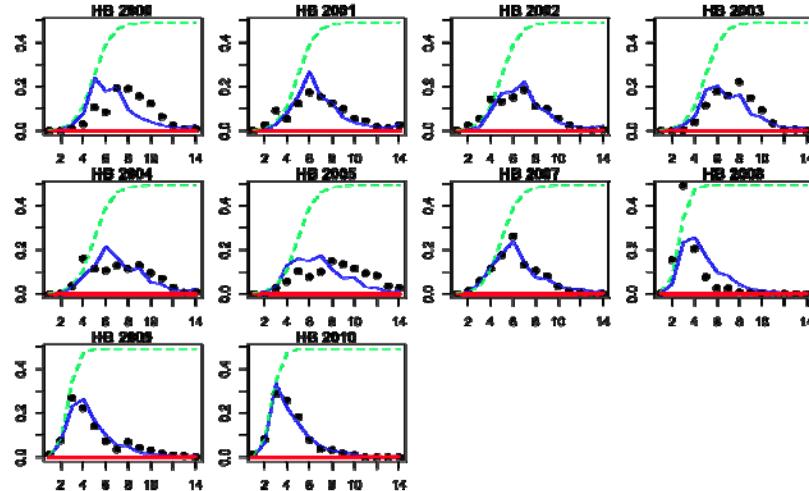


Figure A4.1c. Model fit (blue line) to acoustic survey age-composition data (black circles) for the 1980-2010 dataset. The red line indicates the range over which the likelihood function is calculated.

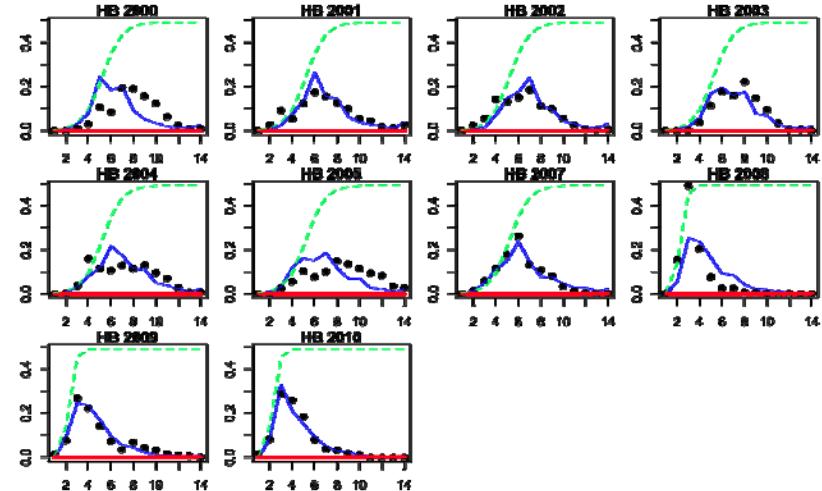


Figure A4.1d. Model fit (blue line) to acoustic survey age-composition data (black circles) for the 1988-2010 dataset. The red line indicates the range over which the likelihood function is calculated.

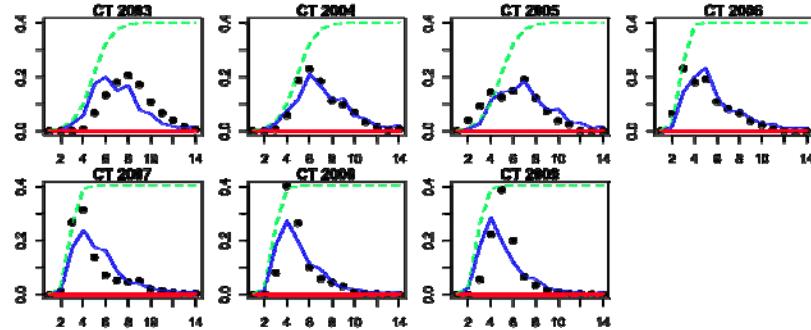


Figure A4.1e. Model fit (blue line) to central trawl age-composition data (black circles) for the 1980-2010 dataset. The red line indicates the range over which the likelihood function is calculated.

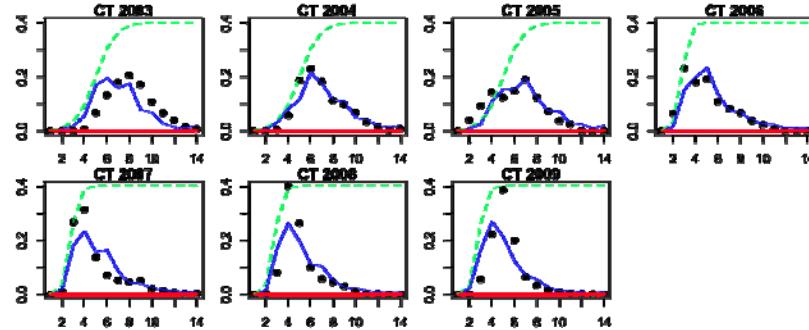


Figure A4.1f. Model fit (blue line) to central trawl age-composition data (black circles) for the 1988-2010 dataset. The red line indicates the range over which the likelihood function is calculated.

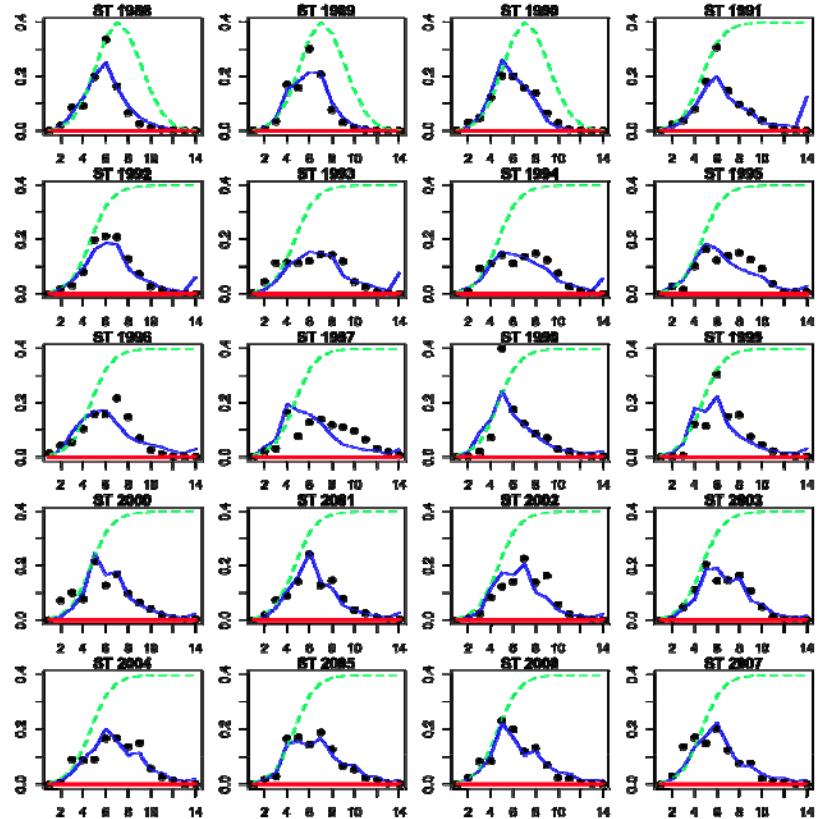


Figure A4.1g. Model fit (blue line) to southern trawl age-composition data (black circles) for the 1980-2010 dataset. The red line indicates the range over which the likelihood function is calculated.

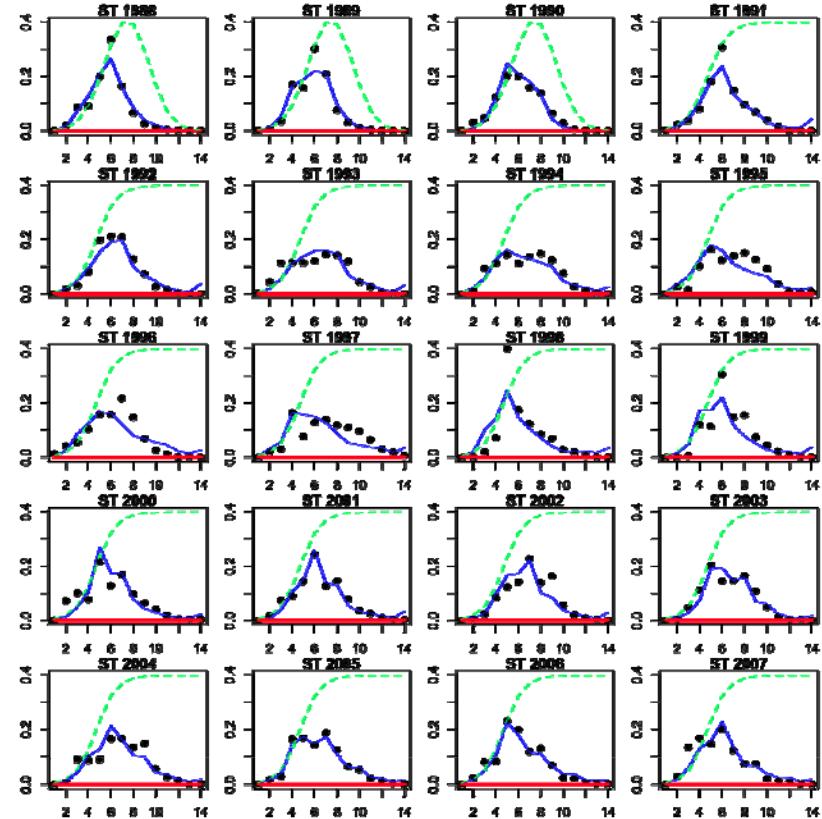


Figure A4.1h. Model fit (blue line) to southern trawl age-composition data (black circles) for the 1988-2010 dataset. The red line indicates the range over which the likelihood function is calculated.

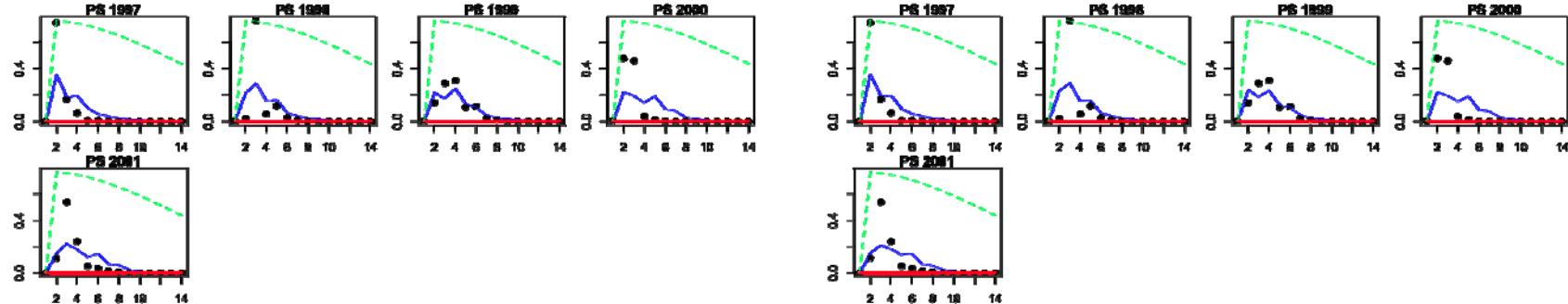


Figure A4.1i. Model fit (blue line) to purse-seine age-composition data (black circles) for the 1980-2010 dataset. The red line indicates the range over which the likelihood function is calculated.

Figure A4.1j. Model fit (blue line) to purse-seine age-composition data (black circles) for the 1988-2010 dataset. The red line indicates the range over which the likelihood function is calculated.

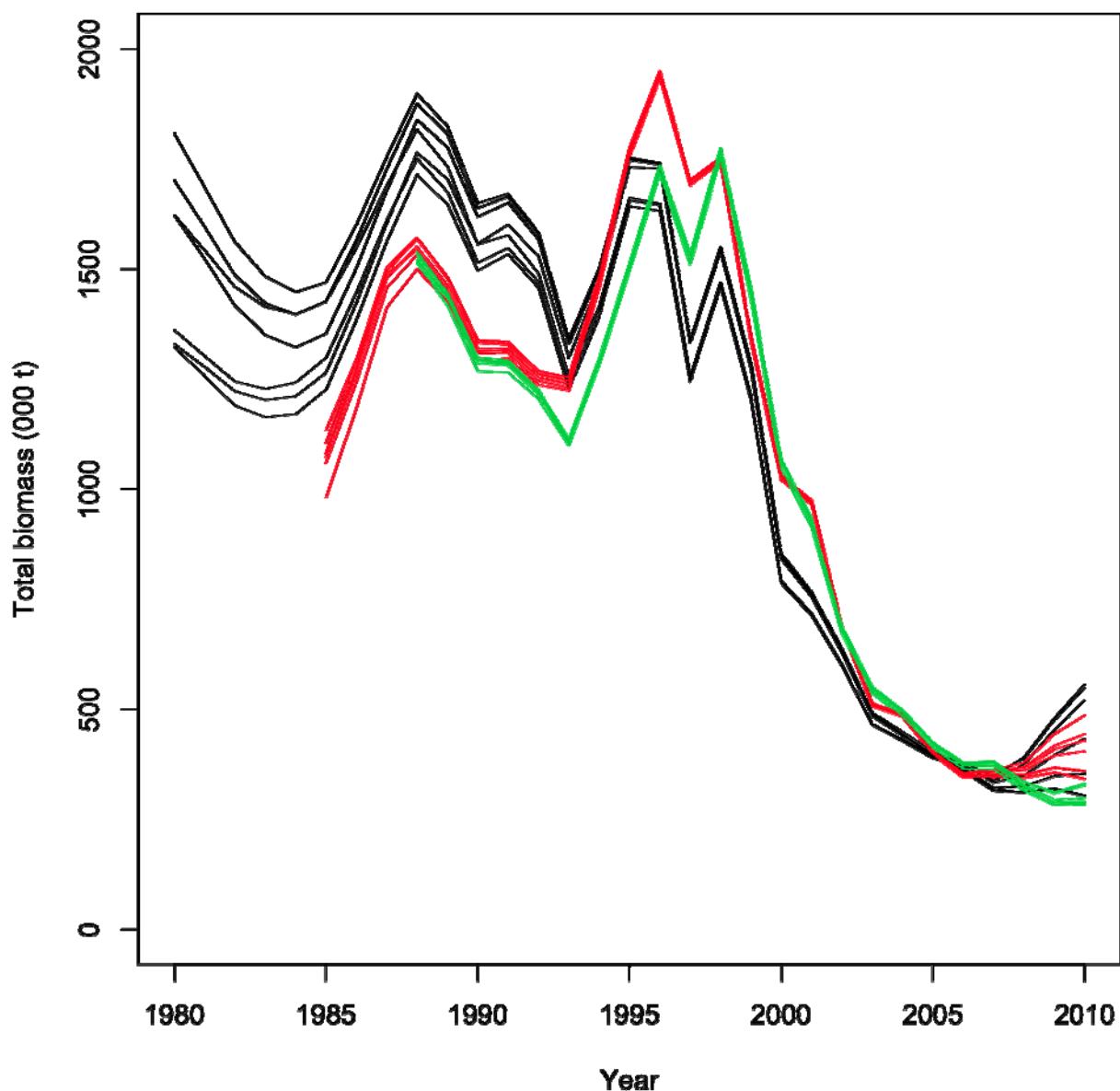


Figure A4.2. Estimated total biomass for 12 scenarios using the new ADMB model for datasets 1980-2010 (black), 1985 – 2010 (red), and 1988 – 2010 (green).

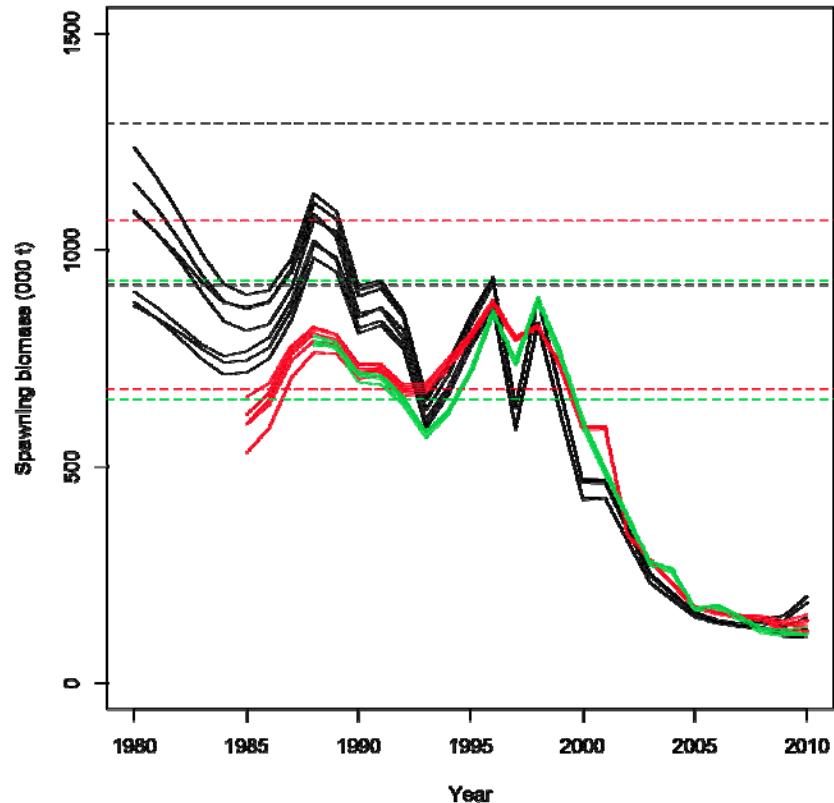


Figure A4.3a. Estimated spawning stock biomass for 12 scenarios and 3 datasets corresponding to 1980-2010 (black), 1985-2010 (red), and 1988 – 2010 (green). Horizontal lines show the min and max estimated unfished spawning biomass for each dataset.

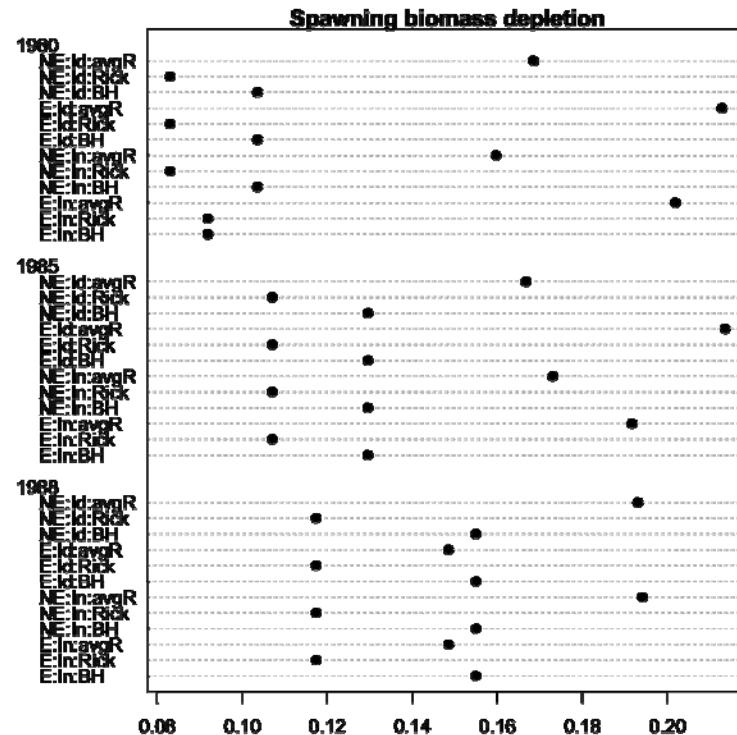


Figure A4.3b. and estimated spawning biomass depletion in 2010 for each of the 12 scenarios and 3 datasets. Abbreviations describing the scenarios are: NE and E – Non-Equilibrium and E – Equilibrium initial abundance, Id and In – identical and independent initial abundance error variances, BH, Rick, and avgR – recruitment models.

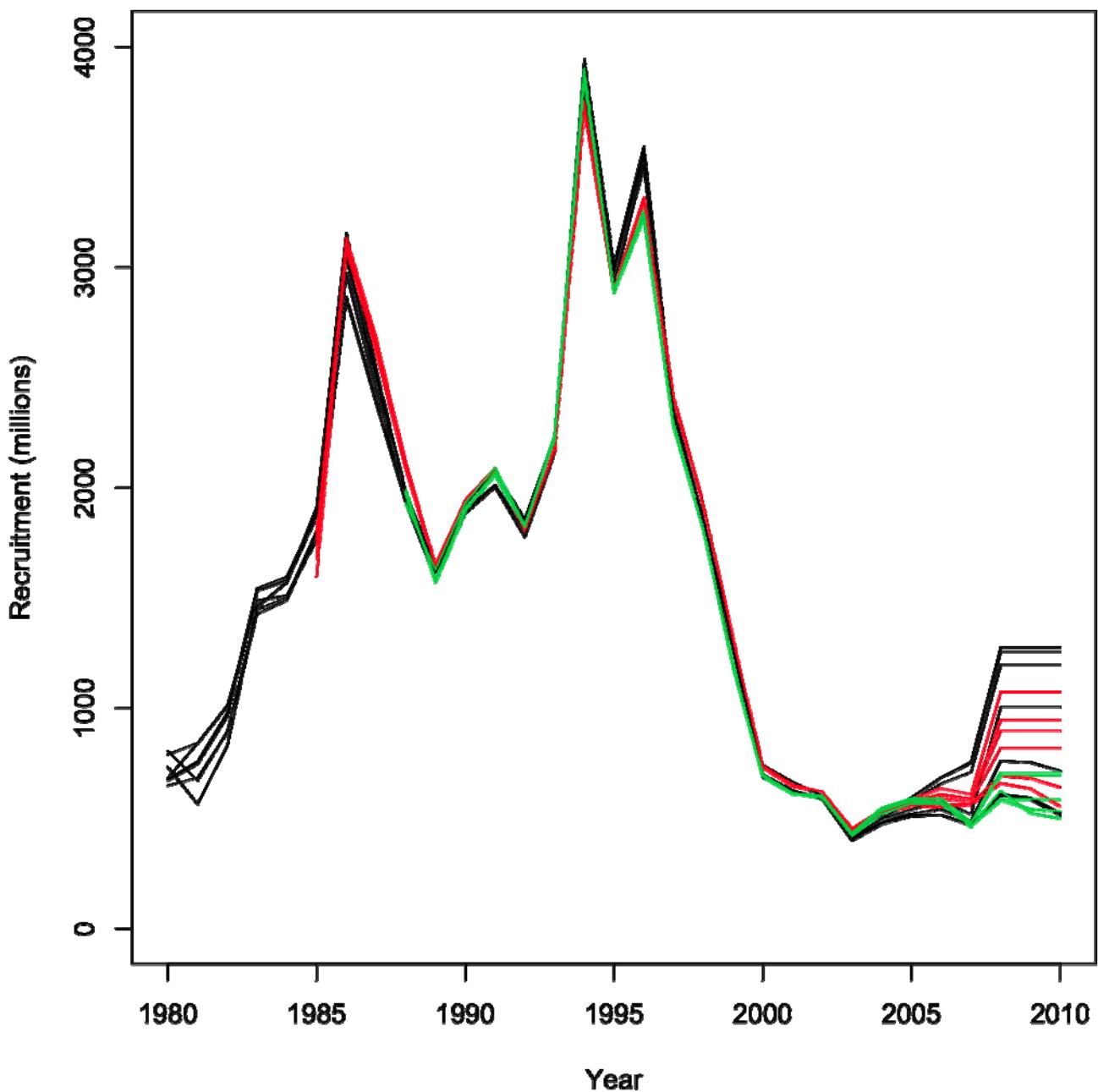


Figure A4.4 Age-1 recruitment for scenario #7 (equilibrium initial stock, Beverton-Holt recruitment, and identical variances for recruitment and initial stock deviations). Data sets begin in 1980 (black), 1985 (red), and 1988 (green). Constant recruitment for the last 3 years occurs for "avgR" recruitment models because recruitment deviations are not estimated for those years.

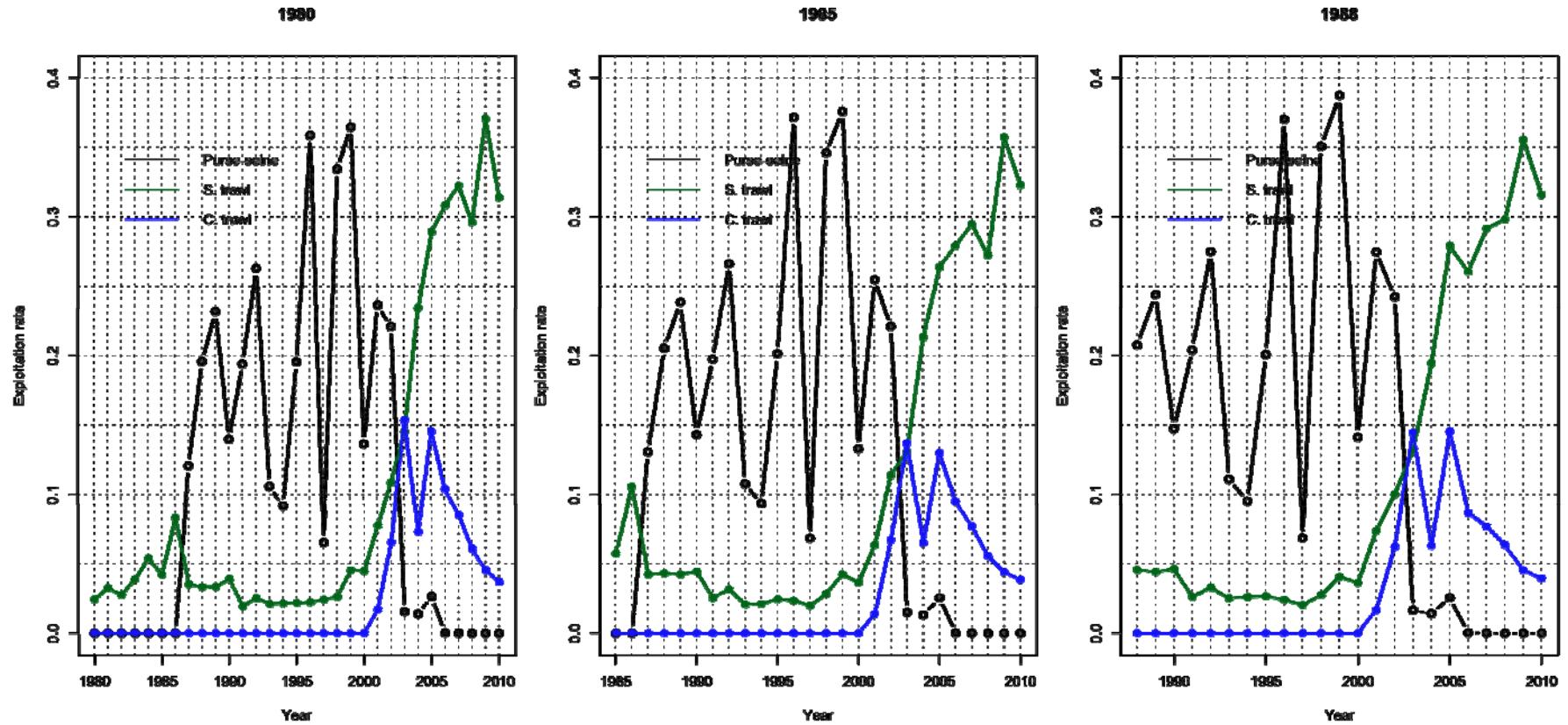


Figure A4.5. Estimated exploitation rates for purse-seine, southern trawl, and central trawl fisheries for scenario #7 and 3 data sets.

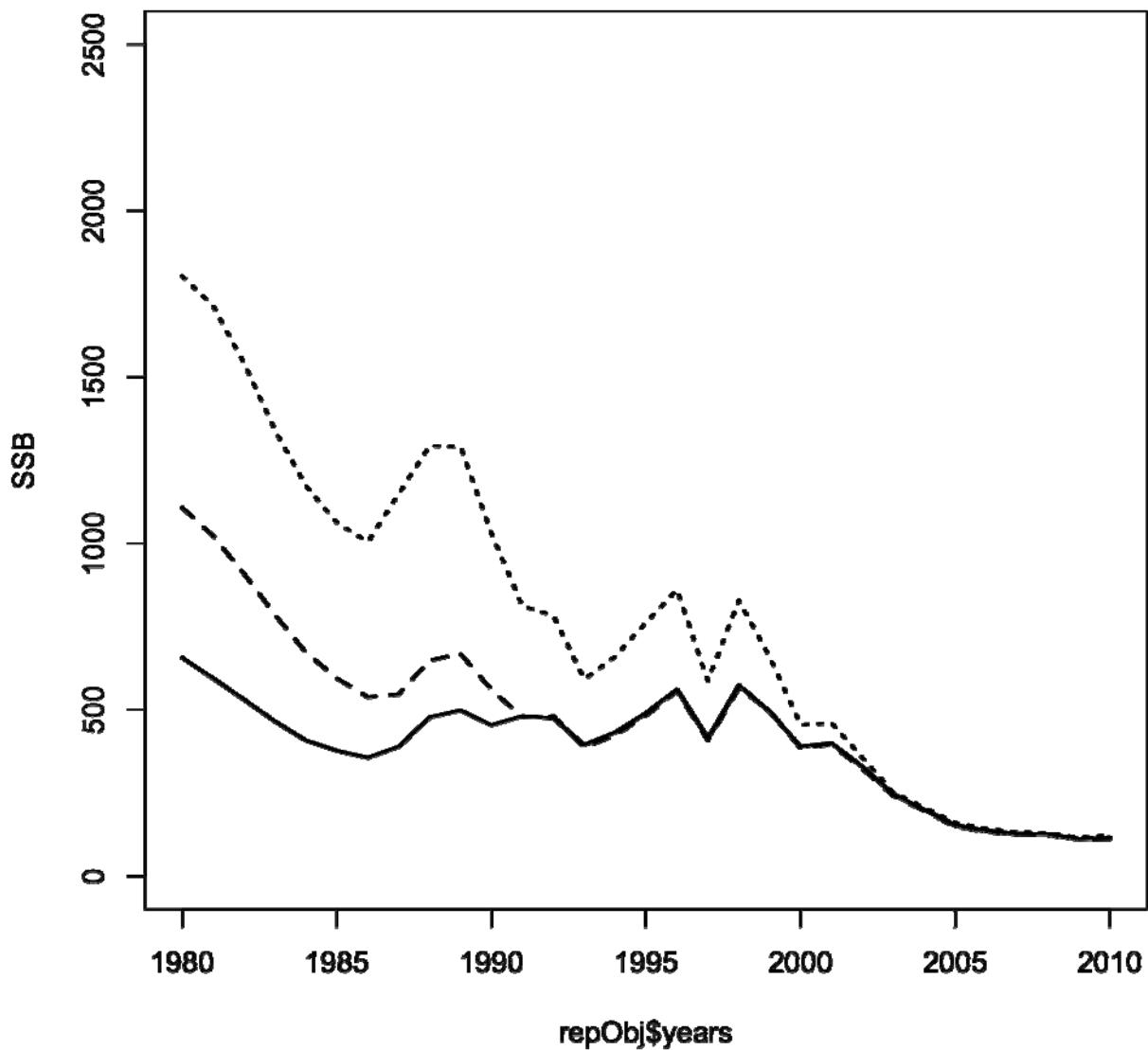


Figure A4.6. Estimated spawning biomass from New ADMB (solid), New ADMB + IFOP #1 (dashed), and New ADMB + IFOP #1 + IFOP #2 (dotted).

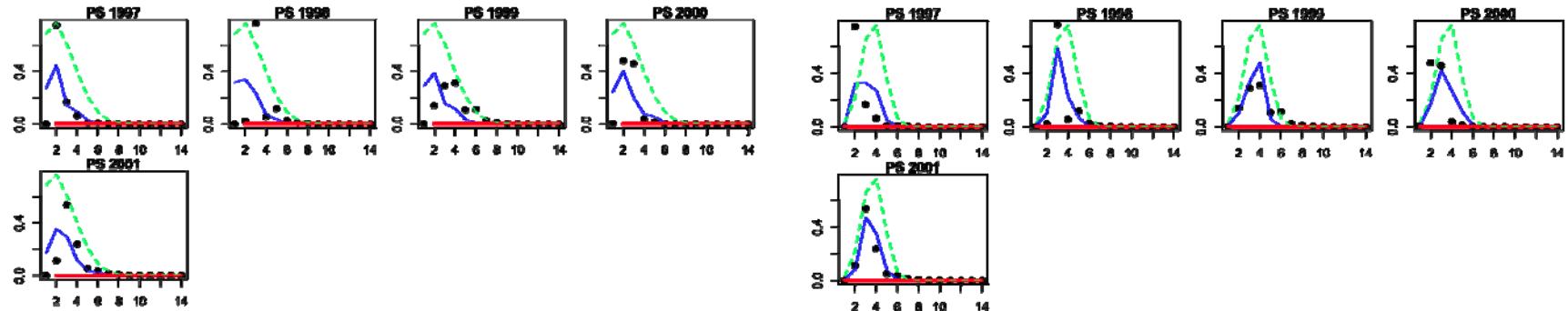


Figure A4.7. Fits of New ADMB model to purse-seine age-composition based on (left, a) 3-parameter, dome-shaped selectivity function and (right, b) an estimated 2-parameter normal distribution kernel. The selectivity-at-age is shown in green.

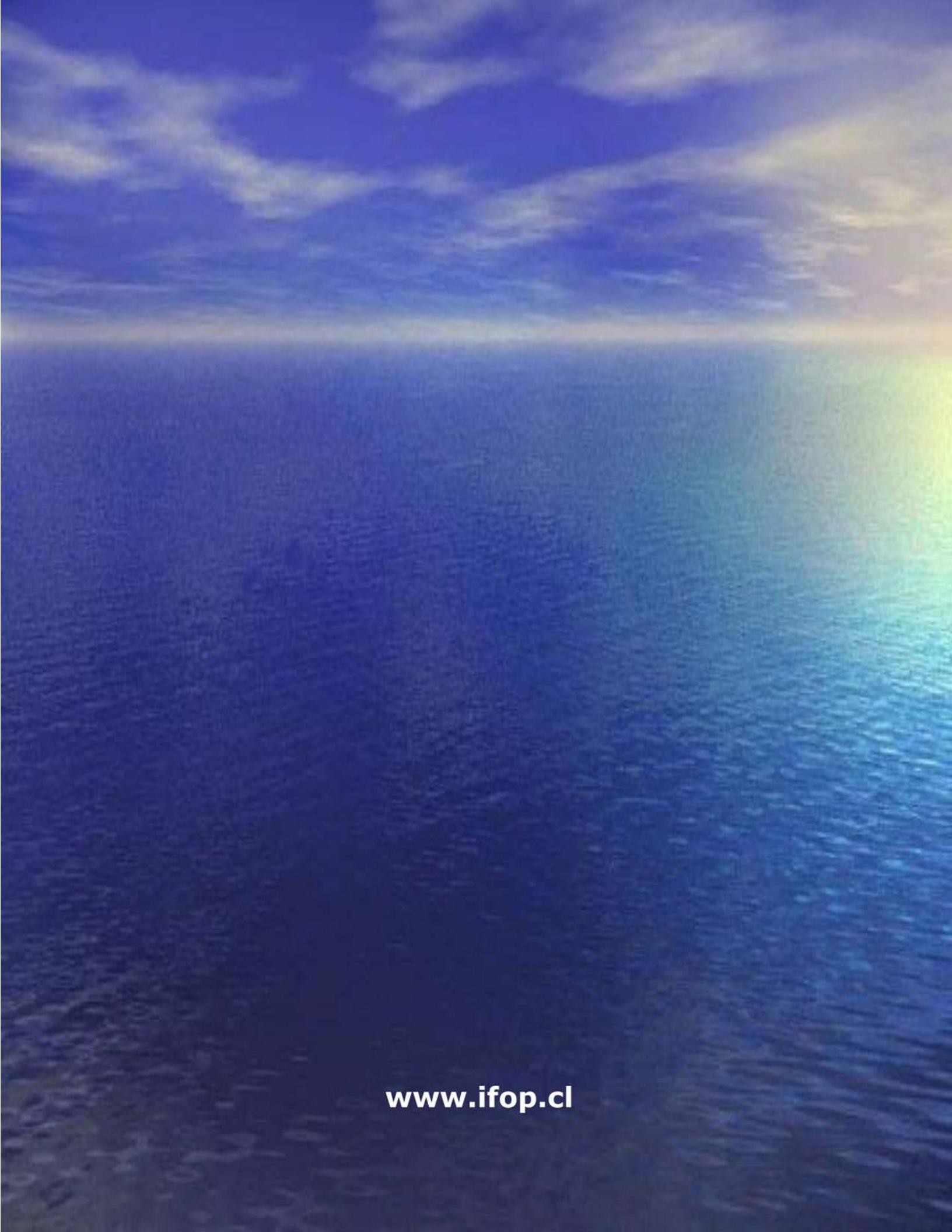


References

- Banerjee, S., Carlin, B.P., and Gelfand, A.E. (2004). Hierarchical Modeling and Analysis for Spatial Data. Chapman and Hall/CRC Press. Boca Raton, FL.
- Deriso, R.B., Maunder, M.N., and Skalski, J.R. 2007. Variance estimation in integrated assessment models and its importance for hypothesis testing. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 64: 187-197.
- Meyer, R. and Millar, R.B. 1999. Bayesian stock assessment using a state-space implementation of the delay difference model. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56: 37–52.
- Schnute, J.T. and Richards, L.J. 1995. The influence of error on population estimates from catch-age models. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 2063 – 2077.



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO
Sección Ediciones y Producción
Almte. Manuel Blanco Encalada 839,
Fono 56-32-2151500
Valparaíso, Chile
www.ifop.cl

A wide-angle photograph of a vast ocean under a dramatic sky. The horizon is visible in the distance, where the deep blue of the water meets a sky filled with scattered clouds. A bright, warm glow from the sun on the right side of the frame creates a vibrant rainbow reflection on the water's surface, stretching from the horizon towards the top right corner.

www.ifop.cl