



SEGUNDO INFORME - FINAL

Convenio II: Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales 2014

Proyecto 2.2: Investigación del estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables en merluza de cola, año 2014.

Merluza de cola, 2014

SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA / Septiembre 2013



SEGUNDO INFORME - FINAL

Convenio II: "Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales año 2014"

Proyecto 2.2: Investigación del estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables en merluza de cola, 2014.

Merluza de cola, año 2014

SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA / Septiembre 2013

REQUIRENTE

SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA Y EMPRESAS DE MENOR TAMAÑO

Subsecretario de Economía y Empresas de Menor Tamaño
Tomás Flores Jaña

EJECUTOR

INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO, IFOP

Director Ejecutivo:
José Luis Blanco García

Jefe División Investigación Pesquera
Jorge Castillo Pizarro

JEFE DE PROYECTO Y AUTOR

Ignacio Payá Contreras

COLABORADORES

Renato Céspedes Michea
Vilma Ojeda Cerda
Luis Adasme Martínez
Jéssica González Arancibia
Sergio Lillo Vega



RESUMEN EJECUTIVO

Se realizó la actualización de la evaluación de stock de la merluza de cola que habita en Chile entre los 32° y 57°S (Unidades de Pesquerías Norte y Sur), incluyendo las principales recomendaciones de corto plazo realizadas por los expertos internacionales en el año 2012. Los datos actualizados hasta el año 2012 corresponden a: 1) Matrices de captura a la edad de las flotas arrastreras; 2) Índices de abundancia basados en el modelamiento de las capturas comerciales de las flotas arrastreras; 3) La biomasa total y la abundancia a la edad estimadas por métodos hidroacústicos en la principal zona de desove en agosto del 2012.

Las estructuras de edades de las capturas comerciales mostraron para los últimos años una disminución notable de la proporción de peces adultos, con el consecuente aumento de la proporción de juveniles. Tanto el índice de abundancia relativa basado en las biomاسas estimadas por métodos hidroacústicos como aquellos basados en modelos de las CPUE comerciales indican una fuerte disminución de la abundancia del stock. En los últimos 5 años, tanto la estructura de edades del stock estimada por los cruceros hidroacústicos como la estructura de edades observada en las capturas comerciales, han estado compuestas mayoritariamente por la fracción de individuos juveniles, con escasa presencia de individuos adultos mayores de 6 años de edad.

La evaluación de stock incluyó la mayoría de las sugerencias de corto plazo de los expertos internacionales, excepto la estimación de la captura, ya que se utilizaron las capturas oficiales. Por lo tanto, esta evaluación es similar al caso 14 de la evaluación de stock realizada el 2012, es decir, con la relación stock-recluta de Ricker. La actualización del modelo generó resultados muy similares a las obtenidas en la evaluación de stock 2012.

Las estimaciones indican para el año 2012 una biomasa total de 357 mil t (IC95% de 271 mil t a 468 mil t), una biomasa desovante de 158 mil t (IC95% de 109 mil t a 207 mil t), una reducción al 15% de la biomasa desovante virginal (IC95% de 9 a 20%), y una tasa de explotación de 0.20 (IC95% de 0.19 a 0.24). La biomasa total fluctuó en torno a 1.25 millones de t entre el año 1987 y el 2000, para luego caer rápidamente a niveles de 400 mil t a partir del año 2005. 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 2012. 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.

Se estimaron los puntos biológicos de referencia (PBR) y el marco de referencia biológico según las modificaciones de la LGPA. Se consideró que la evaluación de stock califica como "data media", es decir no permite estimaciones confiables del Rendimiento Máximo Sostenido (RMS), por lo tanto se debe emplear aproximaciones ("proxies") de la biomasa y la tasa de explotación en el RMS. El PBR en biomasa que genera el RMS, se aproximó con el "proxy" 40% de la biomasa desovante virginal (0.4BD0), y el PBR de biomasa límite de colapso (o agotamiento) como el 50% de la biomasa en el RMS, que corresponde al 20% de la biomasa desovante virginal (0.2BD0). El PBR en tasa de explotación que genera el RMS se aproximó como la tasa de explotación que genera el 40% del



potencial reproductivo, expresado como biomasa desovante por recluta ($U40\%BDPR$). El marco de referencia biológico incluyó las zonas de sub-explotación, plenamente explotada, sobreexplotación y colapso (agotamiento) definidas en la LGPA. La zona plenamente explotada fue definida como la vecindad (± 5 unidades porcentuales) en torno a los PBR asociados al RMS.

La trayectoria del stock mostró que al inicio, entre los años 1985 y 1988, el stock estaba sub-explotado y luego rápidamente ingresó a la zona de sobreexplotación producto de tasas de explotación mayores a las que generan el RMS. En términos de biomasa desovantes, el stock mantuvo hasta el año 2001 niveles mayores que los del RMS. Desde el 2006 el stock se encontraría colapsado (agotado) dado que la biomasa desovante es menor al 50% de la biomasa desovante que genera el RMS (o menor al $20\%BD0$).

Debido a que la LGPA establece que para una pesquería colapsada o sobreexplotada se debe implementar un plan de recuperación, se propone el uso de la estrategia de recuperación tipo "rampa". En esta estrategia cuando la biomasa disminuye por debajo de la biomasa del RMS, la tasa de explotación se reduce proporcionalmente a la reducción de la biomasa. Esta estrategia requiere una disminución importante de la captura el primer año (2014) pero al cabo de 7 años genera capturas mayores que la estrategia de tasa de explotación constante en el RMS. La captura biológicamente recomendable (CBA) de recuperación para el año 2014 se estimó en 25 mil t. (percentil 50). El año en que se alcanzará la recuperación dependerá de los niveles de reclutamiento futuros, y podría fluctuar entre 20 años para niveles de reclutamientos bajos y 8 años para niveles altos.

A la fecha de este informe se mantienen las brechas de investigación identificadas el año pasado, las cuales son: estimación de capturas reales; unidades de stock; madurez y fecundidad; mortalidad natural; estimaciones acústicas en aguas interiores, índices de CPUE de arrastre locales e índice de CPUE de cerco.



ÍNDICE GENERAL

	Página
RESUMEN EJECUTIVO	i
INDICE GENERAL	iii
1. INTRODUCCI3N	1
2. OBJETIVOS.....	3
3. ANTECEDENTES	4
3.1 Definici3n de las Pesquerías y aspectos operacionales	4
3.2 Unidad de stock y área de análisis	5
3.3 Alimentaci3n.....	6
3.4 Revisi3n de datos, parámetros e índices por expertos independientes	6
3.5 Recomendaciones de expertos independientes incluidas en la presente evaluaci3n de stock ...	9
3.6 Reuniones IFOP-SUBPESCA y Taller de trabajo con el CCT	11
4. METODOLOGÍA	12
4.1 Características del modelo de evaluaci3n y supuestos	12
4.2 Datos de entrada al modelo y período de evaluaci3n	15
4.3 Puntos biológicos de referencia (PBR).....	16
4.4 Diagrama de fase para el diagnóstico del estado del recurso	17
4.5 Captura en el RMS	18
4.6 Captura de recuperaci3n con estrategia de “rampa”.....	18
4.7. Proyecciones del stock con diferentes estrategias de recuperaci3n.	19
5. RESULTADOS	20
5.1. Revisi3n y actualizaci3n de datos e informaci3n.....	20
5.1.1 Índice de abundancia basado en CPUE comerciales.....	20
5.1.2 Índice de abundancia basado en estimaciones hidroacústicas.	24
5.1.3 Composici3n de edades de las capturas comerciales.	26
5.1.4 Composici3n de edades de la abundancia estimada por acústica	31
5.1.5 Pesos medios a la edad en las capturas comerciales.	35
5.1.6 Madurez sexual y fecundidad.	38
5.1.7 Crecimiento y mortalidad natural	41
5.1.8 Actualizaci3n de la lista revisi3n de la calidad de la informaci3n.	42
5.1.9 Estimaciones preliminares de capturas reales.	56
5.2. Evaluaci3n de stock.....	59
5.2.1 Actualizaci3n del caso 14.	59
5.2.2 Caso 14: perfil de verosimilitud del parámetro de escarpamiento.	64
5.2.3 Caso 14: Sensibilidad a la correcci3n de las capturas oficiales.	64
5.2.4 Análisis retrospectivo	66
5.2.5 Ajuste y residuales del caso 14.	68
5.2.6 Variables de interés del caso 14.....	79
5.2.7 Diagrama de fase y estado del stock con el caso 14.	91



5.2.8	Estrategia de tasa de explotaci3n constante igual a U_{RMS}	96
5.2.9	Estrategia de recuperaci3n rampa 1.....	101
5.2.10	Estrategia de recuperaci3n rampa 2.....	104
5.3	Evaluaci3n de impacto de veda reproductiva.....	116
5.4	Brechas de investigaci3n.....	117
6.	DISCUSI3N	119
7.	CONCLUSIONES	121
8.	REFERENCIAS	123

ANEXOS:

- ANEXO 1** Reporte de reuniones de coordinaci3n bilaterales IFOP-SUBPESCA.
- ANEXO 2** Modelo de evaluaci3n para el stock de merluza de cola (*Macruronus magellanicus*) en ADmodel builder.
- ANEXO 3** Modificaciones al modelo de evaluaci3n realizadas por Sean Cox.
- ANEXO 4** Extracto de reporte del taller de PBR y Marco Biol3gico de Referencia.
- ANEXO 5** PBR para la merluza de cola en el marco de la nueva LGPA.
- ANEXO 6** Índice de abundancia basado en las tasas de captura de la pesquería de arrastre de merluza de cola, actualizado hasta el 2012.
- ANEXO 7** Impacto del patr3n de capturas mensuales sobre la efectividad biol3gica de una veda reproductiva en la pesquería de merluza de cola.
- ANEXO 8** Chilean HOki Stack Assessment Model, CHOSAM version 2.1
- ANEXO 9** Datos y c3digo ADMB (CD).



1. INTRODUCCIÓN

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 de Acuicultura 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.

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, lo cual ha exigido avanzar en un programa de revisión por pares independientes.

Conforme a la nueva Ley de Pesca y Acuicultura LGPA, los Comités Científicos y Técnicos adquieren un rol relevante en guiar la explotación de los recursos sobre bases científicas. Con este fin, se requiere definir 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 an3lisis *ex-ante* de las consecuencias futuras m3s probables de las opciones de explotaci3n que se juzguen m3s apropiadas para el logro de los objetivos de conservaci3n de los recursos y de sustentabilidad integral de la actividad pesquera.

Sin embargo, debido a que la renovabilidad de los recursos biol3gicos y las actividades de explotaci3n de 3stos conforman un sistema complejo y altamente din3mico, en donde predomina la incertidumbre sobre el estado de este sistema en el espacio y el tiempo, la Organizaci3n de las Naciones Unidas para la Alimentaci3n y la Agricultura (FAO) ha definido los lineamientos t3cnicos para implementar el llamado Enfoque Precautorio en la toma de decisiones de conservaci3n y ordenamiento de las pesquer3as bajo incertidumbre (FAO, 1995), el cual actualmente constituye un est3ndar m3nimo para el adecuado manejo de las pesquer3as.

Considerando la necesidad de cumplir con las disposiciones de la nueva LGPA, la Subsecretar3a de Econom3a ha encargado a IFOP la elaboraci3n del presente convenio y espec3ficamente el proyecto sobre el recurso merluza de cola.



2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo general

Actualizar el estatus del recurso merluza de cola V-XII regiones y analizar sus posibilidades de explotaci3n biol3gicamente sustentables en horizontes de corto y mediano plazo, considerando su incertidumbre asociada.

2.2 Objetivos espec3ficos

- I. Implementar procedimientos de evaluaci3n con protocolos cient3ficos para la determinaci3n del estatus del recurso merluza de cola con arreglo al nivel de conocimiento, informaci3n e incertidumbre correspondiente, conforme a est3ndares definidos por la Subsecretar3a de Pesca al efecto (DAP, 2011).
- II. Calcular los Puntos Biol3gicos de Referencia para el recurso merluza de cola con la mejor informaci3n disponible, conforme a lo establecido por la Ley General de Pesca y Acuicultura, informando su incertidumbre asociada.
- III. Establecer el estatus actualizado del recurso merluza de cola, sobre la base de sus principales indicadores de estado y flujo, estimando la incertidumbre involucrada, empleando el mejor conocimiento e informaci3n disponible a la fecha de ejecuci3n del estudio, acorde con los est3ndares definidos por la Subsecretar3a de Pesca.
- IV. Calcular los niveles de Captura Biol3gicamente Aceptable para el recurso merluza de cola, al a3o 2014, con su an3lisis de incertidumbre y riesgo asociado, debidamente informado en tablas decisi3n, considerando las directrices de explotaci3n establecidas por la Subsecretar3a de Pesca (DAP 2011) o el Plan de Manejo o de recuperaci3n respectivo, seg3n corresponda. Analizar estoc3sticamente las posibilidades de explotaci3n de este recurso, en el mediano plazo y el riesgo de no alcanzar los objetivos de conservaci3n, considerando la incertidumbre de estimaci3n de sus indicadores y los probables estados de la naturaleza. Conforme a las directrices de explotaci3n establecidas por Subsecretar3a de Pesca (DAP 2011) o el Plan de Manejo o de recuperaci3n respectivo, seg3n corresponda.
- V. Informar el avance del programa de mejoramiento continuo de la Calidad de la asesor3a Cient3fica (PMCCAC) realizado durante el presente proyecto.



3. ANTECEDENTES

3.1 Definici3n de las Pesquerías y aspectos operacionales

La pesca sobre merluza de cola (*Macroronus magellanicus*) est1 constituida por dos unidades de pesquería: V a la X Regiones, y XI a la XII Regiones, las cuales se encuentran declaradas en r3gimen de plena explotaci3n y sometidas a la medida de administraci3n denominada Límites M1ximos de Capturas por Armador, y por ende est1 sujeta a cuotas anuales de capturas seg1n se indica en el artícuo 3° 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 oper3 hasta el 2002. La Cuota Global de Captura para el 2012 fue fijada en 98400 t, de las cuales 41664 t fueron asignadas para la macrozona V-X regiones, 17856 mil t para las regiones XI-XII y; 3,7 mil t para pesca de investigaci3n..

Los datos de capturas corresponden a las estadísticas oficiales provistas por el Servicio Nacional de Pesca (SERNAPESCA) y que son empleadas en el control anual de la cuota de captura. En el presente trabajo se considera la estimaci3n preliminar de la captura real, incluyendo subreportes y/o descartes, seg1n los procedimientos aplicados el año pasado (Pay1 y Canales 2013). Debido a lo preliminar de estas estimaciones, ellas se emplean como un caso de estudio en los an1lisis de sensibilidad de la evaluaci3n de stock frente a diferentes datos y supuestos.

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 m1s tarde se desarrolla la pesquería pel1gica como complemento estival de la pesquería del jurel, y genera un r3cord con poco m1s de 300 mil toneladas durante la segunda mitad de los noventa. Posteriormente, junto con la reducci3n 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 duplic3 las estadísticas en el períoao 2000-2011, se explica por la apertura de nuevos mercados para el poder exportador (Figura 1).

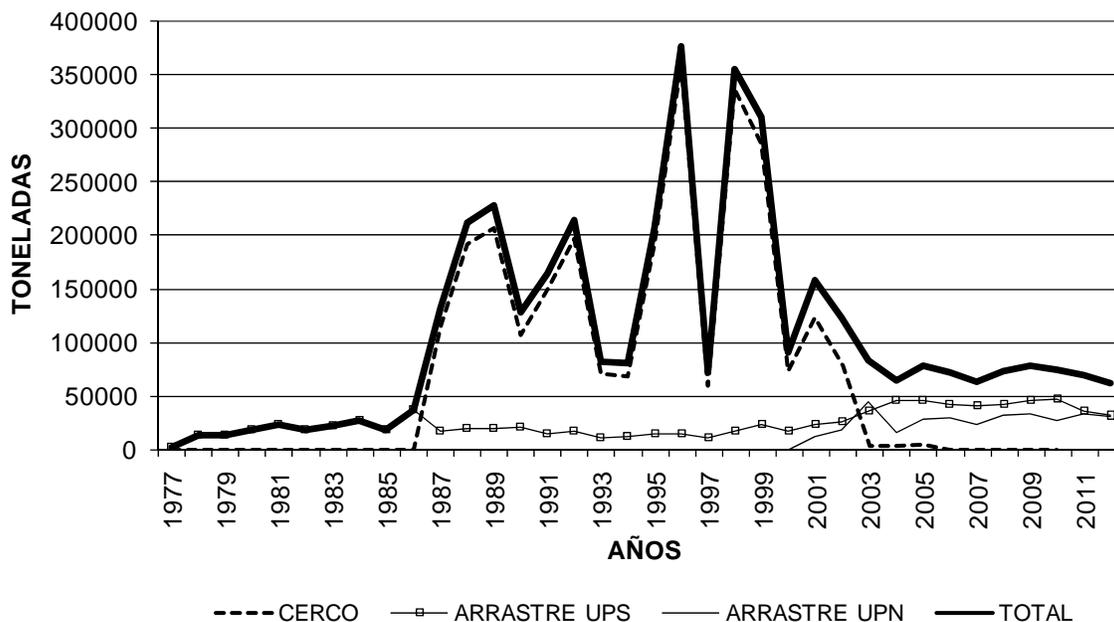


Figura 1. Capturas oficiales de merluza de cola por flota y unidad de pesquería 1972-2011.

3.2 Unidad de stock y área de análisis

Payá (2012k) revisó la información disponible de unidades de stock, que se puede resumir en tres hipótesis:

Una sola unidad de stock

Hasta la fecha las evaluaciones de stock realizadas se han basado 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 julio y agosto en las inmediaciones de las Islas Guafo y Guablín (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). Sin embargo, más recientemente, Machado-Schiaffino & García-Vázquez (2011), mediante análisis de mtDNA, encontraron diferencias genéticas entre los peces de las aguas Pacíficas y Atlánticas.

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 2010). Después de tres años aún no se conocen más antecedentes de este estudio.

3.3 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).

3.4 Revisión de datos, parámetros e índices por expertos independientes

Durante enero del 2012, se realizó la revisión de los datos, parámetros e índices de abundancia empleados en las evaluaciones de stock de merluza de cola hasta el año 2011. Los revisores fueron el Dr. William Clark para los temas de edad, monitoreo biológico-pesquero e indicadores de abundancia basados en las CPUE comerciales, y el Dr. Chris Wilson para la revisión de los diseños de muestreos y estimaciones de abundancia y biomasa basadas en los métodos hidroacústicos (Clark y Wilson 2012, Payá y Canales 2012a).

Sus conclusiones principales fueron:

1. La primera prioridad es estimar la captura total, considerando los subreportes y los descartes.



2. Hay dudas si la unidad de stock presente en Chile tiene conexiones con el stock argentino, ya que no existen zonas de desove importantes en Argentina, por lo que se recomendó realizar una evaluación de stock conjunta.
3. Tanto los sistemas actuales de monitoreo biológico-pesquero como la asignación de edad y crecimiento fueron destacados positivamente.
4. Hay dudas si la función de madurez se ha desplazado hacia los peces de menor edad, es decir, que los peces maduran antes. Se recomendó mejorar la toma de muestras en zonas donde no se produce desove, para evitar el sesgo espacial de las muestras actuales tomadas sólo en la zona de desove.
5. Se recomendó no usar ni la CPUE de cerco ni de arrastre como índices de abundancia relativa influyentes en la evaluación de stock.
6. Se consideró que la biomasa estimada por los cruceros acústicos desde el año 2000 corresponde a un índice de abundancia fiable. Dado el bajo número de grupos de edad presentes en el stock en años recientes, los puntos de datos de los cruceros desde 2000 a 2011 deberían ser suficientes para determinar de manera precisa la abundancia del stock en el año 2000.
7. Se realizaron un total de 10 recomendaciones para mejorar el conocimiento de la dinámica del recurso así como de los datos para la evaluación de stock.

Durante junio de 2012, se efectuó la revisión de la evaluación de stock y de las reglas de decisión aplicadas en la merluza de cola. Esta revisión estuvo a cargo de los Dres. Ian Stewart y Dana Hanselman, ambos de la NOAA de E.E.U.U. (Stewart y Hanselman 2012; Payá y Canales 2012b). Las conclusiones principales fueron:

1. El equipo de evaluación ha realizado significativos esfuerzos para aprovechar la situación "data-médium".
2. **Tanto en la evaluación de 2010 como en la de 2011 el modelo es robusto** al definir una tendencia a la baja y que el stock se encuentra bajo la biomasa desovante objetivo (BD40%) y posiblemente por debajo del límite propuesto para la biomasa desovante.
3. Se reunieron **muchas recomendaciones pero ninguna de ellas tiene posibilidades de cambiar significativamente este resultado general.**
4. Se considera además, que es necesario cooperar con la industria y la autoridad para calcular las mejores estimaciones posibles de captura total para todos los stocks en los que los descartes y falta de información sean un problema.
5. Otra tarea importante es el establecimiento de mejores protocolos de interacción entre el Comité Científico, la industria y el equipo de evaluación. Esta interacción será clave para establecer puntos de referencia adecuados y una norma de control para reglamentar las capturas cuando el stock se encuentra en declive.
6. Esta recomendación no es específica para merluza de cola ya que la estandarización de las estimaciones de los puntos de referencia y norma de control de captura se deben realizar para todos los stocks con "data-médium", con la finalidad de evitar confundir discusiones generales con cuotas de captura específicas.



7. De la revisión de las capturas biológicamente aceptables (CBA) recomendadas por los científicos, de las cuotas de captura propuestas por la Subsecretaría de Pesca y de las cuotas de captura finalmente establecidas por el Consejo Nacional de Pesca, los expertos concluyen que hay una fuerte desconexión entre los análisis científicos y las cuotas reales que están siendo establecidas al final del proceso.

Las recomendaciones asociadas a los datos, parámetros e índices de abundancia, que los expertos consideraron prioritarias y que se deberían abordar en el corto plazo fueron:

1. Colaboración entre las instituciones y con la industria para calcular las mejores estimaciones de la captura total para la serie de tiempo completa incluyendo todos los descartes e información incompleta. Esto puede requerir la realización de un taller para identificar los temas claves, fuentes de datos y participantes y para bosquejar un plan que regirá la realización de la investigación. Este esfuerzo también debe incluir años recientes (2008+) que no estaban disponibles para esta revisión.
2. Si existen retrasos en la creación de una serie de tiempo de trabajo de las estimaciones de capturas totales, **se deben realizar análisis de sensibilidad para varios niveles plausibles de mortalidad total** en la siguiente evaluación de stock con el fin de evaluar los efectos en los resultados e incertidumbre de esos resultados.
3. Colaborar con la industria para calcular las mejores estimaciones de la captura a la talla durante la pesquería de cerco. Dada la magnitud de estas capturas, este cálculo podría ser importante para las estimaciones de selectividad de esta flota y las tendencias en la biomasa del stock desovante.
4. Omitir los años 1997-2001 de la serie de tiempo del índice de CPUE de arrastre (y el análisis GLM).
5. Eliminar el índice de CPUE de cerco del modelo de evaluación.

De las recomendaciones sobre datos, al igual que en la última evaluación de stock (Payá y Canales 2013), en el presente informe se incluyen:

1. Si existen retrasos en la creación de una serie de tiempo de trabajo de las estimaciones de capturas totales, **se deben realizar análisis de sensibilidad para varios niveles plausibles de mortalidad total** en la siguiente evaluación de stock.
2. Omitir los años 1997-2001 de la serie de tiempo del índice de CPUE de arrastre (y el análisis GLM).
3. No usar ni la CPUE de cerco ni de arrastre como índices de abundancia relativa **influyentes** en la evaluación de stock. .

La recomendación de "Colaborar con la industria para calcular las mejores estimaciones de la captura a la talla durante la pesquería de cerco" debería ser abordada por el CCT de merluza de cola. Debido a que los CCT, que define la nueva LGPA, aún no están constituidos, esta información no está disponible para ser incorporada en la presente evaluación de stock.



3.5 Recomendaciones de expertos independientes incluidas en la presente evaluación de stock

En la revisión de las evaluaciones de stock realizadas por IFOP en el 2010 y 2011, los expertos internacionales concluyeron que *"Tanto en la evaluación de 2010 como en la de 2011 el modelo es robusto al definir una tendencia a la baja y que el stock se encuentra bajo la biomasa desovante objetivo (BD40%) y posiblemente por debajo del límite propuesto para la biomasa desovante"* (Stewart y Hanselman, 2012). Los expertos también concluyen que *"Se reunieron muchas recomendaciones pero ninguna de ellas tiene posibilidades de cambiar significativamente este resultado general"* (Stewart y Hanselman, *op. cit.*).

Las principales recomendaciones de corto plazo realizadas por los expertos independientes (Stewart y Hanselman, 2012) se presentan a continuación, destacando aquellas que fueron incluidas en el presente informe y los cambios que esto produjo en los análisis y código del modelo en ADMB.

1. Omitir los años 1997-2001 de la serie de tiempo del índice de CPUE de arrastre (y el análisis GLM).

El período 1997-2001 fue excluido de la estandarización de la CPUE y se modeló la CPUE de arrastre separadamente para el período 1979-1996 y 2002-2011 (Ver sección de estandarización 3.3 Captura por unidad de esfuerzo).

El código en ADMB fue modificado para excluir el índice de abundancia 1996-2011 de la función de verosimilitud de los índices de abundancia.

2. Eliminar el índice de CPUE de cerco del modelo de evaluación.

Se eliminó este índice. No fue necesario modificar el código en ADMB.

3. Revisar el código de modelo actual e incluir términos apropiados de corrección por sesgo.

El código fue revisado y se incluyó la corrección por sesgo ($-\text{square}(\sigma_R)/2$). Esta corrección fue necesaria sólo para el código usado en la evaluación realizada en el 2011 (Payá y Canales 2012b), ya que el modelo usado en la evaluación efectuada en el 2010 (Payá 2011) tenía incluida esta corrección.

4. Investigar el nivel estimado de variabilidad de reclutamiento y garantizar reiterativamente que es consistente con la variabilidad utilizada para determinar los puntos de referencia y condiciones iniciales.

Debido a que se emplea el escenario 7 esta condición está controlada, ya que la desviación estándar de los reclutamientos (σ_R) es igual a desviación del número de individuos iniciales ($\sigma_{E\eta}$).



5. *Intentar ajustar la selectividad asint3tica desde el a3o 2002 en adelante en lugar de comenzar desde 1991 en adelante para la pesquería de arrastre.*

Se realiz3 este cambio y no fue necesario modificar el c3digo en ADMB.

6. *Garantizar que el m3todo de Francis (2011) para ajustar pesos de composiciones converge al realizar m3s reiteraciones.*

No se realiz3 por que no es compatible con el uso de tama3os de muestra por a3o, que se incluye en la modificaci3n siguiente. El m3todo de Francis (2011) considera la correlaci3n que existe entre las proporciones de edades en las capturas, pero no est3 implementado para variaciones anuales.

7. *Incluir variabilidad interanual en los tama3os de muestras en la ponderaci3n de las fuentes de datos.*

Se incluy3 variabilidad anual en los tama3os efectivos de las proporciones de edades en las capturas comerciales y en la abundancia estimada por hidroacústica. El tama3o efectivo se calcul3 seg3n la aproximaci3n de McAllister y Ianelli (1997).

$$N_{\text{efectivo}} = (\text{pob} * \text{pest}) / (\text{pob} - \text{pest})^2$$

Donde *pob* es la proporci3n observada y *pest* es la proporci3n estimada.

El c3digo ADMB fue modificado para incluir el c3lculo de los vectores de tama3os de muestra por a3o y para usar este vector en el c3lculo de la verosimilitud multinomial. Los tama3os estimados fueron reingresados como valores de entrada en un proceso iterativo de tres pasos.

8. *Corregir la menor inconsistencia en el c3digo de graficaci3n del stock-reclutamiento que causa errores en el etiquetado de algunos reclutamientos.*

Este error de etiquetado del gr3fico de reclutamientos fue corregido.

9. Luego de abordar las recomendaciones relativas a la correcci3n del sesgo y condiciones iniciales mencionadas m3s arriba, evaluar si comenzar el modelo antes del primer a3o de capturas significativas reduciría la sensibilidad a la elecci3n de un a3o específico.

Este an3lisis est3 pendiente debido a que requiere un tiempo importante. Este tipo de an3lisis fue realizado en el taller de revisi3n efectuado en el 2011 (Quinn y Cox 2011). Basado en los resultados de estos an3lisis el GTMcola acord3 cambiar el a3o de inicio al a3o 1985. Por lo tanto, esta materia tambi3n debe discutirse al interior del GT.



10. Realizar pruebas periódicas en evaluaciones futuras con respecto a si se puede estimar la capturabilidad, mortalidad natural y escarpamiento. Usar regularmente perfiles de verosimilitud para un mejor entendimiento de cuáles son los datos que proporcionan información de estos parámetros.

Se analizó el perfil de verosimilitud del parámetro de escarpamiento considerando dos escenarios: 1) Distribución a priori para capturabilidad acústica con media=0.75 y CV=0.05, es decir, igual a la usada en la evaluación 2011 y 2) La distribución que en 1, pero con un CV=0.3, de forma de liberar la estimación de la capturabilidad acústica.

11. Considerar el uso de tablas de decisión simples para transmitir un espectro de incertidumbre más amplio a los responsables de las pesquerías.

Se incluye tablas de decisiones que incorporan diferentes escenarios de ponderadores y parámetros de escarpamiento y variables de respuesta como las biomásas y las capturas biológicamente aceptables con el PBR U40%BDPR.

3.6 Reuniones IFOP-SUBPESCA y Taller de trabajo con el CCT

Los acuerdos realizados en las reuniones bilaterales IFOP-SUBPESCA se entregan en el ANEXO 1. Los talleres de trabajo sobre los datos y la evaluación de stock aún no se han realizado al interior del CCT. Debido a que este CCT aún no se ha constituido de acuerdo a su nueva estructura y funcionamiento establecido por la modificación de la LGPA.



4. METODOLOGÍA

4.1 Características del modelo de evaluaci3n y supuestos

El modelo empleado en la evaluaci3n de stock fue revisado, mejorado y transcrito al programa ADMB durante el taller internacional de evaluaci3n de stock realizado en junio del 2011 (Ver ANEXOS 2 y 3) y revisado en el proceso de revisi3n por pares independientes realizado en junio del 2012 (Stewart y Hanselman 2012, Payá y Canales, 2012).

El modelo permite interpretar las distintas piezas de informaci3n disponibles bajo una premisa estadística, y por ende los resultados obtenidos est3n condicionados tanto a las distintas hipótesis asumidas como a la estructura del modelo de evaluaci3n. El término "estadístico" indica que el método reconoce implícitamente que los datos provenientes de pesquerías no representan perfectamente la poblaci3n; hay incertidumbre en los conocimientos de la dinámica del sistema y de la relaci3n entre los datos observados y la poblaci3n 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 ańo (Payá 2005). Se supone que los primeros 3 meses del ańo 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 poblaci3n 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 informaci3n de proporci3n de edades/tamańos en el desembarque, biomasa de cruceros hidroacústicos y las seńales de abundancia relativa basadas en CPUE de arrastre. La biomasa de área barrida de 1972 no es considerada siguiendo las recomendaciones de Payá (2011), las conclusiones del taller internacional (Quinn y Cox 2011) y las del proceso de revisi3n por pares independientes (Stewart y Hanselman 2012). El modelo es resuelto a trav3s de técnicas bayesianas en cuanto maximizar la distribuci3n a posteriori de los parámetros de inter3s. 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 evaluaci3n del stock son esencialmente:

- Biomasa desovante virginal y parámetro de escarpamiento ("steepness") que definen la relaci3n stock-recluta.
- Reclutamientos anuales a la pesquería correspondientes a individuos de 1 ańos de edad, en la pr3ctica corresponden a las desviaciones aleatorias del modelo stock-recluta.



- Abundancia a la edad en el primer año de evaluación y sus desviaciones aleatorias desde una condición de equilibrio (condición aleatoria).
- Coeficiente de capturabilidad de cada flota para relacionar la CPUE con la respectiva biomasa explotable.
- Coeficiente de disponibilidad para relacionar las estimaciones de biomasa acústica con la biomasa del stock disponible en la zona de desove.
- Parámetros de las curvas de selectividad edad-específico de la flota comercial y de la captura de investigación de los cruceros acústicos.

4.1.1 Capturas y mortalidad por pesca

El modelo supone que las capturas son conocidas y 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 Payá (2005) y Canales (2008), esto 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.

Durante la revisión de los datos, los expertos concluyeron que “La primera prioridad es estimar la captura total, considerando los subreportes y los descartes” (Clark y Wilson 2012). En la revisión de la evaluación de stock los expertos recomendaron “Si existen retrasos en la creación de una serie de tiempo de trabajo de las estimaciones de capturas totales, se deben realizar análisis de sensibilidad para varios niveles plausibles de mortalidad total en la siguiente evaluación de stock con el fin de evaluar los efectos en los resultados e incertidumbre de esos resultados” (Stewart y Hanselman, 2012). Debido a esto, IFOP solicitó al GT de merluza de cola cooperar en identificar escenarios alternativos de capturas reales por flota y años. Sin embargo, a la fecha de este informe esto no se ha concretado, por lo tanto, se incluye un análisis de sensibilidad considerando una corrección preliminar de las series de captura oficiales.

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 vulnera.



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 más grandes de esta población, y por ende no fueron capturados por la flota arrastrera hasta 1992. Sin embargo y reorientado 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 la revisión de los expertos se recomendó “Intentar ajustar la selectividad asintótica desde el año 2002 en adelante en lugar de comenzar desde 1991 en adelante para la pesquería de arrastre” (Stewart y Hanselman 2012). Por lo tanto, esto se incluyó en la evaluación de este año.

En tanto que para la flota de cerco se supone un patrón del tipo “dome-shape” modelado a través de una distribución doble-mitad-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 del crucero de investigación. 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 más 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.

En relación a este punto, los expertos recomendaron “Omitir los años 1997-2001 de la serie de tiempo del índice de CPUE de arrastre (y el análisis GLM)”.



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).

Quinn y Cox (2011) y Payá y Canales (2012) realizaron análisis de sensibilidad de tres hipótesis de procesos para los reclutamientos:

- HoR1: los reclutamientos de merluza de cola siguen una relación tipo Beverton y Holt (1956) con la biomasa desovante con desviaciones aleatorias.
- HoR2: los reclutamientos de merluza de cola siguen una relación tipo Ricker (1954) con la biomasa desovante con desviaciones aleatorias.
- HoR3: los reclutamientos de merluza de cola siguen una conducta puramente aleatoria

Los autores concluyen que la hipótesis utilizada no afecta la estimación de los reclutamientos, ya que estos son muy variables, por lo que presentan una gran componente denso-independiente. En el presente informe se consideró la hipótesis HoR2, es decir, con el modelo de Ricker, de forma de tener más consistencia teórica con el canibalismo reportado para esta especie.

4.2 Datos de entrada al modelo y período de evaluación

El período de evaluación considera la serie 1985-2012. La información que se utilizó en la presente evaluación corresponde a la siguiente:

- Estimaciones previas de parámetros de vida: crecimiento, madurez y mortalidad natural
- Pesos medios a la edad
- Serie de capturas por flota (arrastre sur austral, arrastre centro sur, y cerco) 1985-2012.
- Composiciones de edades y tallas de las capturas 1988-2012 y las registradas en los cruceros de evaluación hidroacústica (2001-2012).
- Índice de abundancia basado en la CPUE estandarizada de las flotas arrastreras para 1985-1996 y 1985-2012.
- Serie de biomاسas estimadas a través de cruceros hidroacústicos 2001-2012.



Según las recomendaciones de los expertos independientes (Stewart y Hanselman, 2012), se excluyó del modelo:

- Series de CPUE estandarizada de la flota cerquera centro-sur 1987-2002 (se considera excluirla o darle una ponderación muy baja)
- Índice de abundancia basado en la CPUE estandarizada de las flotas arrastreras para 1997-2001.

4.3 Puntos biológicos de referencia (PBR).

El Departamento de Evaluación de Recursos (DER) de IFOP realizó en Junio del 2013 un taller de trabajo interno con el objetivo de definir el Marco de diagnóstico y Puntos Biológicos de Referencia (PBR) que serán empleados en el año 2013 para el establecimiento del diagnóstico de los recursos pesqueros de Chile. Esto según la modificación de la LGPA, que establece que las pesquerías deberán alcanzar o mantenerse en torno del rendimiento máximo sostenido RMS considerando las características biológicas de los recursos explotados, para lo cual exige, se estimen los niveles de biomasa y mortalidad por pesca (o tasa de explotación) en el RMS, así como también, los niveles límite que definen el agotamiento o colapso. Un extracto del informe de este taller se entrega en el ANEXO 4.

Para del PBR basado en biomasa se consideró las recomendaciones de Rosemberg *et al.* 1994, es decir, considerar como biomasa objetivo la biomasa que genera el RMS, que se aproxima con el "proxy" 40% de la biomasa desovante virginal y como límite el 50% de la biomasa en el RMS, que corresponde al 20% de la biomasa desovante virginal. Por lo tanto, se definió como variable de flujo la razón entre la biomasa desovante y la biomasa desovante virginal estimada por el modelo de evaluación, empleando como objetivo $BD/BD0 = 0.4$ y como límite $BD/BD0 = 0.2$.

El PBR en términos de la tasa de explotación que genera el RMS, fue estimado como la tasa de explotación que reduce a un 40% el potencial reproductivo, expresado como biomasa desovante. Debido a 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 el procedimiento de Payá (2012c) para cada año.

- 1) Estimar la BDPR 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 explotaci3n total como la captura total dividida por la abundancia al inicio del a1o.
- 6) Calcular la proporci3n observada de capturas por flota.
- 7) Buscar las tasas de explotaci3n por flota (punto 2) que producen las proporciones de captura por flota y que generan una BDPR que corresponde al 40% (o 20%) de la BDPR sin pesca.
- 8) Estimar la tasa de explotaci3n total (punto 5).
- 9) Estimar la tasa de explotaci3n total m1xima a trav3s de las edades, la cual corresponde al $PBR = 0.4 \times BDPR$.

La fundamentaci3n y la formulaci3n detallada de la estimaci3n de los PBR se entregan en el ANEXO 5.

Tanto las incertidumbres de los PBRs del 1ltimo a1o como de las capturas en el RMS se calcularon usando la matriz Hessiana en el modelo ADMB.

4.4 Diagrama de fase para el diagn3stico del estado del recurso

Seg1n se detalla en el ANEXOS 4 y 5, se aplic3 el diagrama de fase de acuerdo a lo establecido en la nueva LGPA:

Pesquer1a subexplotada: aquella en que el punto biol3gico actual es mayor en caso de considerar el criterio de la biomasa, o menor en el caso de considerar los criterios de la tasa de explotaci3n o de la mortalidad por pesca, al valor esperado del rendimiento m1ximo sostenible y respecto de la cual puede obtenerse potencialmente un mayor rendimiento.

Pesquer1a en plena explotaci3n: aquella cuyo punto biol3gico est1 en o cerca de su rendimiento m1ximo sostenible.

Pesquer1a sobreexplotada: aquella en que el punto biol3gico actual es menor en caso de considerar el criterio de la biomasa o mayor en el caso de considerar los criterios de la tasa de explotaci3n o de la mortalidad por pesca, al valor esperado del rendimiento m1ximo sostenible, la que no es sustentable en el largo plazo, sin potencial para un mayor rendimiento y con riesgo de agotarse o colapsar.

Pesquer1a agotada o colapsada: aquella en que la biomasa del stock es inferior a la biomasa correspondiente al punto biol3gico l1mite que se haya definido para la pesquer1a, no tiene capacidad de ser sustentable y cuyas capturas est1n muy por debajo de su nivel hist3rico, independientemente del esfuerzo de pesca que se ejerza.

Se consider3 como PBR del RMS la biomasa desovante igual al 40%DB0 y la tasa de explotaci3n que genera el 40% BDPR. Como PBR de l1mite de colapso se utiliz3 una biomasa desovante



reducida al 20%BD0. Para la zona plenamente explotada se consider3 una vecindad (+-5 unidades porcentuales) en torno a los PBR asociados al RMS.

4.5 Captura en el RMS

La captura en el RMS (PBR $U_{40\%BDPR}$) para el a3o 2014 se calcul3 sobre la base de la proyecci3n de sobrevivientes a las capturas realizadas en el 2013 (supuestas iguales a la cuota de captura de 60 mil t y con proporciones de captura por flota iguales a las observadas en el a3o 2012) y considerando el reclutamiento como el promedio de los reclutamientos estimados para los a3os 2010 y 2012. Los patrones de explotaci3n por flota y los pesos promedios fueron los estimados para el a3o 2012.

Tanto las incertidumbres de los PBRs del 3ltimo a3o como de las capturas en el RMS se calcularon usando la matriz Hessiana en el modelo ADMB.

4.6 Captura de recuperaci3n con estrategia de "rampa"

De acuerdo a la nueva LGPA, debido a que el stock de merluza de cola se encuentra sobreexplotado y muy probablemente colapsado, se debe implementar un plan de recuperaci3n. Considerando las discusiones con los expertos internacionales en los talleres de revisi3n por pares internacionales, se propone implementar una regla de recuperaci3n tipo "rampa", como las usadas para los peces demersales (groundfish) en las comisiones de manejo del Pacifico Norte. Esta regla consiste en que cuando la biomasa desovante est3 por sobre la biomasa desovante que genera el RMS se aplica una tasa de explotaci3n correspondiente al RMS, pero cuando la biomasa desovante est3 por debajo de esta, entonces la tasa de explotaci3n se reduce proporcionalmente a la reducci3n de la biomasa. Esta estrategia se puede representar en el mismo diagrama de estado, incorporando una l3nea desde el origen hasta el punto en que converge la biomasa desovante y la tasa de explotaci3n que generan el RMS. Como en el diagrama tanto la biomasa como la tasa de explotaci3n est3n relativizadas a sus valores en el RMS, entonces la l3nea de recuperaci3n va desde el origen hasta el punto (1,1).

Para implementar la estrategia de rampa se usaron dos procedimientos:

a. Regla de control tipo Rampa 1

La tasa de explotaci3n del a3o actual (t) se calcula en base al valor de la biomasa desovante del a3o anterior (t-1), aplicando el condicional:

Si $BD_{t-1} \geq BD_{RMS}$ entonces $U_t = U_{RMS}$, sino $U_t = U_{RMS} * BD_{t-1} / BD_{RMS}$.

b. Regla de control tipo Rampa 2.



La tasa de explotación del año actual (t) se calcula en base al valor de la biomasa desovante del mismo año (t), aplicando el condicional:

Si $BD_t \geq BD_RMS$ entonces $U_t = U_RMS$, sino $U_t = U_RMS * BD_t / BD_RMS$.

Como BD_t depende del valor de U_t , en cada año de la proyección se debe buscar iterativamente el valor de U_t , para esto se implementó un procedimiento de mínimos cuadráticos.

4.7. Proyecciones del stock con diferentes estrategias de recuperación.

Se proyectaron tres estrategias de recuperación: 1) Estrategia con tasa de explotación constante igual a la tasa que genera el RMS; 2) Regla de control tipo Rampa 1 y 3) Regla de control tipo Rampa 2.

Las proyecciones se basaron en el caso 14. La abundancia en el año 2014 se calculó sobre la base de la proyección de sobrevivientes a las capturas realizadas en el año 2013 (supuestas iguales a la cuota de captura de 60 mil t y con proporciones de captura por flota iguales a las observadas en el año 2012). Tanto los patrones de explotación por flota como los pesos promedios se supusieron iguales a los observados en el año 2012.

La incertidumbre de las proyecciones se basó en un MCMC de 100000 valores realizados con el ADMB, en los cuales los primeros 1000 valores fueron desechados como un período de quema, y luego la cadena restante se muestreo cada 50 valores.

Las proyecciones de los reclutamientos se realizaron considerando tanto la incertidumbre de los parámetros del modelo stock-recluta de Ricker como el error de proceso. Por lo tanto, en cada proyección se empleó un par de parámetros distintos del modelo de Ricker y un vector diferente de desviaciones aleatorias de los reclutamientos predichos con el modelo de Ricker.

En el caso de la rampa 2, se consideró el análisis de diferentes escenarios de proyección de reclutamientos, para esto se usó como variable el valor promedio de los reclutamientos proyectados y los cuartiles de su distribución:

Escenario 1: Reclutamientos bajos, reclutamientos contenidos entre los percentiles de 0-25.

Escenario 2: Reclutamientos medios-bajos, reclutamientos contenidos entre los percentiles de 26-50.

Escenario 3: Reclutamientos medios-altos, reclutamientos contenidos entre los percentiles de 51-75.

Escenario 4: Reclutamientos altos, reclutamientos contenidos entre los percentiles de 76-100.



5. RESULTADOS

5.1. Revisi3n y actualizaci3n de datos e informaci3n

5.1.1 3ndice de abundancia basado en CPUE comerciales

Como 3ndice de abundancia relativa se model3 las capturas de las flotas arrastreras, cuyo an3lisis en detalle se presenta en el ANEXO 6. El an3lisis incluy3 la actualizaci3n de la base de datos crudos de las flotas arrastreras, la validaci3n de la base de datos, la utilizaci3n de caladeros de pesca de merluza de cola y la modelaci3n de las capturas considerando diferentes per3odos de an3lisis. Cabe indicar que conforme a la reorientaci3n del esfuerzo demersal-austral a la captura de este recurso a fines de los 90s, la recolecta de informaci3n de la operaci3n de pesca previa a esta fecha pudiera ser de menor calidad, debido a que en muchos lances la merluza era considerada fauna acompa1ante. Este per3odo llega hasta mediados de los noventa, y luego se identifica un per3odo de transici3n, consolid3ndose a partir del 2002 como una pesquer3a espec3fica. En consecuencia, el 3ndice hab3a sido dividido en tres per3odos: 1977-1996; 1997-2001 y; 2002-2011. Sin embargo, debido a las dificultades de ajuste de los modelos de evaluaci3n de stock al periodo de crecimiento 1997-2001, los expertos independientes recomendaron eliminar este per3odo y estimar el 3ndice por separado para los otros dos per3odos. Debido a que en la 3ltima evaluaci3n de stock se estimaron en forma independiente (diferentes modelos estad3sticos) los 3ndices para estos dos, la actualizaci3n del 3ndice se realiz3 s3lo para el per3odo m3s reciente, ya que el 3ndice estimado para el per3odo inicial no se ve afectado. El 3ndice de abundancia para el per3odo 2002-2012, muestra la misma se1al de disminuci3n que en a1os anteriores (**Figura 2 a y b**).

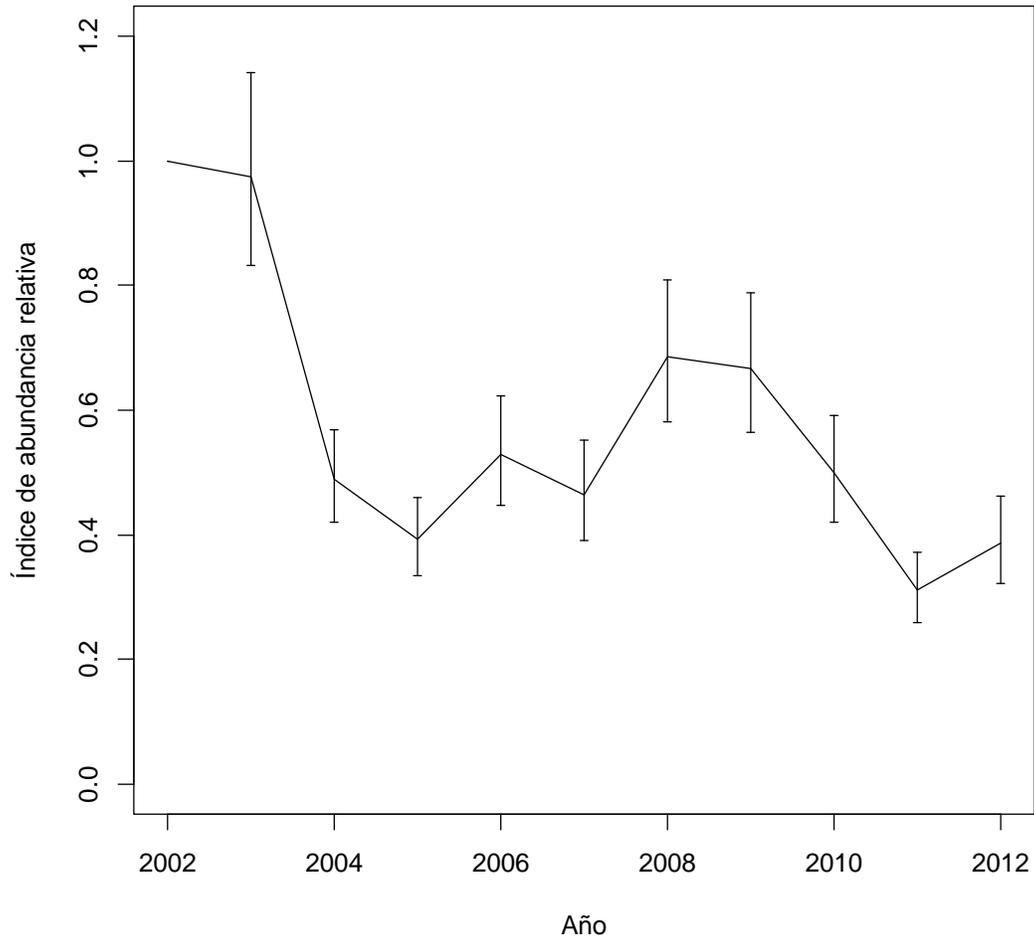


Figura 2a. Índice de abundancia relativa basados en las flotas arrastreras, con su intervalo de confianza al 95%. Estimado separadamente para el periodo 2002-2012.

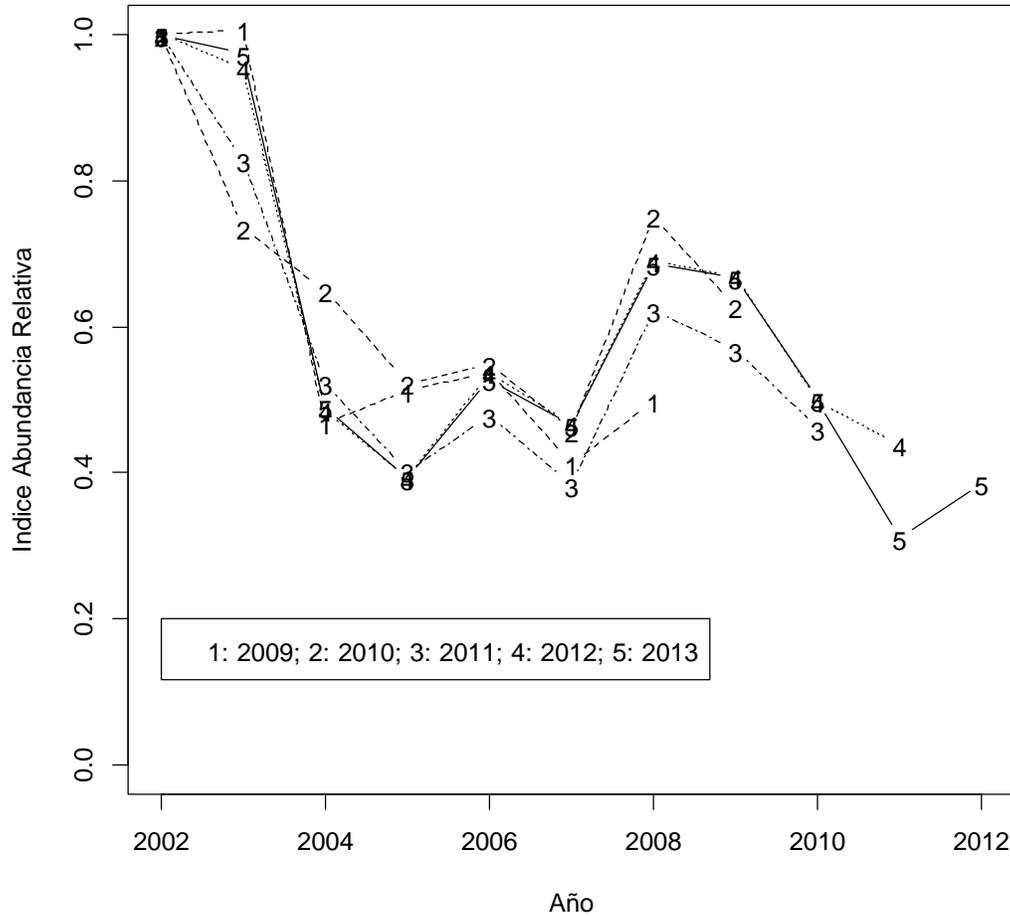


Figura 2b. Índice de abundancia para el período 2002-2012, basado en las flotas arrastreras, con su intervalo de confianza al 95%. Se muestran los índices estimados en las evaluaciones de stock de los años pasados. El índice se estimó separadamente para el período 2002-20012 solamente en las evaluaciones de stock de 2012 y 2013.

El índice 1979-1996, estimado en la evaluación del año pasado, muestra una disminución inicial hasta 1984 y luego se mantiene relativamente estable (**Figura 2c**). Este último índice sólo incluye datos de la pesquería demersal austral (latitud $>41.28^{\circ}\text{S}$), debido a la escasa presencia de capturas de arrastre en la zona centro-sur.

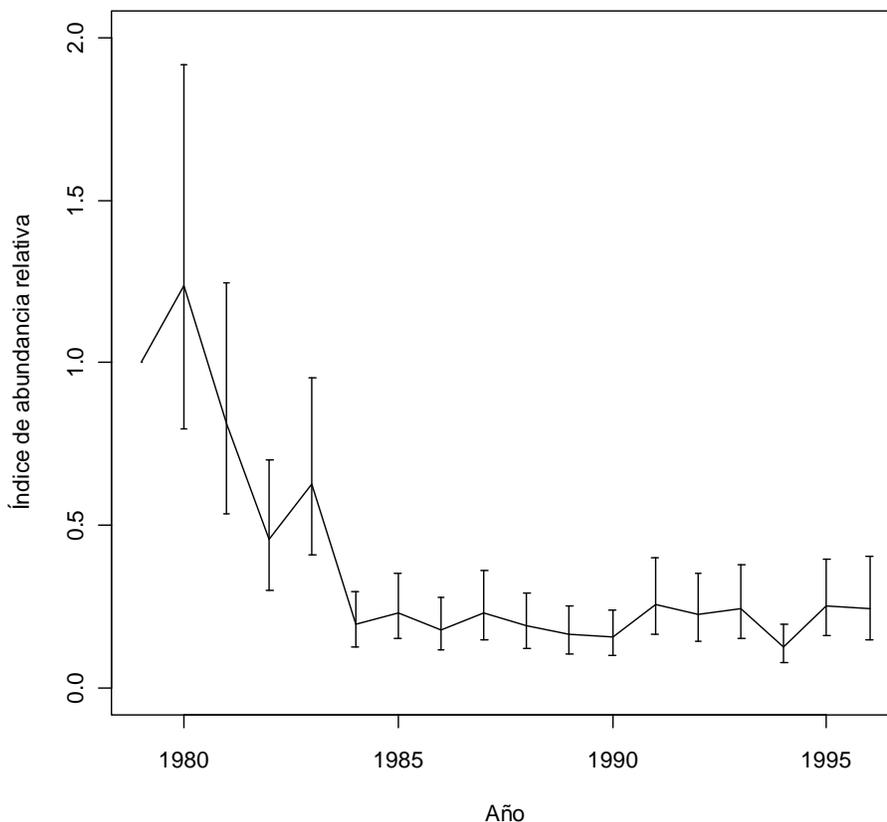


Figura 2c. Índice de abundancia basado en las flotas arrastreras, estimado separadamente para el período 1979-1996 en la pesquería demersal austral (>41.28°S). Se muestran los intervalos de confianza al 95%.

Otra señal de abundancia relativa que se incorporaba en los modelos de años anteriores era el índice abundancia relativa basado en la CPUE de la flota de cerco (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**). Los expertos internacionales consideraron que este índice no es adecuado y debe ser eliminado o usado con baja ponderación.

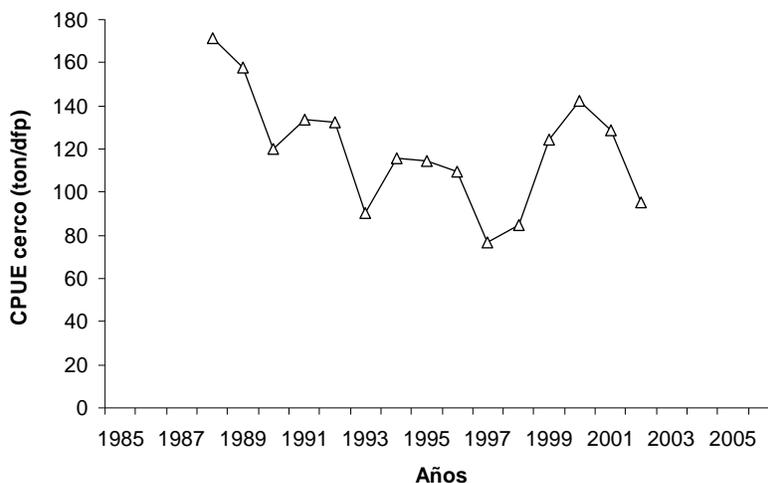


Figura 3. Serie de CPUE estival estimada para la flota de cerco entre 1988 y el 2002.

5.1.2 Índice de abundancia basado en estimaciones hidroacústicas.

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 el 2010, 2011 y 2012 (Figura 4a). Por lo tanto, en los últimos nueve años la biomasa se ha mantenido relativamente estable y ha estado compuesta principalmente por peces juveniles o adultos jóvenes (ver más adelante). Cabe destacar que en la presente evaluación de stock no se incluyó los estimados de biomasa de merluza de cola de 1992, ya 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. En el presente informe se ha incluido la última biomasa estimada por hidroacústica para el año 2012, que se estimó en 162 mil t, un 26% menor que el año pasado. Desde el año 2002 en adelante se encontró una buena relación lineal entre la biomasa acústica y el índice de abundancia relativa basado en las capturas comerciales (Figura 4b).

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. Debido a esto y siguiendo las recomendaciones de los expertos internacionales, esta información no fue usada en el modelo de evaluación.

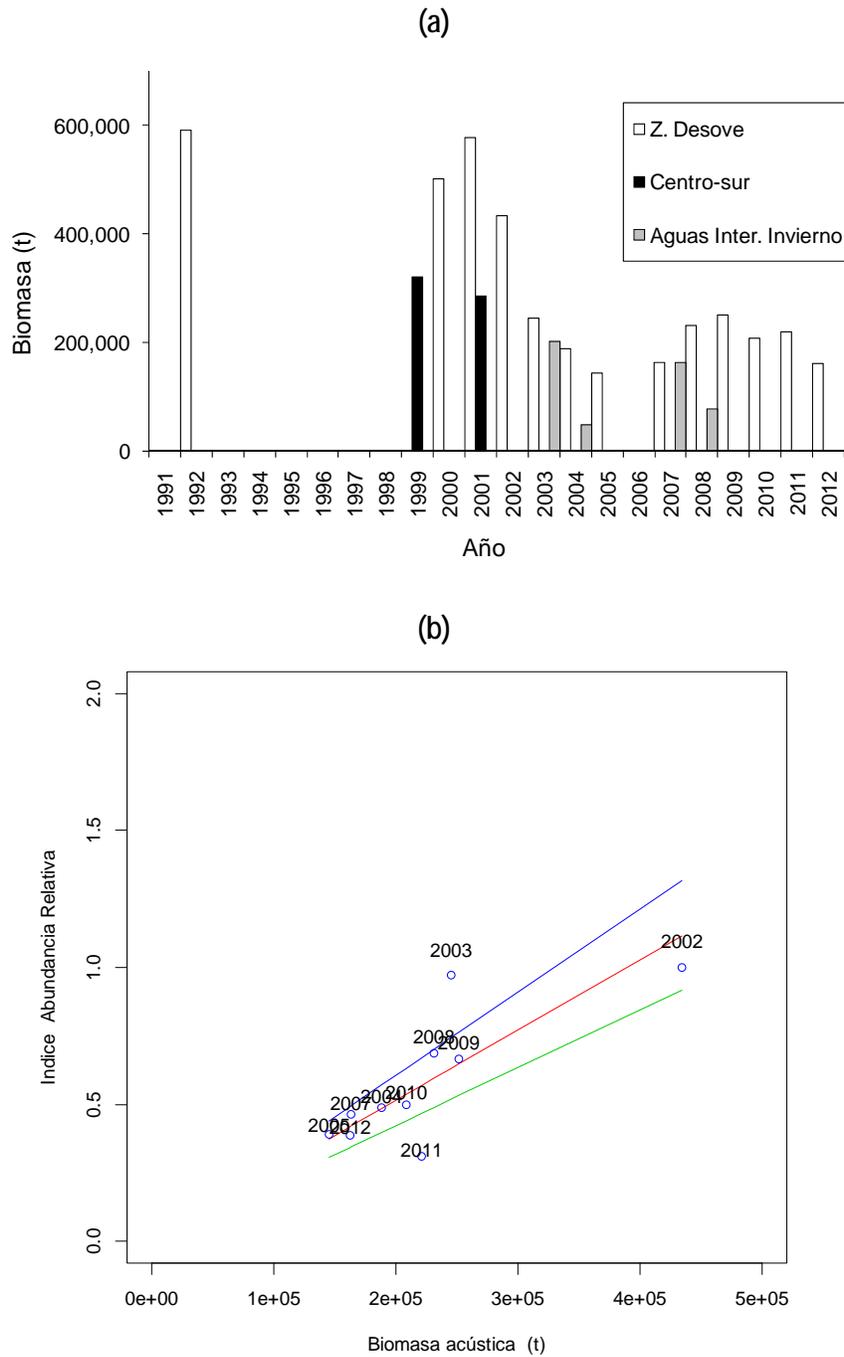


Figura 4. Biomasa hidroacústica de merluza de cola estimada en cruceros de zona de desove (43°-47°LS), zona centro sur y aguas interiores de la X-XI Regiones (a). Relaci3n entre las biomasa estimada por acústica en la zona de desove y el índice de abundancia basado en CPUE desde el año 2002, las líneas representan el estimado y los límites de confianza al 95% (b).

5.1.3 Composición de edades de las capturas comerciales.

Las composiciones de edades de las capturas corresponden a las series históricas que dispone IFOP 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 está compuesta por matrices de capturas a la edad (1 a 14+ años) para las principales flotas de pesca, y la información de composición de longitudes (20 a 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).

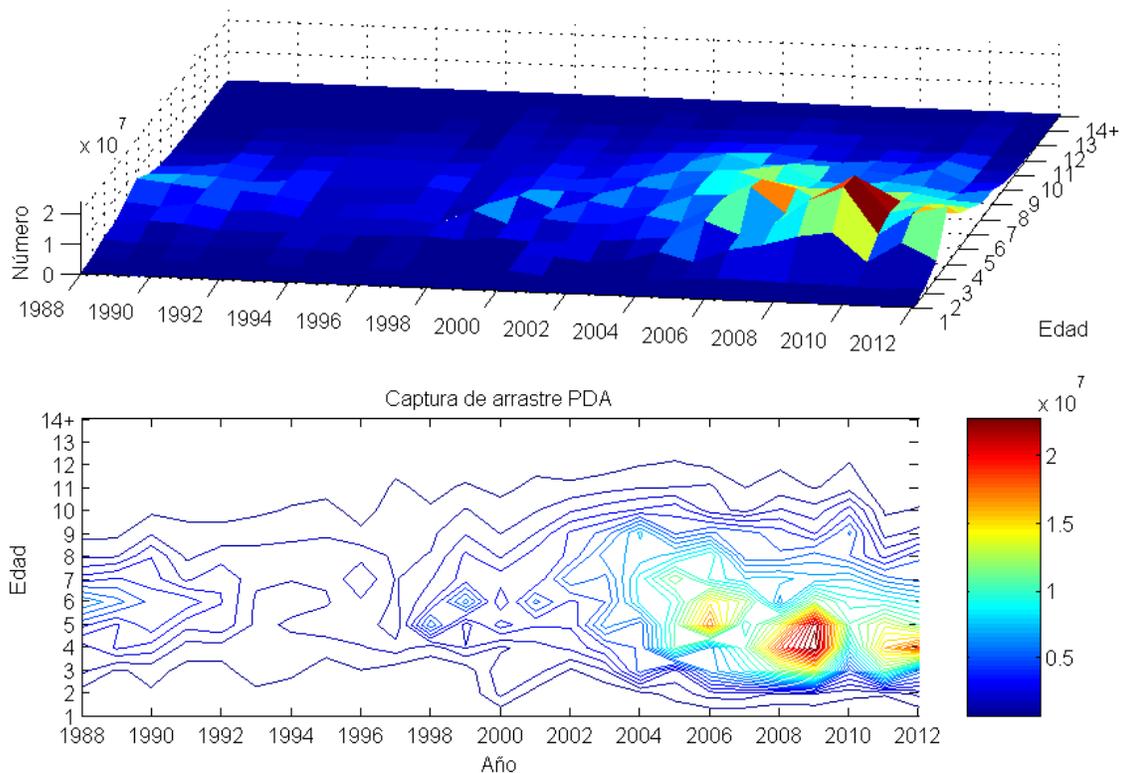


Figura 5. Captura a la edad de la flota arrastrera de la PDA.

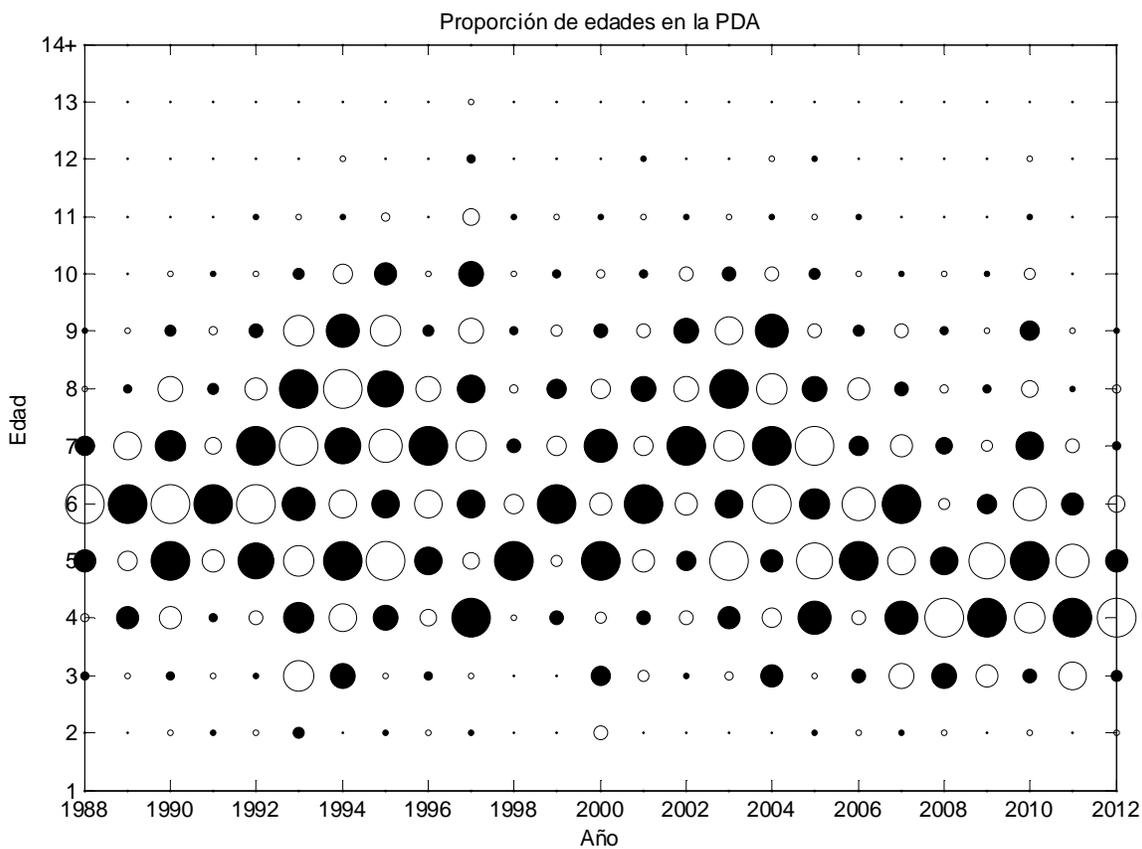


Figura 6. Proporci3n de la captura a la edad a trav3s de los aÑos. Flota arrastrera de la PDA. Los c3rculos fueron pintados de negro solo para facilitar seguir una cohorte a trav3s de los aÑos.

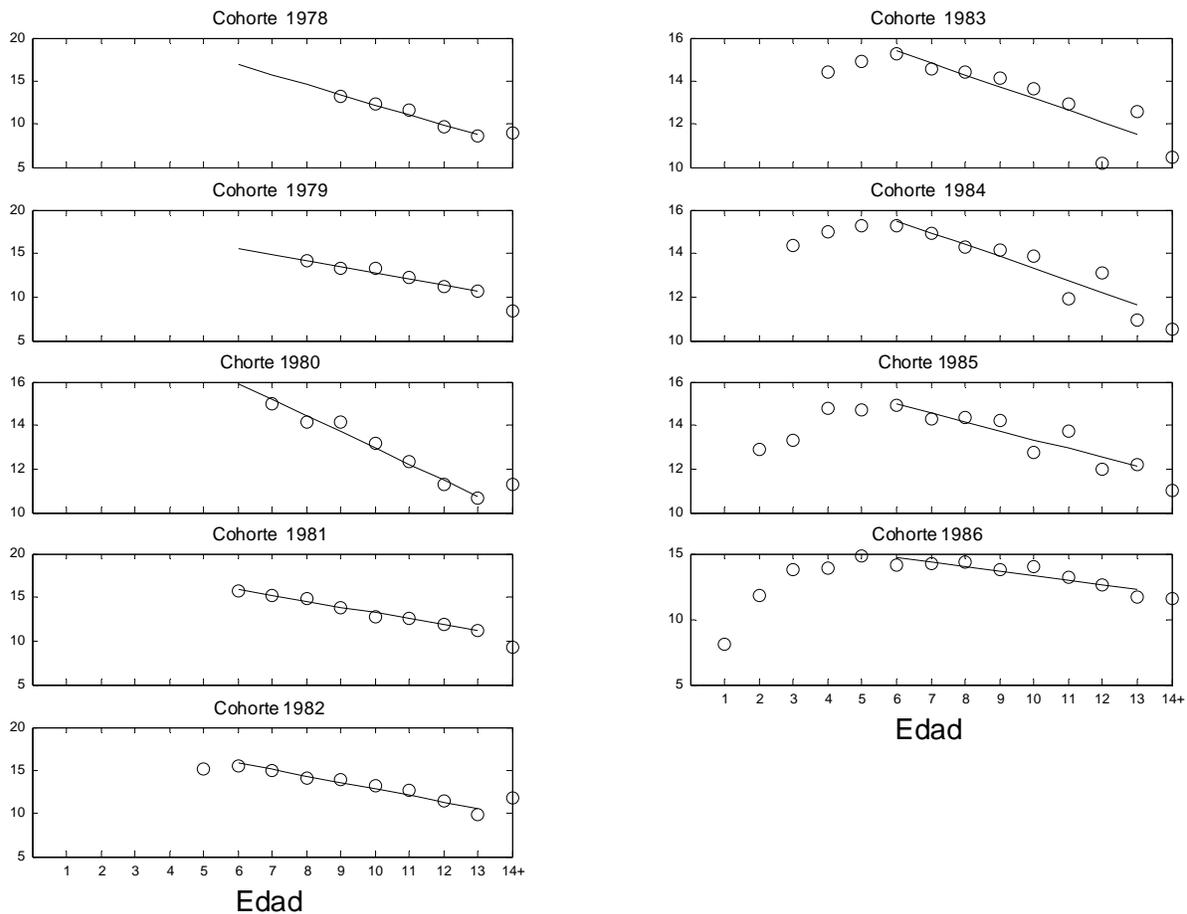


Figura 7. Análisis de consistencia en el decaimiento lineal del logaritmo de las capturas a través de las cohortes de 1978 a 1986. Flota arrastre PDA.

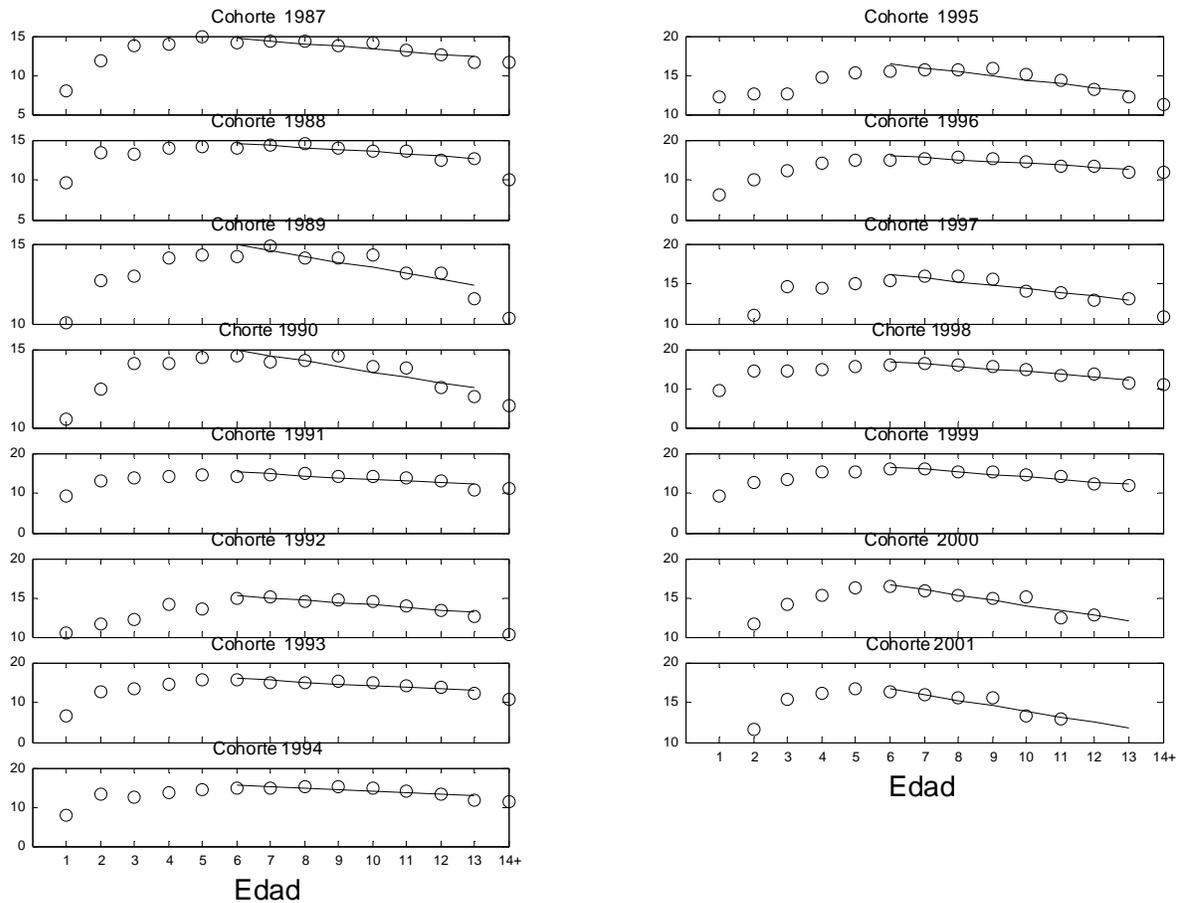


Figura 8. Análisis de consistencia en el decaimiento lineal del logaritmo de las capturas a través de las cohortes de 1987 a 2001. Flota arrastre PDA.

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**).

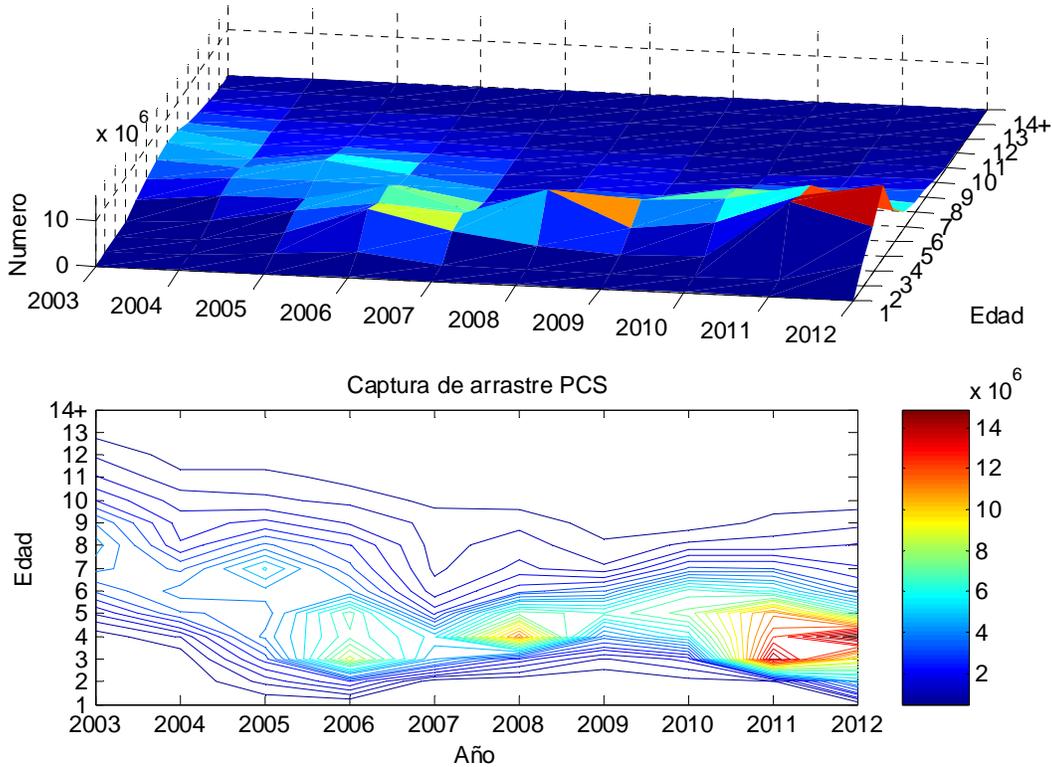


Figura 9. Captura a la edad de la flota arrastrera de la PCS.

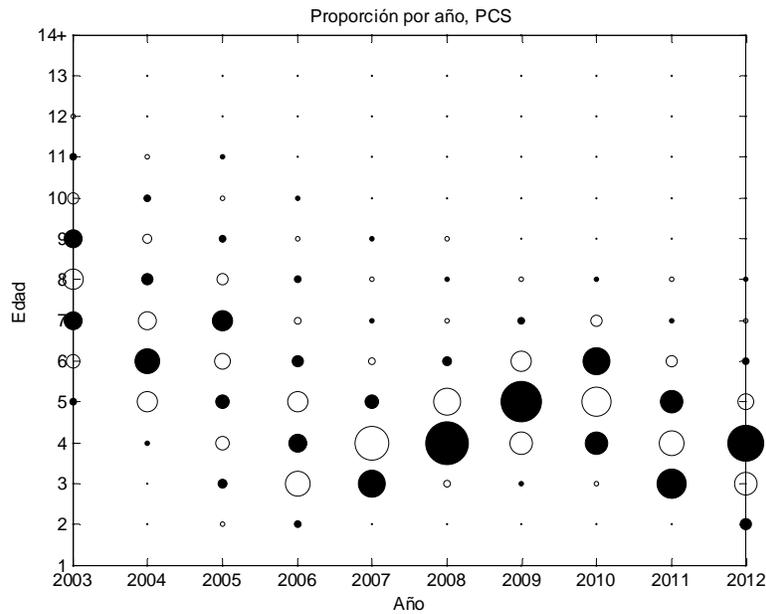


Figura 10. Proporción de la captura a la edad a través de los años. Flota arrastrera de la PCS.

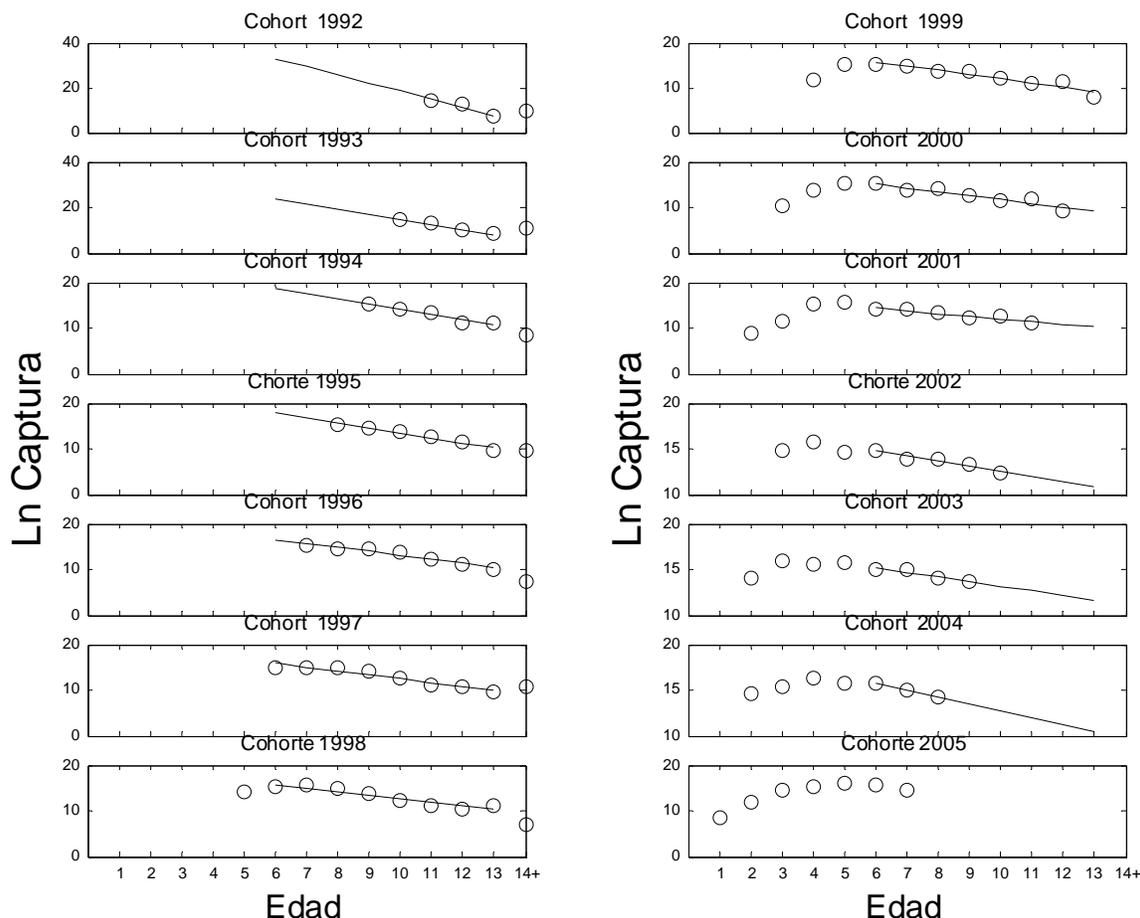


Figura 11. Análisis de consistencia en el decaimiento exponencial del logaritmo de las capturas a través de las cohortes de 1992 a 2005. Flota arrastrera de la PCS.

5.1.4 Composición de edades de la abundancia estimada por acústica.

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). Debido a esto permitió estimar la mortalidad total (Z) para varias cohortes, encontrándose que esta ha tenido valores muy altos, que promedian el doble de la mortalidad natural ($M=0,35$). Además, se observó que la primera edad completamente reclutada a la zona de desove disminuyó desde 6 años, para cohortes nacidas antes del 2001, a 5 años de edad para cohortes nacidas en el 2002 y 2003, y finalmente a 4 años para la cohorte nacida en el 2004.

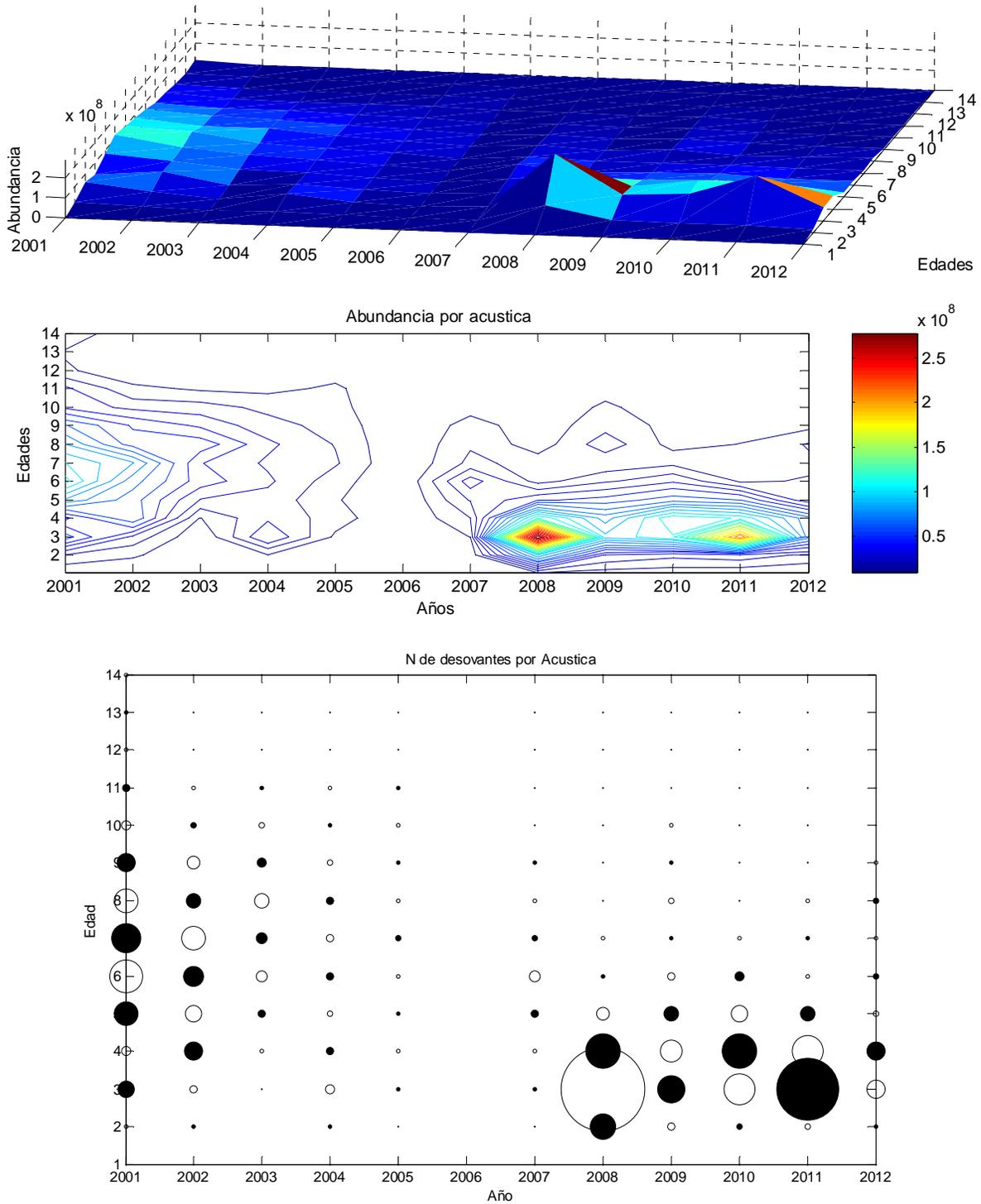


Figura 12. Abundancia por edades estimadas por acústica. Gráfico de contorno (arriba) y gráfico de burbujas (abajo).

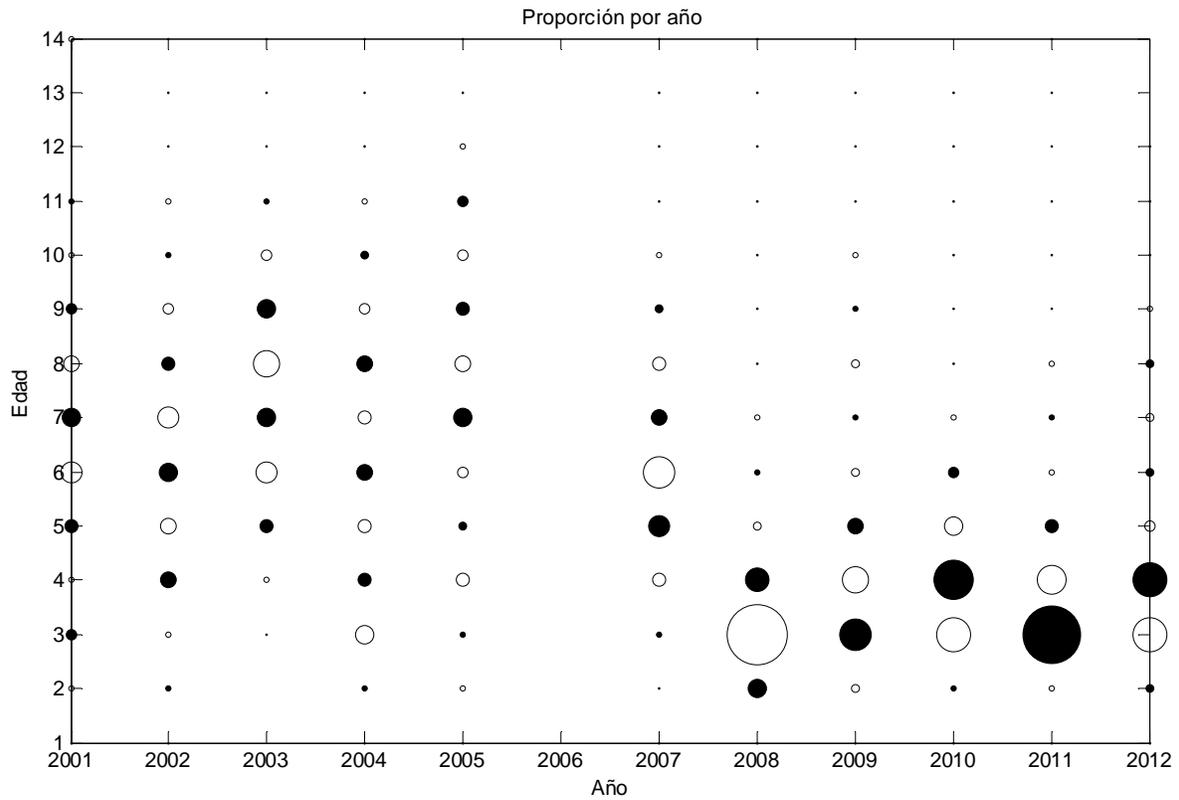


Figura 13. Proporci3n de edades por a1o estimadas por ac1stica.

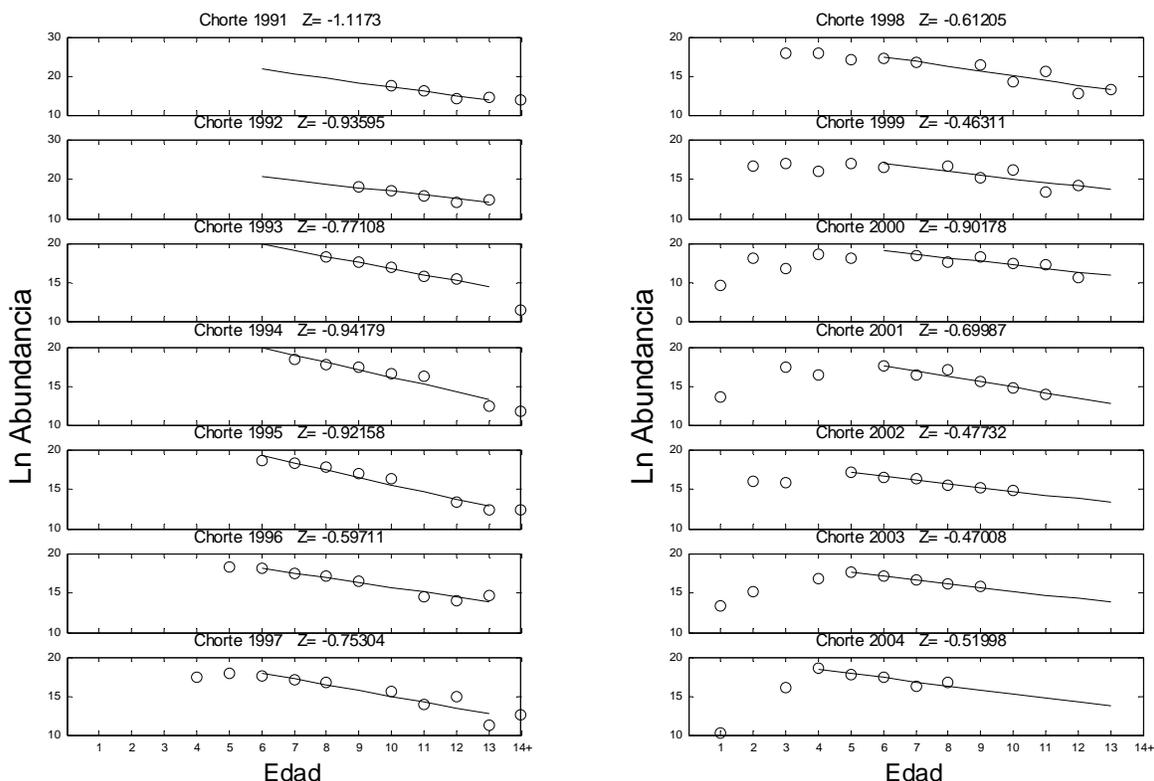


Figura 14. Análisis de consistencia de la disminución lineal del logaritmo de la abundancia a través de las diferentes cohortes y estimaciones de mortalidad total (Z) por cohortes.

Por su parte, la composición de edades de la flota de cerco es parcial y solo muestra la presencia de ejemplares mayoritariamente juveniles, 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 imposible la identificación y seguimiento de una cohorte a través de la pesquería (Figura 15).

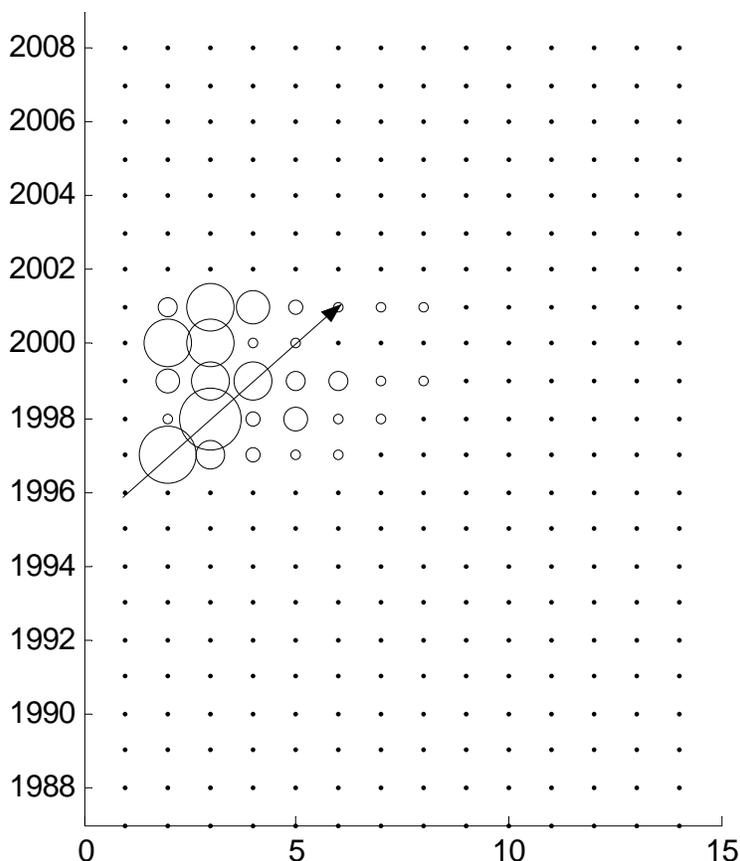


Figura 15. Composici3n de edades en las capturas de cerco centro-sur (tomada de Canales *et al.* 2010).

5.1.5 Pesos medios a la edad en las capturas comerciales.

Los pesos medios a la edad presentan tendencias hist3ricas que no pueden ser consideradas fluctuaciones aleatorias. Las disminuciones de los pesos medios a la edad hasta el a1o 2005 se asocian con el aumento de la mortalidad por pesca, y afect3 principalmente a los peces mayores de 5 a1os (Figuras 16 y 17). Desde el 2006 se observa una tendencia a la recuperaci3n de los pesos medios a la edad.

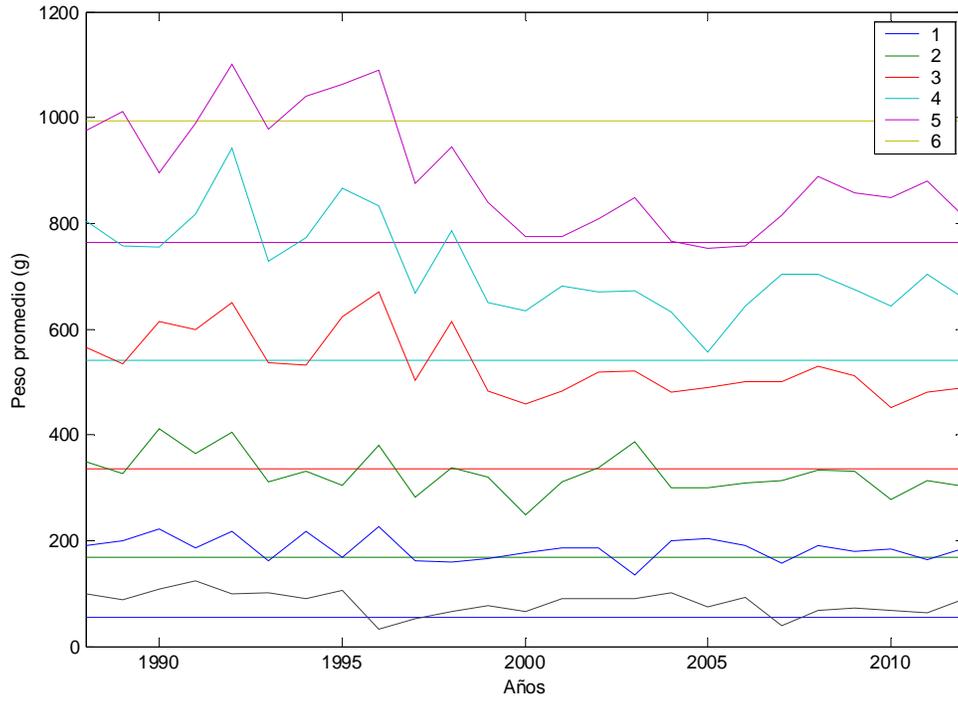


Figura 16. Pesos medios a la edad en la flota arrastrera f3brica, para las edades 1 a 6.

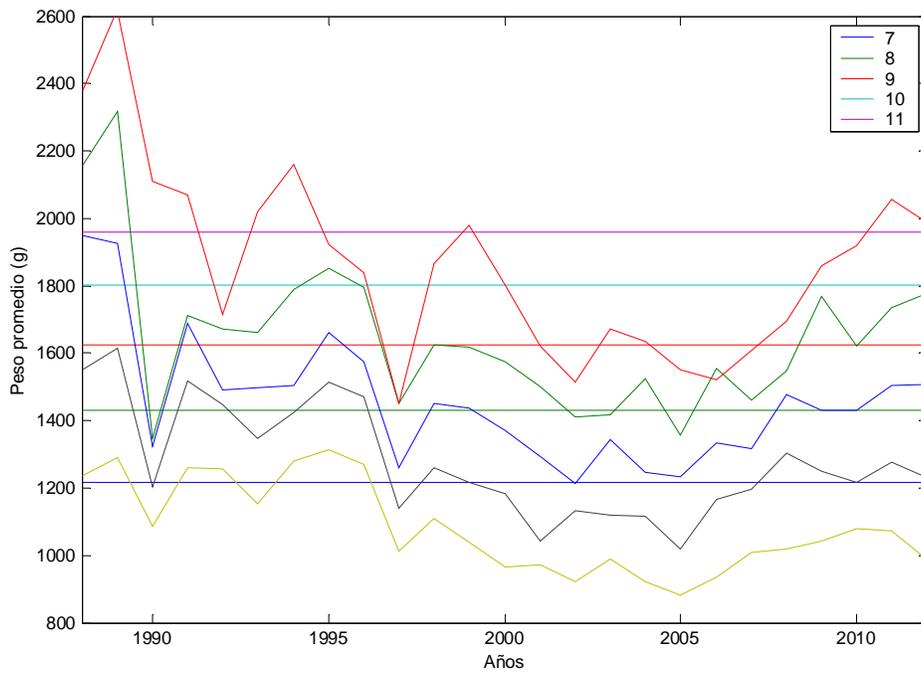


Figura 17. Pesos medios a la edad en la flota arrastrera f3brica, para las edades 7 a 11.

Los pesos observados fueron similares a los pesos teóricos a lo largo de las cohortes nacidas entre 1980 y 1988 (Figura 18). Pero luego fueron menores que los teóricos para los peces mayores de 5 años de edad (Figura 19).

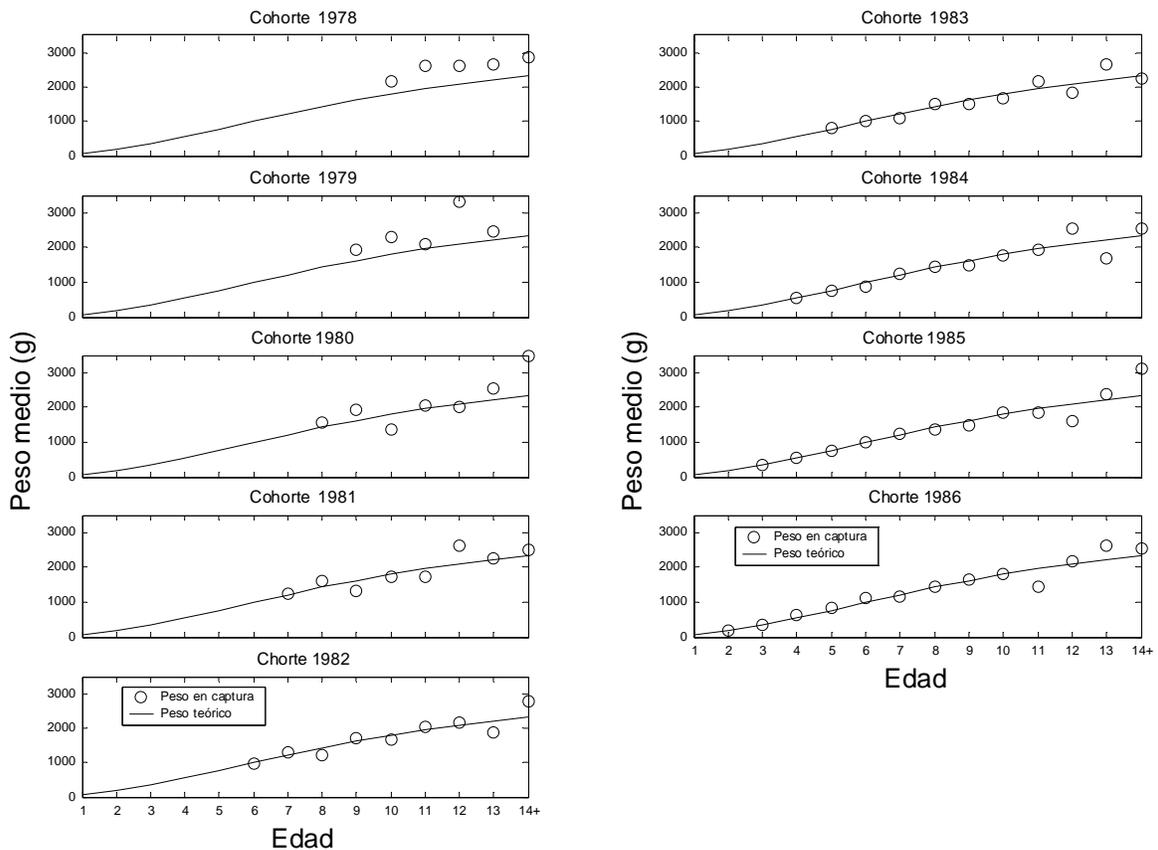


Figura 18. Pesos medios a la edad observados desde la cohorte de 1978 hasta la cohorte de 1986, y pesos medios a la edad teóricos (líneas).

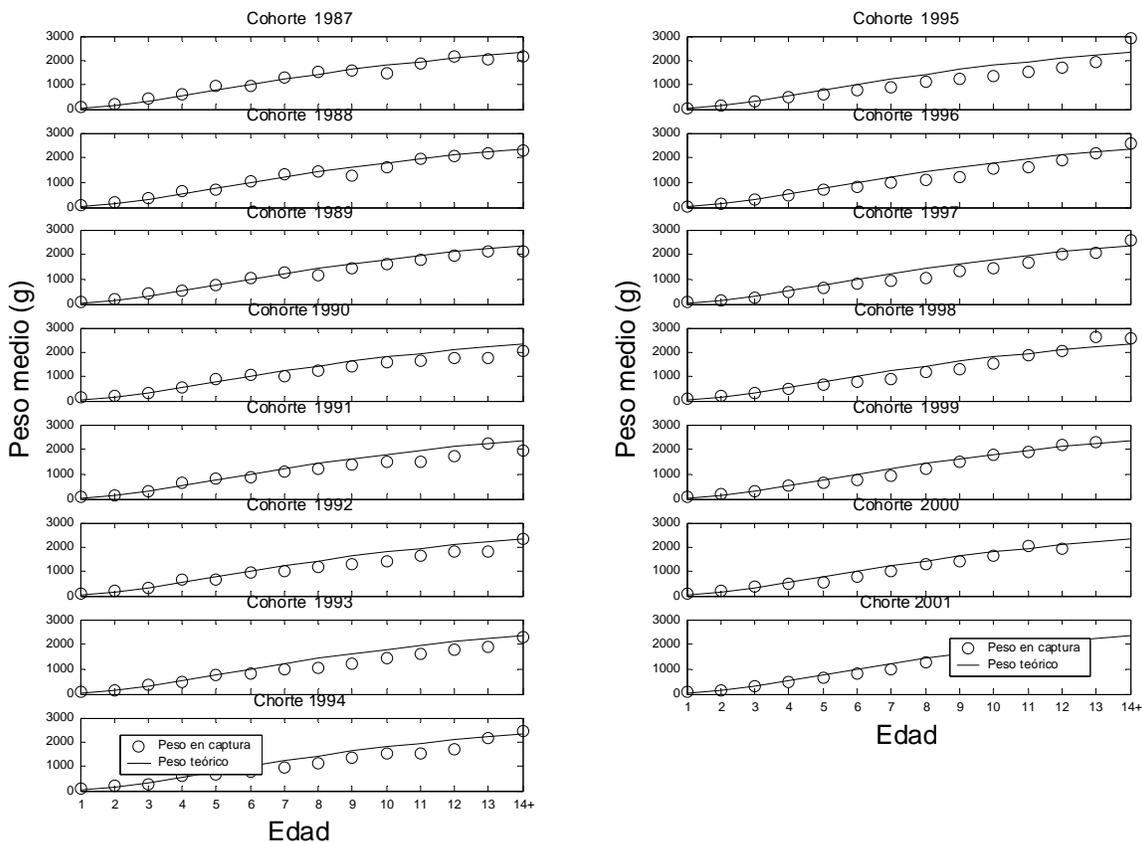


Figura 19. Pesos medios a la edad observados desde la cohorte de 1987 hasta la cohorte de 2001, y pesos medios a la edad te3ricos (lneas).

Al igual que en las dos 3ltimas evaluaciones de stock, y de acuerdo a la recomendaci3n de los expertos independientes, en el presente informe se usan los pesos medios observados por flota.

5.1.6 Madurez sexual y fecundidad.

La merluza de cola es un desovante tipo sincr3nico, con una sola moda clara de ovocitos (Young *et al.* 1998). Hasta la fecha en la evaluaciones de stock se han usado las funciones de madurez y fecundidad a la talla estimadas por Young *et al.* (1998), las cuales han sido transformadas a la edad empleado el modelo de crecimiento de Ojeda *et al.* 1998. Basado en estas estimaciones se ha considerado que la edad de primera madurez sexual se alcanza a los 3.6 a3os de edad, en tanto que por sobre los 9 a3os se encuentra m3s de un 95% de peces sexualmente maduros (Figura 20).

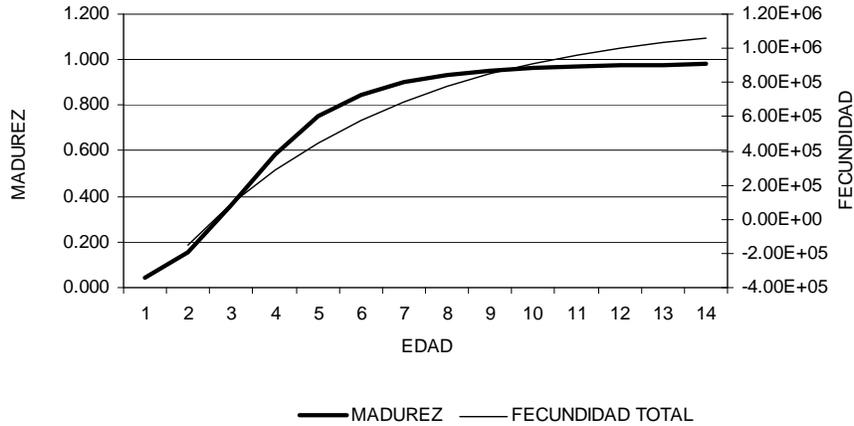


Figura 20. Madurez y fecundidad a la edad.

Durante los 3ltimos cruceros de evaluaci3n ac3stica ha resultado dif3cil estimar mediante m3todos microsc3picos la funci3n de madurez y por ende la talla de 50% de madurez, por lo que para varios a3os se ha debido emplear los m3todos macrosc3picos. La recopilaci3n de la informaci3n disponible por diferentes m3todos y a3os surge una tendencia decreciente en la talla de 50% de madurez (Figura 21). Sin embargo, llama la atenci3n que la talla de 50% de madurez estimada por m3todos macrosc3picos para el a3o 2011 fue de 53,9 cm. (C3spedes *et al.* 2012) mientras que la microsc3pica fue 47 cm. (Lillo *et al.* 2012), esta diferencia de 7 cm. no puede ser atribuida exclusivamente al m3todo y m3s bien parece estar relacionada con el 3rea muestreada, ya que la estimaci3n microsc3pica incluye s3lo la zona de desove, mientras que la macrosc3pica abarca zonas de desove y de alimentaci3n.

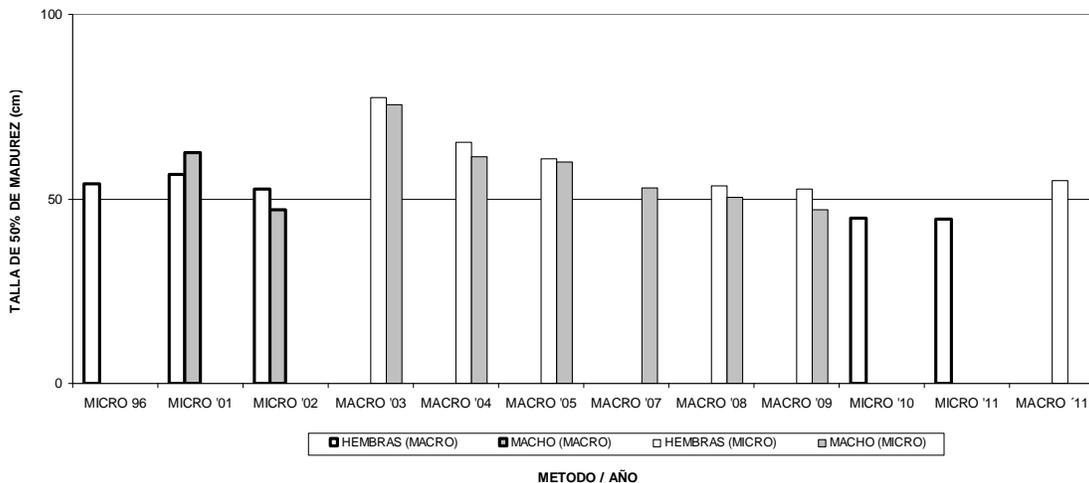


Figura 21. Talla de 50% de madurez estimada para diferentes a3os mediante m3todos Microsc3pico (MICRO) y Macrosc3pico (MACRO). Datos desde Young *et al.* 1998 y Cruceros Ac3sticos (FIP 2011-04).

Para revisar las fluctuaciones de la edad de primera madurez, Vilma Ojeda asoci3 los peces en los que se asign3 la madurez macrosc3picamente con la edad leída en sus otolitos (Lillo *et al.* 2012). La base de datos usada fue la proveniente de los cruceros ac3sticos (Figura 22 y Tabla 1).

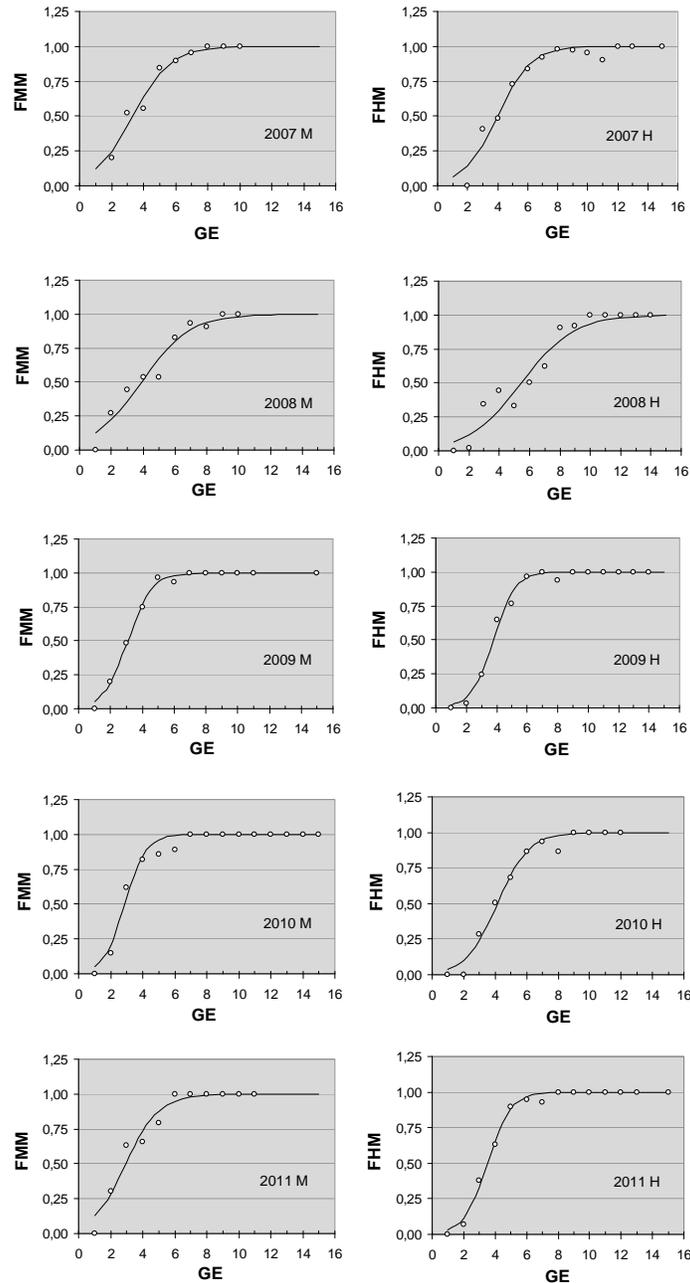


Figura 22. Funciones de madurez a la edad estimadas microsc3picamente para hembras (H) y machos (M), desde la a3o 2007 y empleando la edad leída en cada pez muestreado (corregido para el a3o 2011 por V. Ojeda).



Tabla 1.
Edades de primera madurez estimadas por m3todo macrosc3pico.

Sexo	2007	2008	2009	2010	2011
Hembras	3	4	3	3	3
Machos	4	6	4	4	4

Finalmente, F. Balbont3n, empleando el m3todo microsc3pico y la edad de cada individuo muestreado, estim3 para el 2011 una edad de 50% de madurez de 2,4 a3os para hembras, con un intervalo de confianza al 95% que abarca desde 2,0 a 2,9 a3os.

Todos estos antecedentes, excepto la estimaci3n macrosc3pica del 2011, fueron presentados y discutidos con los expertos internacionales en la reuni3n de revisi3n de la evaluaci3n de stock. Los expertos concluyen que "Hay dudas si la funci3n de madurez se ha desplazado hacia los peces de menor edad, es decir, que los peces maduran antes. Se recomend3 mejorar la toma de muestras en zonas donde no se produce desove, para evitar el sesgo espacial de las muestras actuales tomadas s3lo en la zona de desove" (Stewart y Hanselman, 2012). Por lo tanto resulta necesario realizar estudios estad3sticos para ver si la tendencia entre a3os es significativa y c3mo influye el dise3o de muestreo que ha estado sesgado hacia la zona de desove.

5.1.7 Crecimiento y mortalidad natural

La edad m3xima observada en la captura comercial es de 18 a3os, mientras que las tallas m3ximas observadas han sido de 110 cm para machos y de 120 cm para hembras. Esta especie presenta crecimiento diferencial por sexo (**Figura 23**), sin embargo para los fines de la evaluaci3n, se consideran los sexos combinados debido a que existen limitaciones de datos hist3ricos para realizar los an3lisis separados por sexo.

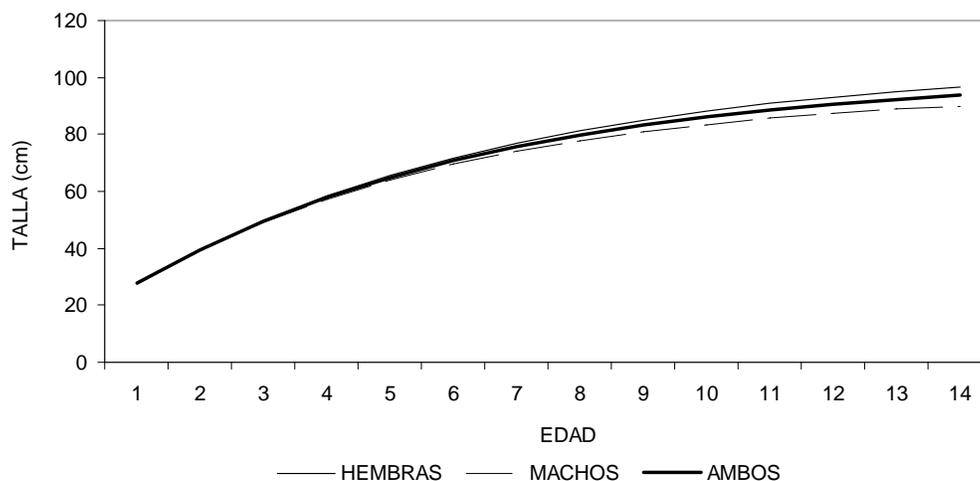


Figura 23. Modelo de crecimiento en talla por edades por sexo ajustados por Chong *et al.* 2007.

Se dispone de informaci3n de crecimiento y mortalidad recopilados a partir de estudios nacionales (proyectos FIP) y de un an3lisis posterior (Canales *et al.*, 2008) basado en modelos bio-anal3gicos para determinar el valor de M . En el presente trabajo se emplea un valor de $M=0,35$. Los par3metros 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 24 y Tabla 2).

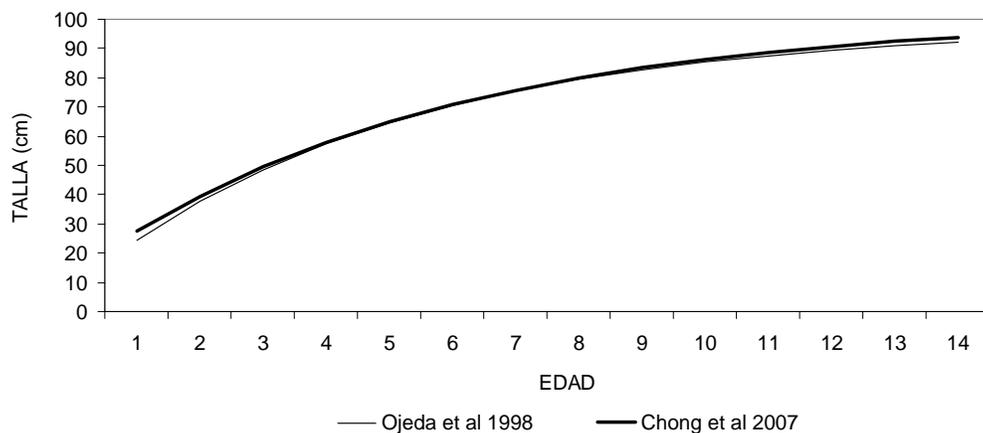


Figura 24. Modelo de crecimiento en talla por edades con sexos combinados ajustados por diferentes autores.

Tabla 2.
Par3metros de crecimiento en talla y por autor.

Par3metro	Chong <i>et al.</i> , 2007	Ojeda <i>et al.</i> , 1998
L_{∞} (cm)	101,3	97,4
k (cm a3o ⁻¹)	0,176	0,2
t_0 (a3o)	-0,813	-0.452

5.1.8 Actualizaci3n de la lista revisi3n de la calidad de la informaci3n.

Se complet3 la lista de revisi3n para mejorar la evaluaci3n de un stock del NRC 1988 (Cuadro 1).



Cuadro 1: Lista de revisi3n para la evaluaci3n de stock del NRC (1998) aplicada a la merluza de cola. La situaci3n del recurso se presenta en letras cursivas.

Criterio (Paso)	Consideraciones importantes / Situaci3n
1	<p>Definici3n de stock</p> <p>Estructura del stock: ¿Cual es la definici3n espacial de un stock?</p> <p><i>Hasta la fecha las evaluaciones de stock realizadas se han basado en la hip3tesis de una sola unidad de stock, pero informaci3n reciente sugiere que esta debera ser reevaluada (Pay3 2012k). La hip3tesis de una sola unidad de stock establece que es el mismo stock que habita en la zona centro-sur y sur-austral (Galleguillos 1999.). El 3rea de estudio considera como l3mite 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, seala que esta especie se concentra para desovar entre junio y agosto en las inmediaciones de las Islas Guafo y Guabl3n (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 tr3ficos en la zona centro-sur entre octubre y enero. Asimismo, la estacionalidad de la pesquer3a as3 como el desplazamiento de las flotas arrastreras suponen un patr3n migratorio de ejemplares adultos desde el norte y sur de su 3rea de distribuci3n hacia la zona de desove durante el invierno.</i></p> <p><i>Adem3s de lo anterior, existe una segregaci3n por tamao en la columna de agua, encontr3ndose los juveniles y adultos j3venes 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 3ltima caracter3stica estar3 asociada en parte a las evidencias de canibalismo antes mencionadas.</i></p> <p>¿Se usa marcaje, micro-constituyentes, gen3tica, y/o morfometr3a para definir el stock?</p> <p><i>Para definir el stock se han realizado estudios de par3sitos, gen3tica y morfometr3a (Galleguillos 1999.), pero no de marcaci3n.</i></p>



¿Debería la evaluación ser espacialmente estructurada o se debe suponer que es homogénea espacialmente?

El modelo de evaluación considera la estructura espacial del stock mediante el uso de patrones de explotación (selectividad + disponibilidad) específicos por área de pesquería y tipo de arte de pesca. Las capturas de arrastre se modelan con patrones de explotación diferentes para el área centro-sur y la sur-austral, los cuales reflejan más bien cambios en disponibilidad ya que el arte de arrastre es similar. Por su parte, las capturas de la zona centro-sur se modelan usando diferentes patrones de explotación para la flota de arrastre y la de cerco, en este caso el efecto de arte de pesca es más importante que el de disponibilidad en la misma área.

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). 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.).

¿Se escoge una evaluación mono o multiespecífica?

Los modelos de evaluación en uso siguen un enfoque mono-específico, ya que no existe un programa de monitoreo de los contenidos estomacales que permita estimar las tasas de consumo de las diferentes especies que interactúan con merluza de cola. Las fuertes relaciones tróficas entre las especies de peces demersales de la zona sur-austral están firmemente documentadas desde hace décadas (Payá 1992 y Pool et al., 1997).

2 Data

2.1 Remociones: capturas, descartes y mortalidad inducida por pesca

¿Las remociones están incluidas en la evaluación?

En el presente informe se incluyen estimaciones muy preliminares de los niveles de descarte/subreporte para sensibilizar los resultados de los modelos de evaluación. Hasta la evaluación de stock realizada el año pasado, como captura se empleaban solo las cifras oficiales del control de la cuota de captura. Sin embargo, se reconoce que en la historia de la PDA existieron niveles de descarte importantes cuando el recurso era fauna acompañante y no objetivo de la pesca. Además, para el período en que el recurso es



capturado como especie objetivo (desde el 2000), se han realizado algunas estimaciones que siguieren grandes niveles de descarte de ejemplares pequeños (Payá 2012m).

La revisión por expertos extranjeros identificó como de la mayor prioridad estimar la captura actual e histórica (Quinn y Cox 2011, Clark y Wilson 2012, Stewart y Hanselman 2012). Se recomendó realizar un proyecto integrado (IFOP e industria) para lograr este fin (Stewart y Hanselman 2012). No obstante, este tema ha sido recurrente en el comité científico de merluza de cola, sin obtener aún una solución.

¿Está documentado el diseño de muestreo y los sesgos?

La recopilación de la información biológico pesquera está documentado en los manuales de muestreo que mantiene y actualiza IFOP. Sin embargo, no existen estimados de sesgos de las variables de interés.

¿Existen estimados de mortalidad inducida?

No existen estimados. Se considera como mortalidad inducida, aquella que no se registra como captura comercial y descarte, como por ejemplo, la mortalidad generada por los daños que experimenta un pez al escapar por entre el tejido de las redes.

2.2 Índices de abundancia

Para todos los índices considerar si son absolutos o relativos, el diseño de muestreo, estandarización, linealidad entre el índice y la abundancia poblacional, que porción del stock está indexado (stock desovante, biomasa vulnerable).

El modelo base de evaluación de stock supone que los índices de abundancia relativa (CPUE y biomasa acústica) tienen una relación lineal con la biomasa del stock (Payá 2012d). La porción que está indexada corresponde a la fracción vulnerable a las capturas comerciales y a la evaluación acústica. La biomasa desovante no se usa en el ajuste del modelo, sino la biomasa disponible en el área a la acústica.

Índice basado en la CPUE.

¿Qué porción de la flota debe ser incluida y como los datos deben ser estandarizados?



Para la estandarizaci3n se incluye la fracci3n de la flota arrastrera que pesca el recurso con intencionalidad. Para la estandarizaci3n se seleccionan los datos que corresponden a los lances de pesca orientados a merluza de cola, empleando el procedimiento de Stephens y McCall (2004) y Tascheri et al. (2010). La data es estratificada espacialmente por caladeros de pesca y temporalmente por meses.

¿C3mo son tratadas las capturas ceros?

El modelo de estandarizaci3n se basa en un modelo delta que combina la probabilidad de captura (lances ceros) y la estimaci3n de la densidad media (Pay3 2012a).

¿Qu3 supuestos se hacen sobre la abundancia en las 3reas no pescadas?

El 3ndice se calcula para el 3rea total del stock mediante GLM mixto que considera las interacciones a3o-zonas como errores aleatorios, por lo tanto, no requiere que todas las interacciones tengan datos.

¿Es especialmente informativo el mapeo espacial de la CPUE?

Si estos an3lisis han permitido localizar los caladeros hist3ricos, la din3mica espacio-temporal de la explotaci3n de los caladeros y las interacciones de la CPUE con las concentraciones reproductivas. Todo esto se incorpora en los modelos de estandarizaci3n. En los 3ltimos an3lisis de 3ndices de abundancia por zona, sugieren la presencia de hiperestabilidad en la zona de desove y de hiper-agotamiento en la zona centro-sur.

3rea Barrida

Actualmente no se realizan estimaciones de abundancia por 3rea barrida. La prospecci3n realizada por 3rea barrida en enero de 1972 (Trujillo 1972) no puede ser usada en la evaluaci3n de stock.

Las revisiones por expertos internacionales han recomendado realizar cruceros de 3rea barrida que cubran toda el 3rea de la pesquer3a, ya que esto no solo permitir3a conocer la abundancia de merluza de cola sino que tambi3n la de los otros componentes de la comunidad de peces demersales.

Hidroac3stica

¿Est3n validadas la fuerza del blanco y la mezcla de especies?



Desde el año 2000 se realizan evaluaciones hidroacústica de la biomasa en la zona de desove principal. Todos los años se ha aplicado el mismo diseño de muestreo y método de estimación (Lillo 2012). La biomasa acústica se considera el índice de abundancia de mayor confianza en el modelo de evaluación de stock (Clark y Wilson 2012). La fuerza del blanco está medida in situ y se emplean relaciones de fuerza de blanco propias de la especie. La mezcla de especies se aborda mediante la proporción de especies en la captura de los lances de investigación (Lillo 2012).

Evaluación de huevos.

No se realiza evaluación de la abundancia de huevos

2.3 Información de talla, edad y sexo

Diseño de muestreo y tamaño de muestra

Históricamente, los muestreos biológico-pesqueros han sido de mejor calidad en las flotas arrastreras que en la cerquera. Los muestreos de las capturas de arrastre siempre se han realizado a bordo de las embarcaciones (Céspedes 2012), mientras que los de las capturas de cerco se realizaron en los centros de desembarque. Los muestreos son de carácter bi-etápico, con un muestreo aleatorio de la estructura de tallas, seguido de un muestreo biológico específico (Céspedes 2012).

Captura a la edad y talla.

Para los modelos de evaluación de stock se utilizan las capturas por edad para las flotas de arrastre y de cerco y las capturas a la talla para unos pocos años de la captura de cerco. Existen estudios de edad y crecimiento confiables, sin embargo se recomienda su actualización (Ojeda et al. 1998, Chong et al. 2007). Las composiciones de edades se basan en claves talla-edad proveniente de lecturas de otolitos (Ojeda y Hidalgo 2012).

Pesos a la edad

Existen variaciones importantes de los pesos medios a la edad a través de los años, por lo tanto el modelo de evaluación utiliza las matrices de pesos a la edad observada (Payá 2012). Sin embargo, el modelo de evaluación no se considera los posibles errores de asignación de edad entre e intra lectores.



Madurez a la talla y edad

Existen estimaciones históricas de la función de madurez (y/o fecundidad) a la talla/edad que se emplean en el cálculo de la biomasa desovante y la producción de huevos. También, se utilizan en la estimación de los puntos biológicos de referencia. Durante los últimos años, las estimaciones de talla/edad de primera madurez, desde muestras de la zona y época de desove, sugieren una disminución importante de la edad de maduración, que puede estar reflejando un fuerte "stress" poblacional. Sin embargo, se requiere comprobar esta hipótesis con muestras de las zonas donde no se produce el desove, de forma de evitar sesgos espaciales (Stewart y Hanselman 2012).

Errores de lectura de edades

El laboratorio de edad de IFOP que realiza las lecturas de edad sigue procedimientos definidos en norma ISO 9000. Los errores de lecturas son monitoreados para revisar la consistencia de las lecturas de un mismo lector y entre lectores diferentes. Las lecturas de edad de las capturas comerciales y del crucero de evaluación son realizadas por el mismo laboratorio. Sin embargo, no se generan estimaciones sistemáticas que puedan ser incluidas en los modelos de evaluación de stock.

2.4 Datos de marcaje

No se realiza estudios de marcaje

2.5 Datos ambientales

¿Cómo se pueden usar tales datos en la evaluación?

No se han realizado (financiado) estudios que relacionen la dinámica poblacional de merluza de cola con las fluctuaciones de las variables ambientales. Ejercicios preliminares sugieren que el desplazamiento de la zona de la deriva del oeste en torno al área de desove podría estar relacionado con las fluctuaciones del reclutamiento. Por otra parte, el fenómeno de El Niño también podría estar relacionado con las variaciones del reclutamiento en la zona centro-sur.

Del ambiente biológico se conoce que los juveniles (1-3 años de edad) de merluza de cola son el ítem principal de la dieta de merluza del sur, congrio dorado y merluzas de cola adultas (Payá 1992 y Pool et



al., 1997). Estas relaciones tróficas podrían ser incluidas en un modelo de evaluación multiespecífico, sin embargo, aún no existen los datos suficientes para realizar estimaciones cuantitativas.

2.6 Información pesquera

¿La gente está familiarizada con la pesquería? ¿Quién ha gastado tiempo arriba de los barcos, ha consultado y ha estado envuelto en la discusión del valor de las diferentes fuentes de datos?

Los equipos de investigadores/técnicos de IFOP que realizan el monitoreo de la pesquería, la evaluación hidroacústica y la evaluación de stock han trabajado en esta pesquería desde sus inicios, por lo que están familiarizados con la calidad de los datos e información de la pesquería.

3 Modelo de evaluación

3.1 Modelo estructurado por edades, tallas y sexo.

¿Se han considerado diferentes estructuras para el modelo?

El modelo actual considera los sexos combinados. En un principio también se modeló por sexos separados, pero no hubo grandes diferencias con el modelo con sexos combinados. Debido a que durante parte importante de la serie de datos históricos, específicamente de muestreos de tallas de las capturas de cerco, la información es escasa, se consideró que no era suficiente para soportar un análisis por sexo. Adicionalmente, aunque existe dimorfismo sexual, este no es tan fuerte en términos de tasas de crecimiento individual (Ojeda et al 1998). Sin embargo, si la condición actual del stock está muy deteriorada, un análisis por sexo podría ser importante.

3.2 ¿Espacialmente explícito o no?

Aunque el modelo de evaluación de stock no es espacialmente explícito, si considera dos zonas, la zona de la pesquería demersal austral y la zona centro-sur. Para cada zona se modelan por separado las capturas por edad y los patrones de selectividad por flota. El esquema de modelamiento considera que la mortalidad por pesca es discreta y secuencial al interior del año. 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, 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.

3.3 Parámetros claves del modelo

¿Son estos estimados o supuestos constantes? ¿Cuál es la varianza permitida? ¿Si son estimados cual es la distribución a priori supuesta? ¿Se supone que no cambian con el tiempo? ¿Se supone una relación stock-recluta? ¿Si se hace cual es la varianza permitida?

Mortalidad natural

La mortalidad natural se supone conocida y constante a través de las edades y los años ($M=0.35$). Cuando M se ha estimado internamente en el modelo de evaluación de stock ha alcanzado valores de 0.43. Actualmente se usa un valor de consenso que proviene de diferentes estimaciones que emplean parámetros del ciclo de vida (crecimiento, longevidad y madurez).

Mortalidad por pesca y selectividad

Para las capturas comerciales el modelo base incorpora diferentes bloques de selectividad por años y flotas. Se suponen diferentes bloques de la capturabilidad constante para el índice de CPUE, que reflejan los diferentes períodos de intencionalidad de pesca.

Reclutamiento

El modelo de evaluación de stock supone una relación stock-recluta tipo Beverton-Holt, con un parámetro de escarpamiento ("steepness") igual a 0,7, sin embargo se incorpora un error de proceso alto ($CV>0.5$), ya que los reclutamientos parecen tener un componente de variación denso-independiente importante. Las pruebas de sensibilidad han mostrado que las estimaciones de reclutamiento no son afectadas por el modelo stock-recluta supuesto (Ricker versus Beverton y Holt), debido a su alto componente aleatorio.

Vulnerabilidad - disponibilidad

Se supone que la disponibilidad de los individuos de edades menores en la zona de desove aumentó desde el año 2008, ya que estos se han hecho más abundantes, y los peces mas grandes mas escasos, en las evaluaciones hidroacústicas. Esto se incorpora en el modelo mediante un cambio en la función de



selectividad/disponibilidad de la edad a la evaluación hidroacústica. Se especula que esto estaría asociada una maduración más temprana en la historia de vida, para responder a una situación de alto stress poblacional.

Capturabilidad

La capturabilidad de la CPUE comercial es estimada libremente por el modelo. La capturabilidad o eficiencia de la evaluación hidroacústica se restringe con una distribución a priori en torno a 0.75, pero la distribución a posteriori se adentra en torno a 0.9. Cuando este último parámetro se deja libre, puede alcanzar valores tan altos como 1.8-2, lo cual se considera inconsistente, ya implica que la evaluación hidroacústica sobreestimaría la biomasa, siendo que esta evaluación cubre solo el área principal de desove, y no la totalidad del stock.

3.4 Formulación estadística

Ajuste del modelo y ponderadores.

El ajuste se realiza por máxima verosimilitud, para los índices de abundancia se utiliza una distribución normal del logaritmo de los índices. Para las proporciones de edad/ tallas en las capturas comerciales y del crucero hidroacústico, se emplea una distribución multinomial. Tanto las varianzas (CV) de la distribución normal como los tamaños efectivos de la distribución multinomial son ingresados al modelo y sus valores se definen siguiendo las recomendaciones y fórmulas 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.*

En la presente evaluación también se emplea el procedimiento de estimación de tamaños de muestra efectivos por año usando la formulación de MacAllister y Ianelli (1997).

Errores de observación

Se supone que los errores de observación de los índices de abundancia se distribuyen log-normal y que las proporciones de edades y tallas multinomial.

Errores de proceso

Los errores de proceso considerados son las desviaciones de los reclutamientos de 1 año estimados por el modelo stock-recluta y del número de individuos por edad en el año inicial.



3.5 Incertidumbre de la evaluación

¿Cómo se calculan la incertidumbre de los parámetros o la varianza en modelos alternativos?

El ajuste se realiza con el modelo ADmodel Builder empleando la solución analítica de las derivadas parciales y realizando estimados asintóticos de los errores estándares de los parámetros y otras variables de interés. El modelo se ajusta empleando inferencia Bayesiana, con la mayoría de las distribuciones a priori de tipo uniforme con bordes. Para las simulaciones de escenarios de capturas futuras se utiliza el MCMC.

¿Qué se presenta realmente, perfiles de similitud, distribución o solo intervalos de confianza?

El error de los parámetros y las variables de interés se presenta mostrando los intervalos de confianza al 95%, sus distribuciones de probabilidades y su perfil de verosimilitud (solo para algunos parámetros).

3.6 Evaluación retrospectiva. ¿Los patrones retrospectivos son evaluados y presentados?

Si se presentan los patrones retrospectivos que indican que las estimaciones son sensibles al número de años considerado, lo cual se debe a la tendencia de agotamiento de los últimos años agregados y a los supuestos de cambio de selectividad/disponibilidad de edad a la hidroacústica desde el 2008.

4 Evaluación de políticas

4.1 Hipótesis alternativas

¿Qué alternativas son consideradas: parámetros para un único modelo o para modelos estructuralmente diferentes?

No se realizan análisis entre modelos estructuralmente diferentes, que involucren por ejemplo diferentes hipótesis de las unidades de stock y posibles migraciones entre zonas.

¿Cómo se ponderan las diferentes hipótesis?

En la evaluación de políticas no se ponderan diferentes hipótesis, ya que se ha seguido la aproximación de seleccionar el mejor modelo y a partir de este realizar las proyecciones con diferentes hipótesis sobre la conducta de los reclutamientos futuros.

¿Qué supuestos se realizan con respecto a los reclutamientos futuros, cambios ambientales, aleatoriedad, y otros factores?



Se han realizado análisis de sensibilidad a diferentes hipótesis para la proyección de reclutamientos, que han incluido la hipótesis de denso-independencia y la relación stock-recluta con error aleatorio. En la hipótesis de denso-independencia se han realizado muestreos aleatorios de los reclutamientos estimados para los últimos 10 años, ya que en este período se ha estimado un cambio de nivel hacia un nivel históricamente menor. En la hipótesis con denso-dependencia se ha incluido un alto grado de error (CV) de forma tal que los reclutamientos simulados pueden reproducir el rango estimado para la historia de la pesquería.

¿Se considera la relación stock-recluta? Si es así, las proyecciones futuras consideran autocorrelación o depensación?

No. Se considera que los reclutamientos tienen un alto componente de variación aleatoria que abarca aparentemente un período (antes del 2000) de altos reclutamientos y otro período (durante el 200) de bajos reclutamientos. En las proyecciones de los reclutamientos se han aplicado re-muestreo de período de bajos reclutamientos y relación stock-recluta con errores de proceso.

4.2 Acciones alternativas

¿Cuáles son las estrategias de explotación alternativas que se consideran?

¿Qué tácticas se suponen que son usadas en la implementación?

¿Cómo las acciones futuras reflejan los cambios potenciales en el tamaño futuro de la población?

¿Se considera el error de implementación?

¿Están los errores auto-correlacionados?

¿Cómo se relaciona el error de implementación con la incertidumbre del modelo de evaluación?

En el año 2011 la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (SSPA) envió a IFOP el documento "Directrices para la explotación de los recursos pesqueros nacionales" (DAP, 2011), de carácter confidencial y para ser sometido a discusión técnica. Este documento aún no se ha discutido técnicamente con IFOP y no se ha presentado en el comité científico de merluza de cola. En este documento, para la merluza de cola, se establece: 1) Como PBR objetivo el rendimiento máximo sostenido (F_{ms} y B_{ms}) y como PBR límite la biomasa que corresponde a la biomasa desovante virginal ($B_{20\%BDO}$); 2) La estrategia de explotación propenderá a no incrementar el riesgo de profundizar el deterioro del stock y evitar aproximarse a un PBR límite y 3) Para estos efectos la SSPA definirá las estrategias y tácticas específicas a aplicar.

Durante el año 2012, el comité científico técnico de la pesquería demersal sur-austral se reunió durante dos días para definir los PBR y el marco de referencia biológico. Sin embargo, no se logró un acuerdo sobre estos temas.



A la fecha de este informe, antes de la modificaci3n a la Ley de Pesca realizada en el 2012, la SSPA no haba definido formalmente las estrategias de explotaci3n para este recurso. En este contexto, IFOP ha simulado la respuesta del stock frente a estrategias de captura constante y tasa de explotaci3n constante. En el presente informe se incluye la simulaci3n de la reducci3n de la cuota de captura a un 80% de la cuota del a1o anterior, para los a1os 2013 y 2014, y luego una captura constante de 35 mil t. Debido a la condici3n del stock se considera que el stock debera ser sometido a un plan de reconstrucci3n del stock de desovantes.

4.3 Indicadores de desempe1o

- ¿Cuál es el objetivo real de la pesquería?
- ¿Cuáles son los mejores indicadores de desempe1o?
- ¿Cuál es el lapso de tiempo para los indicadores biol3gicos, sociales y econ3micos?
- ¿C3mo se mide el riesgo?
- ¿Son apropiados los puntos biol3gicos de referencia estandarizados?
- ¿Se ha definido sobrepesca formalmente?

La subsecretaría de Pesca no ha definido un plan de manejo para esta pesquería, por lo que tampoco se han definido el objetivo real de la pesquería, los indicadores de desempe1o, los indicadores sociales y econ3micos. No obstante, las simulaciones de la biomasa futura consideran como variables de interés el porcentaje de agotamiento (“depletion”) de la biomasa desovante y la raz3n entre la tasa de explotaci3n realizada y las tasas de explotaci3n que corresponde al rendimiento máximo sostenido (“proxy”). Para analizar las trayectorias proyectadas se ha utilizado un diagrama de marco biol3gico de referencia con puntos biol3gicos de referencia objetivos y límites, en el cual se incluye las incertidumbres de las proyecciones obtenidas del MCMC.

5 Presentaci3n de resultados.

- ¿C3mo se presentan las incertidumbres en los parámetros y en el modelo?

El error de las principales variables de interés (biomasa total y desovante) se presenta con sus estimadores máximos verosímiles y sus correspondientes intervalos de confianza al 95%. Los estimados de los puntos biol3gicos de referencia (PBR) se presentan con su distribuci3n de probabilidades. La incertidumbre de sobrepasar los PBR se estiman en cada realizaci3n del re-muestreo de la distribuci3n marginal de las variables de interés (F y B).

- ¿Pueden ser útiles las tablas de decisi3n para resumir la incertidumbre y las consecuencias?



Se presentan tablas en las cuales se incluyen los diferentes escenarios de evaluación de stock, con sus principales parámetros, verosimilitudes, estimaciones de agotamiento de la biomasa desovante y estimación de captura biológicamente recomendable (CBA).

¿Existe una consideración explícita de la interrelación ("trade off") entre los diferentes indicadores de desempeño?

No.

En consecuencia basado en esta lista de revisión la merluza de cola se clasificó como una pesquería de estándar intermedio, es decir, "no se disponen de estimaciones confiables del máximo rendimiento sostenido y/o cantidades relacionadas, ya sea por que no están disponibles o bien tienen un uso limitado debido a peculiaridades de la historia de vida del recurso, a la pobreza del contraste de los datos, o a la alta variabilidad del reclutamiento. Sin embargo, existen estimaciones confiables del tamaño del stock y de todos los parámetros claves de la historia de vida (crecimiento) y de la pesquería (selectividad)" (Restrepo *et al.* 1998).

La clasificación de estándar intermedio también se basa en los resultados del taller nacional de revisión de datos y del taller internacional de revisión de la evaluación de stock, realizados durante el 2011. 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 Rendimiento Máximo Sostenido (RMS), 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 de 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 RMS se deben asumir "proxies" como por ejemplo, la tasa de explotación (mortalidad por pesca) que en el largo plazo reduce la biomasa desovante por recluta al 40% de la condición virginal.

5.1.9 Estimaciones preliminares de capturas reales.

Una de las recomendaciones realizadas tanto en el taller de evaluaci3n de stock (CHOSAW, 2011) y de la reuni3n de revisi3n por pares independientes tanto de datos (CHODAR2011) como de la evaluaci3n de stock CHOSAR (2012), fue considerar en los an3lisis niveles de descarte o subreporte en las distintas pesquerías. En tal sentido, y considerando el doc:9/CHODAR2011 en atenci3n al trabajo realizado por C3spedes y Adasme (2007), se inform3 de una serie de factores de descartes y subreportes de merluza de cola estimados en la pesquería sur austral para el perío3o 2001-2007. El resumen de este trabajo se entrega en las Figuras 25 y 26 de la cual destaca para la flota más representativa correspondiente al arrastre de buques hieleros una sugerente tendencia a la disminuci3n.

Payá y Canales (2013) estimaron que el factor promedio de descarte o subreporte, considerando la ponderaci3n por el desembarque seg3n tipo de flota, alcanz3 a 1.64 en la flota hielera mientras en las otras dos flotas, surimera y factoría, 1.32 y 1.28, respectivamente. El promedio general lo estimaron en 1.5. La correcci3n de los desembarques fue realizado por a3o y flota y actualizada al 2012 (Tabla 3) se bas3 en los factores antes indicados, donde para la pesquería de arrastre centro sur se consider3 solo el factor de los buques hieleros (factor=1.64).

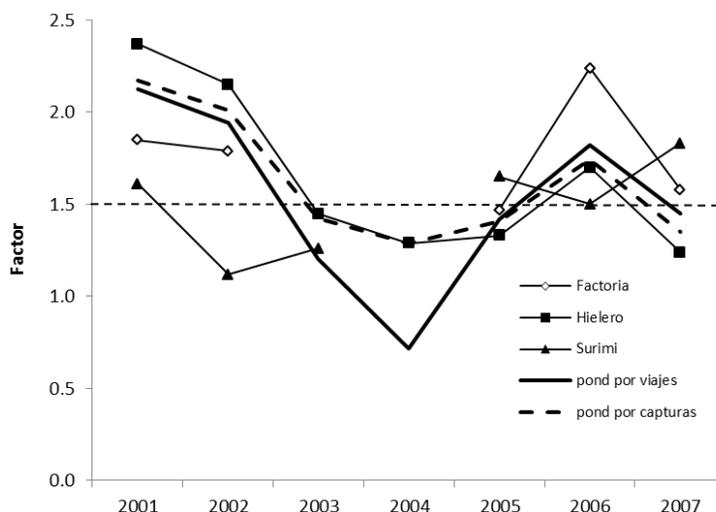


Figura 25. Factores de descarte y subreporte de merluza de cola obtenidos del monitoreo de la pesquería sur austral. La línea segmentada representa el promedio general de 1.51.

Se establecieron dos escenarios de análisis donde el supuesto más relevante y solo en base a antecedentes cualitativos recae en el factor de descarte de la flota arrastrera sur austral previo a 1998 (factores de 2 y 3). En este período se sabe que la merluza de cola fue sujeto de importantes niveles de descarte en la pesquería de merluza austral. De igual forma, entre 1998 y el 2000 se



supone para esta flota que dicho factor fue ligeramente mayor al de los a3os 2000-2007 (factor=1.8) producto de un proceso de reorientaci3n del esfuerzo de pesca (**Tabla 4**).

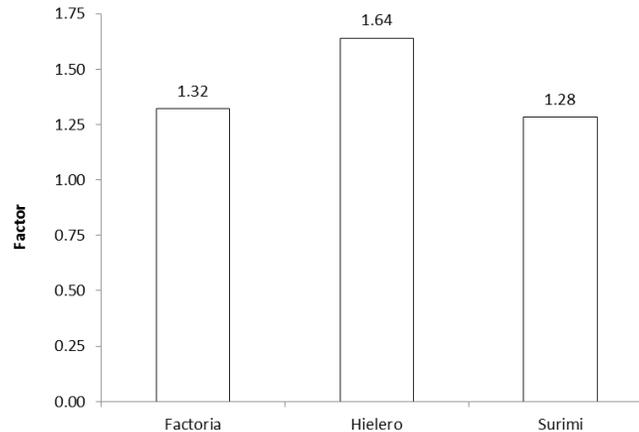


Figura 26. Factores de descarte y subreporte de merluza de cola por tipo de flota.

Tabla 3.

Capturas de merluza de cola por tipo de flota arrastrera 2002-2012 (sin correcci3n)

A3o	Arrastre PDA	Arrastre CS
2001	23227	11627
2002	26253	17707
2003	36101	43711
2004	47628	14320
2005	52183	21277
2006	61786	10441
2007	48824	14455
2008	56603	16850
2009	66742	11695
2010	57204	16902
2011	42419	26697
2012	41842	20333



Tabla 4.
Factores de descarte/subreporte de merluza de cola en las pesquerías de arrastre.

Escenario	período	PDA			PCS
		Arrastre	Hielero	Surimi	Hielero
S1 (REAL 1)	<1998	2.00	-	-	-
	1998-2000	1.80	1.80	1.80	-
	>2000	1.32	1.64	1.28	1.64
S2 (REAL 2)	<1998	3.00	-	-	-
	1998-2000	1.80	1.80	1.80	-
	>2000	1.32	1.64	1.28	1.64

En el Escenario 2 (el más extremo) las remociones totales de merluza de cola previo a 1998 podrían haber alcanzado en promedio 43 mil toneladas y registros puntuales por sobre las 100 mil toneladas (1986), mientras que a partir del 2003 en ambos escenarios (1 y 2) las remociones o capturas pueden haber estado en torno a las 110 mil toneladas promedio (Figura 27).

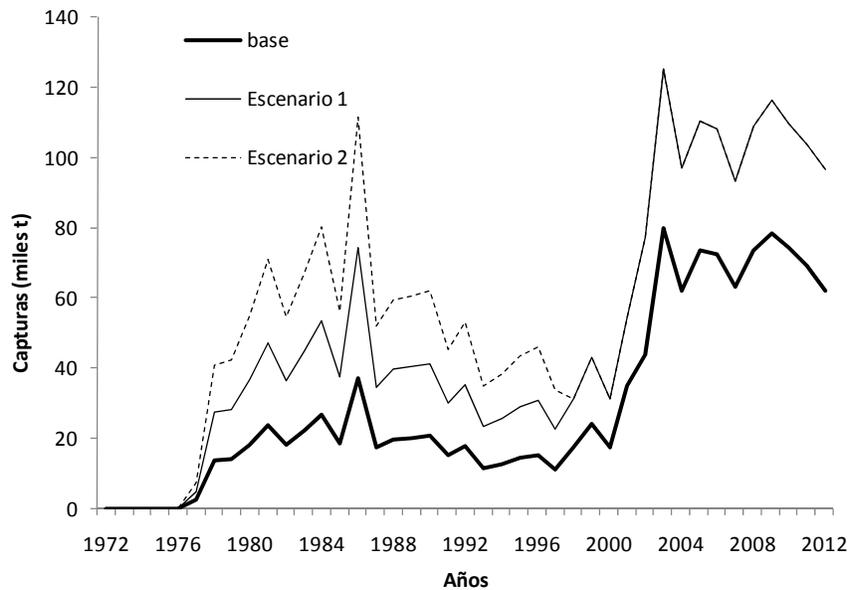


Figura 27. Escenarios de capturas de merluza de cola para la flota arrastrera nacional.

En la evaluación de stock preliminar que se entrega en el presente informe de avance no se usaron las estimaciones de capturas reales, pero si serán utilizadas en los análisis de sensibilidad que se realizarán para la evaluación de stock final que será entregada en el informe final.

5.2. Evaluación de stock

5.2.1 Actualización del caso 14.

Se actualizó el caso 14 de la evaluación de stock del año pasado (Tabla 5), el cual incluye la mayoría de las sugerencias de los expertos (Stewart y Hanselman, 2012), excepto la estimación de captura, ya que utiliza las capturas oficiales. No obstante, el caso 14 puede ser considerado indicativo de la evaluación, ya que los diferentes casos analizados el año pasado generaron resultados similares (Figura 28).

La actualización del caso 14 generó resultados muy similares a los obtenidos en la última evaluación de stock (Figura 29). Los estimados de reclutamientos fueron muy similares.

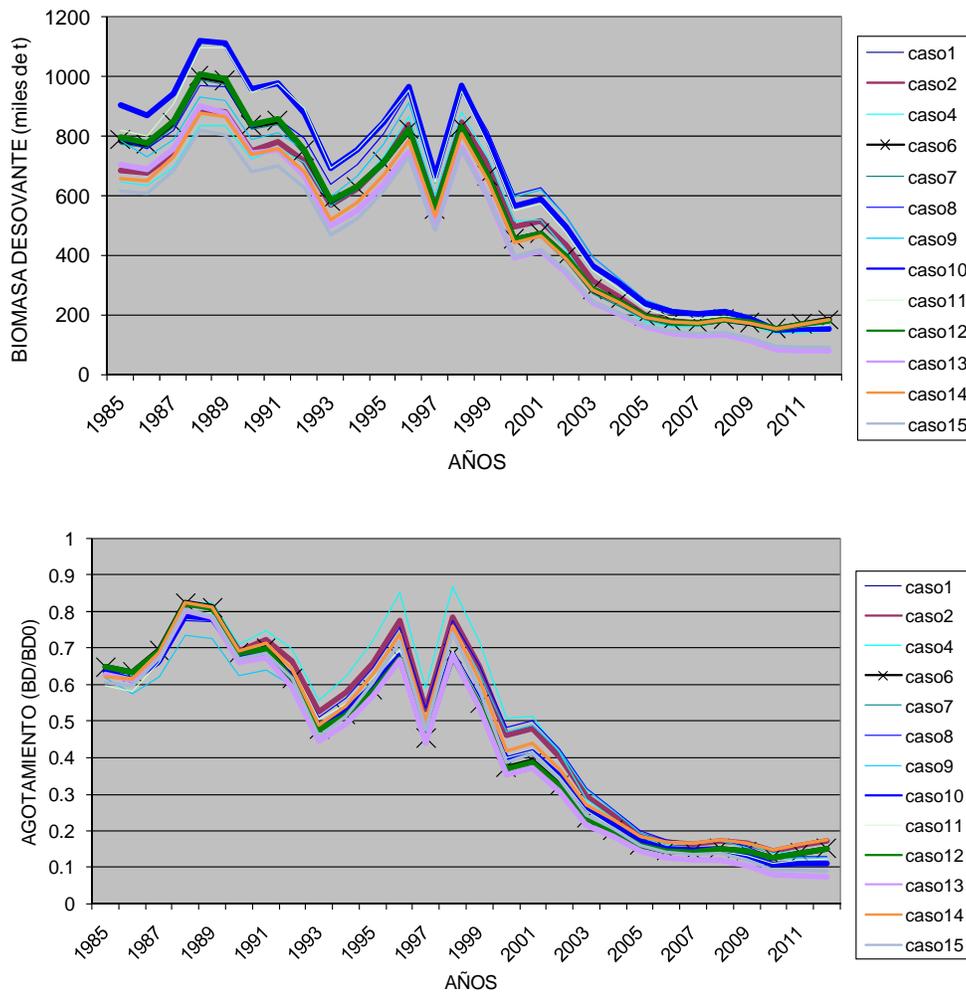


Figura 28. Biomasa desovante (arriba) y agotamiento (abajo) por caso analizados el año pasado (Payá y Canales 2013).



Tabla 5.

Definici3n de los casos analizados por Pay3 y Canales (2013). Se destacan en negritas los cambios con respecto al caso inmediatamente anterior. Las capturas reales 1 y 2 incorporan los escenarios 1 y 2 sobre estimaciones preliminares de capturas reales de arrastre y supone que las cifras oficiales de captura de cerco no tienen error. Los ponderadores presentados corresponden a los valores finales luego del proceso iterativo de c3lculo.

Caso	CV de indices					N efectivo MultiNomial				CAPTURA	Modelo, h, Ajuste (h)	Priori qHA		PBR	Inicio Sel2 PDA (2)	Inicio q2 PDA (3)	
	Cerco	A1	A2	A3	HA	Cerco	APDA	ACS	HA			Por A3o (1)	Media				CV
1	0.4	0.4	0.4	0.3	0.15	31	25	24	39	Cte	OFICIAL	BH, h=0.75, fijo	0.75	0.05	Huevos	1991-2007	1997-2001
2	0.4	0.4	0.4	0.3	0.15	31	25	24	39	Cte	OFICIAL	BH, h=0.75, fijo	0.75	0.05	Biomasa	1991-2007	1997-2001
3	nd	0.4	nd	0.3	0.15	2	175	57	46	Variable	OFICIAL	BH, h=0.75, fijo	0.75	0.05	Biomasa	1991-2007	1991-2007
4	5	0.4	nd	0.3	0.05	31	25	24	39	Cte	OFICIAL	BH, h=0.75, fijo	0.75	0.05	Biomasa	1991-2007	1997-2007
5	nd	0.4	nd	0.3	0.15	31	25	24	39	Cte	OFICIAL	BH, h=0.75, fijo	0.75	0.05	Biomasa	2002-2007	1991-2001
6	nd	0.4	nd	0.3	0.15	8	133	47	49	Variable	OFICIAL	BH, h=0.75, fijo	0.75	0.05	Biomasa	2002-2007	1991-2001
7	nd	0.4	nd	0.3	0.15	8	133	47	49	Variable	OFICIAL	BH, h=0.75, fijo	0.75	0.05	nd	2002-2007	1991-2001
8	0.4	0.4	0.4	0.3	0.15	31	25	24	39	Cte	REAL 1	BH, h=0.75, fijo	0.75	0.05	Biomasa	1991-2007	1997-2001
9	0.4	0.4	0.4	0.3	0.15	31	25	24	39	Cte	REAL 2	BH, h=0.75, fijo	0.75	0.05	Biomasa	1991-2007	1997-2001
10	nd	0.4	nd	0.3	0.15	7	176	53	61	Variable	REAL 1	BH, h=0.75, fijo	0.75	0.05	Biomasa	2002-2007	1997-2001
11	nd	0.4	nd	0.3	0.15	6	362	74	56	Variable	REAL 2	BH, h=0.75, fijo	0.75	0.05	Biomasa	2002-2007	1997-2001
12	nd	0.4	nd	0.3	0.15	8	133	47	49	Variable	OFICIAL	BH, h=0.73, Estimado	0.75	0.05	Biomasa	2002-2007	1997-2001
13	nd	0.4	nd	0.3	0.15	8	157	56	82	Variable	OFICIAL	BH, h=0.7, Estimado	0.75	0.6	Biomasa	2002-2007	1997-2001
14	nd	0.4	nd	0.3	0.15	8	133	47	49	Variable	OFICIAL	Ricker, h=0.87, Estimado	0.75	0.05	Biomasa	2002-2007	1997-2001
15	nd	0.4	nd	0.3	0.15	8	133	47	49	Variable	OFICIAL	Ricker, h=0.82, Estimado	0.75	0.15	Biomasa	2002-2007	1997-2001

CV : Coeficiente de Variaci3n

N :tama3o de muestra efectivo para distribuci3n multinomial

A1: CPUE arrastre 1985-1996

A2: CPUE arrastre 1997-2001

A3: CPUE arrastre 2002-2011

HA : Biomasa estimada por Hidroac3stica

APDA : Arrastre pesquer3a demersal austral

APCS: Arrastre pesquer3a demersal centro-sur

(*) N Variable: Solo se presenta el valor promedio

n.d :Excluido

cte = M3todo de Francis 2011

Variable = M3todo de Maclister y Ianelli 1997

qAH: Capturabilidad de la Hidroac3stica

PBR: Puntos biol3gico de referencia PHPR or BDPR

BH: Modelo stock-recluta de Beverton y Holt

Ricker: Modelo stock-recluta de Ricker

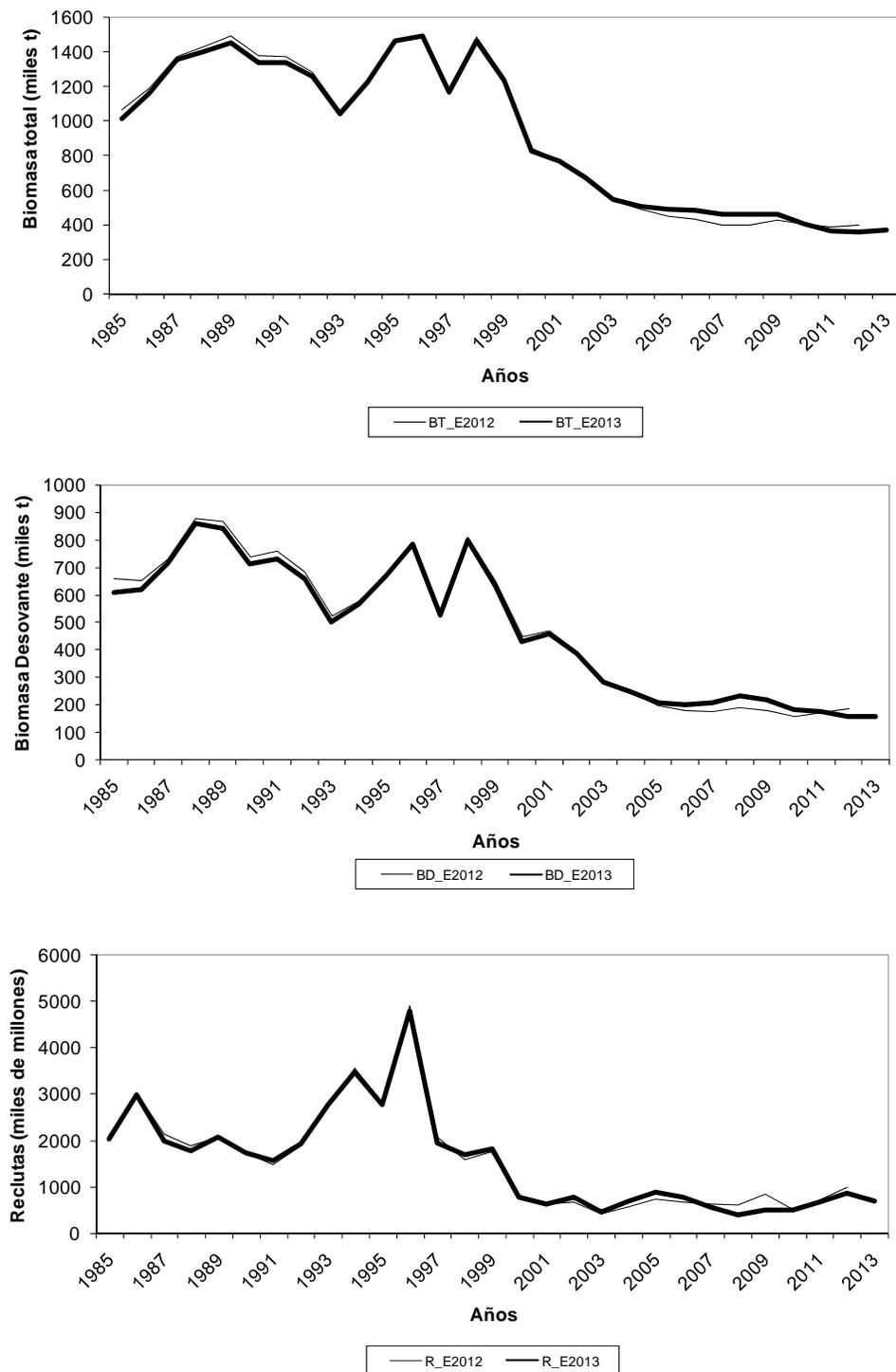


Figura 29. Resultados del caso 14 en la última evaluaci3n de stock (E2012) y en la actualizaci3n del presente informe (E2013).



La CBA con U_40%BDPR result3 aproximadamente un 12% menor (Figura 30).

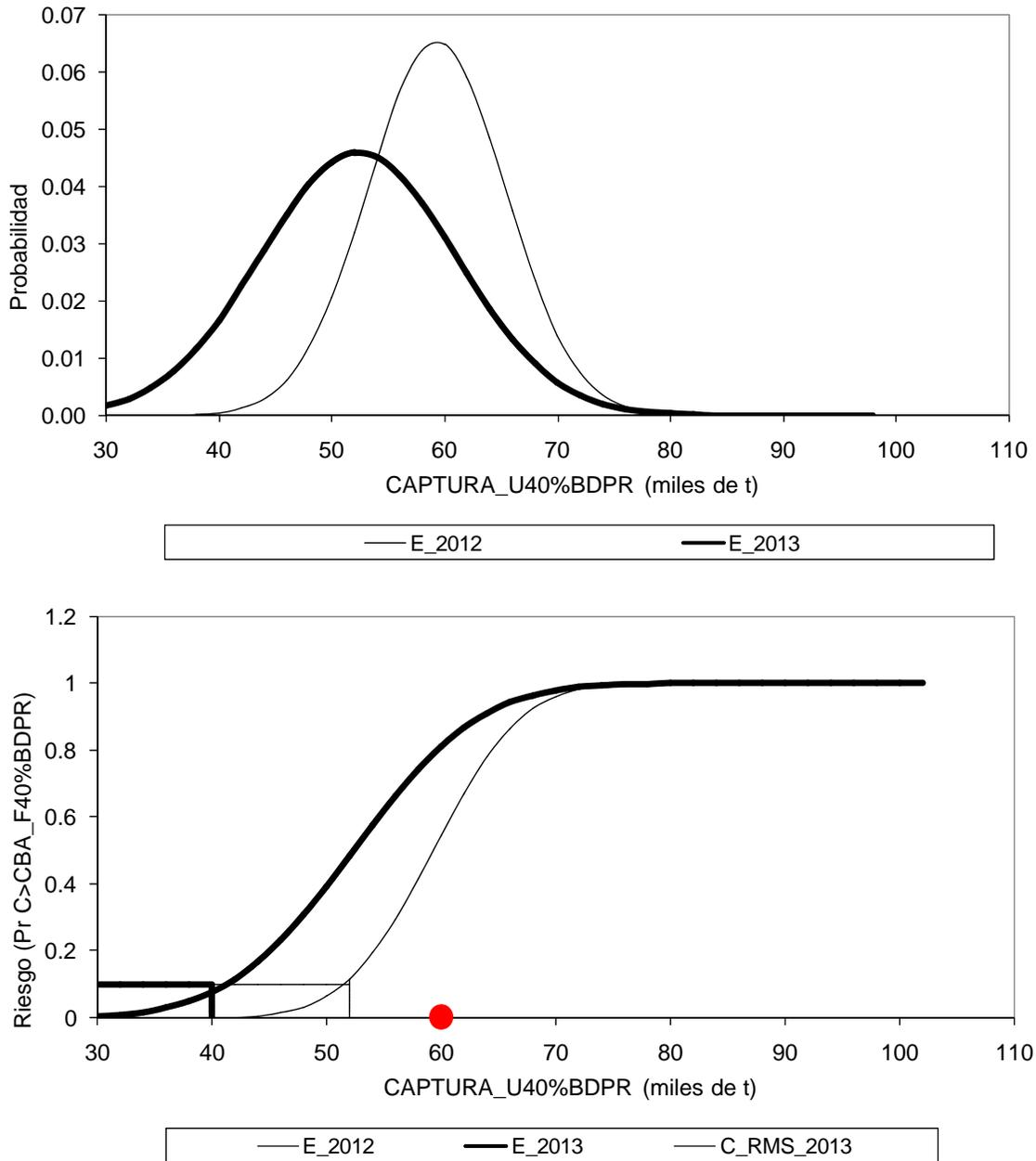


Figura 30. Distribuci3n de probabilidades de la CTP basada en U_40%BDPR estimada en la 3ltima evaluaci3n de stock (E2012) y el modelo actualizado en el presente informe (E2013) en el gr3fico superior y en t3rminos de probabilidad de riesgo de sobrepasar la CTP en gr3fico inferior. El punto roja indica la cuota anual de captura 2013. Las l3neas CBA indican las CBA con un nivel de riesgo de 0.1.



Esta diferencia se produjo principalmente por una disminuci3n de un 10% en la biomasa proyectada para el inicio del 2013, producto de la disminuci3n de la abundancia proyectada para las edades 2 y 5 principalmente, mientras que los pesos medios a la edad se mantuvieron similares, excepto en las edades 12 y 13 (Figura 31).

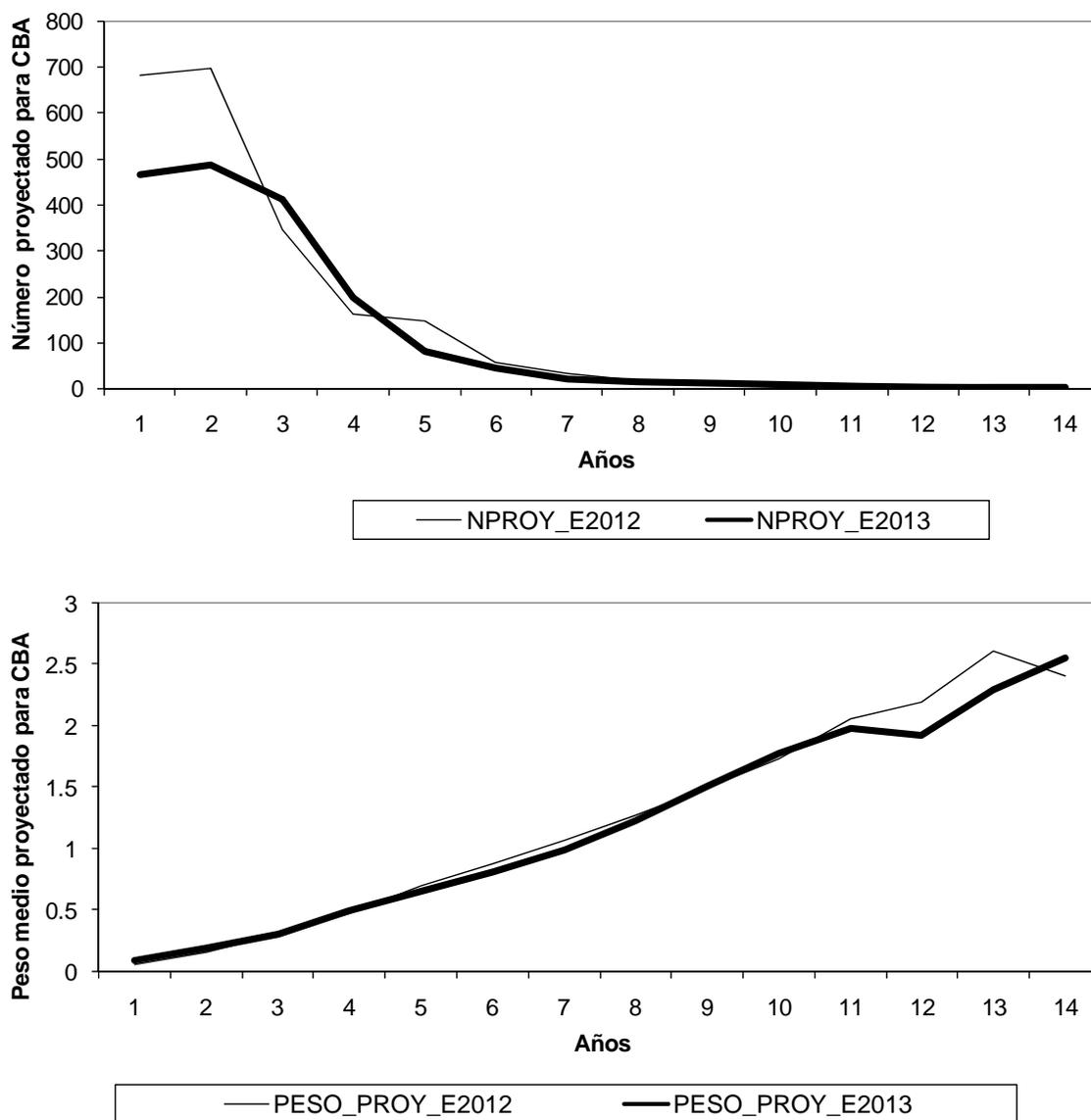


Figura 31. Pesos medios a la edad del año 2012 empleados en la proyecci3n al 2014 (arriba) y n3mero de individuos sobrevivientes a enero del 2014 (abajo) usados en los c3lculos de CTP en la 3ltima evaluaci3n de stock (E2012) y el modelo actualizado en el presente informe (E2013).

5.2.2 Caso 14: perfil de verosimilitud del parámetro de escarpamiento.

Para el caso 14, el perfil de verosimilitud del parámetro de escarpamiento ("steepness") de la relación stock-recluta de Ricker tuvo una distribución similar a la distribución obtenida bajo el supuesto de normalidad estimado desde la matriz hessiana (Figura 32). Estas distribuciones corresponden a la distribución a posteriori, la cual alcanzó su valor máximo verosímil en 0.71, indicando que los datos fueron informativos para modificar la distribución a priori (media= $\ln(1.2)$, d.e.=0.9).

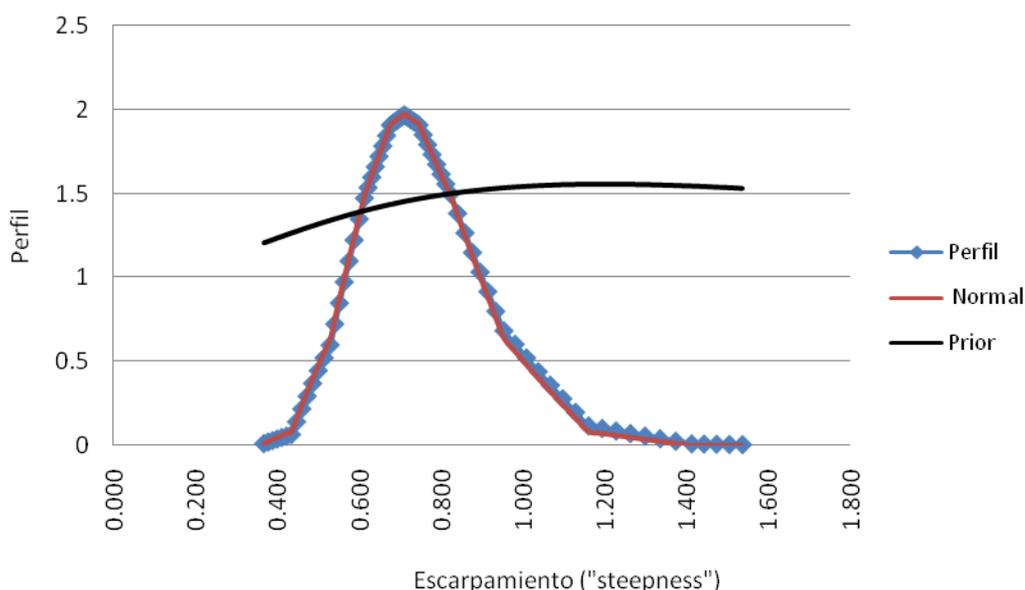


Figura 32. Posteriori (perfil de verosimilitud y aproximación normal) y priori del parámetro de escarpamiento ("steepness") del modelo de Ricker en el caso 14.

5.2.3 Caso 14: Sensibilidad a la corrección de las capturas oficiales.

Los dos escenarios de corrección de las capturas oficiales produjeron resultados similares. Para los años más recientes los estimados de biomazas y reclutamientos fueron similares a los generados con las capturas oficiales, pero hacia los años más antiguos las diferencias aumentaron, fluctuando entre un 10 a 20% (Figura 33).

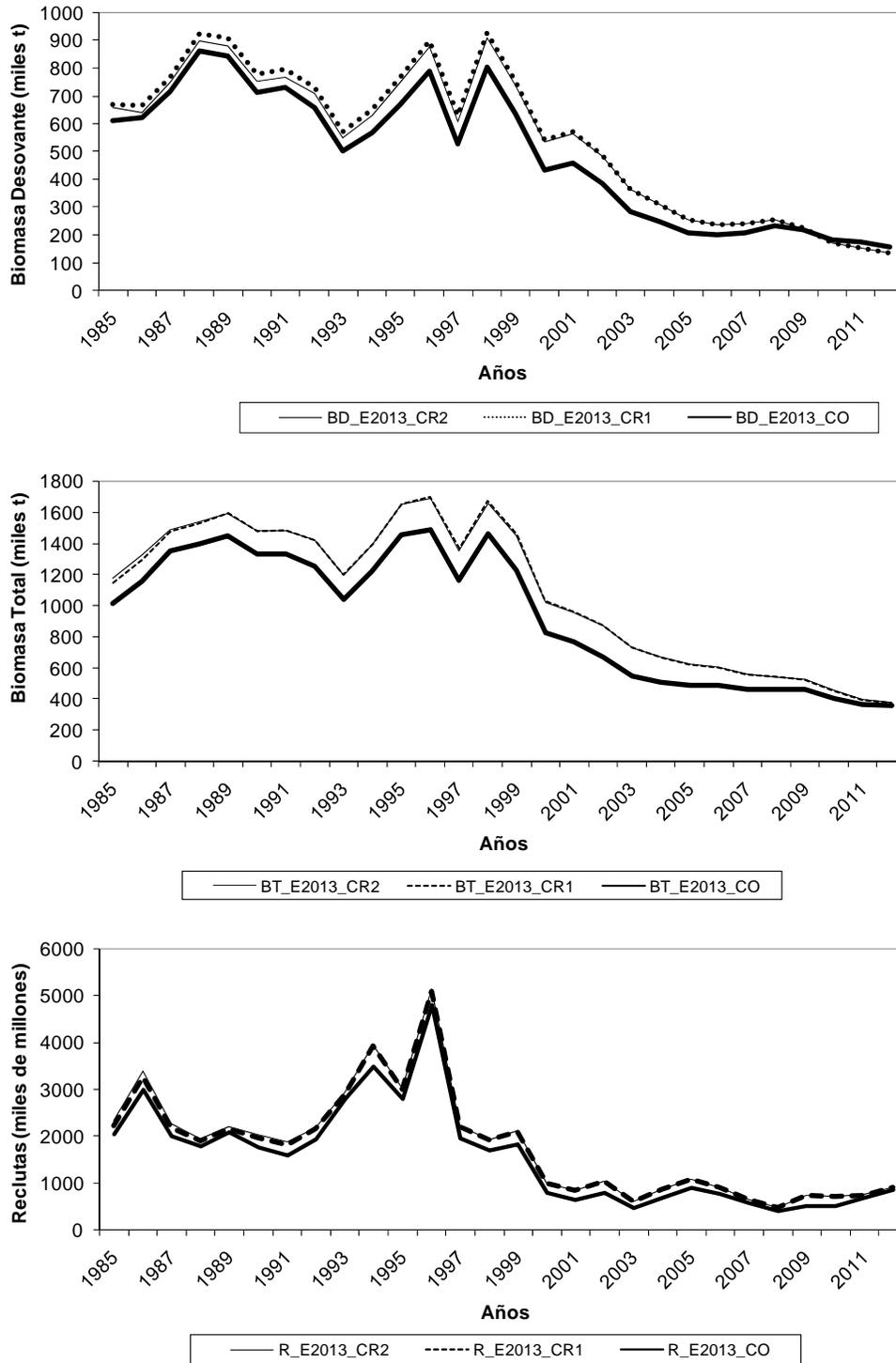


Figura 33. Resultados de la sensibilidad del caso 14 a dos correcciones (CR1 y CR2) de la captura oficial (CO).



5.2.4 An3lisis retrospectivo

El an3lisis retrospectivo se bas3 en el caso 14. Se observ3 una sobreestimaci3n (6% a 179%) consistente de la biomasa total, la cual s3lo se revierte en el a3o m3s reciente (-2%) (**Figura 34** y **Tabla 6**). Un patr3n similar se observ3 en la biomasa desovante, pero con subestimaciones peque3as (-2 a -5%) en tres a3os. El reclutamiento tambi3n fue sobreestimado, pero con niveles menores (19 a 81%) que la biomasa total. Sin embargo, los estimados de reclutamientos fueron muy similares desde el a3o 2000 hacia atr3s.

Los mayores cambios en los errores retrospectivos a partir de la remoci3n de los datos del a3o 2007 se explican por qu3 el modelo de evaluaci3n supone un cambio en los patrones de explotaci3n comerciales y de ac3stica a partir del a3o 2008.

Tabla 6.
Porcentaje de desviaci3n con respecto a la evaluaci3n con datos hasta el a3o 2012.

	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Biomasa total	179%	112%	48%	12%	6%	70%	17%	-2%
Biomasa desovante	119%	57%	17%	-1%	79%	-5%	10%	-2%
Reclutas	33%	19%	50%	20%	42%	81%	68%	-2%

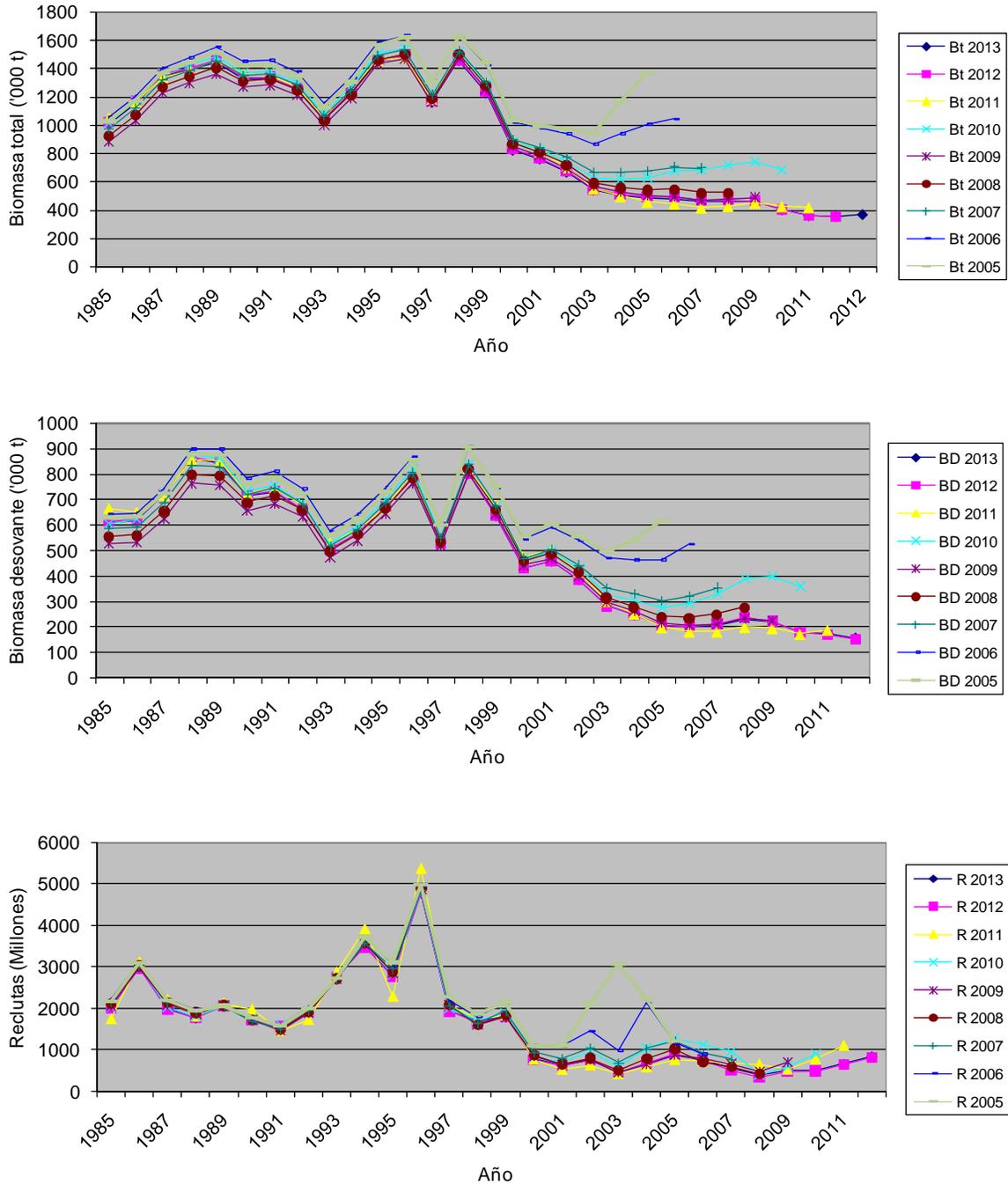


Figura 34. Análisis retrospectivo de la actualización del caso 14, mostrando la biomasa total (arriba), biomasa desovante (medio) y reclutas (abajo).

5.2.5 Ajuste y residuales del caso 14.

El caso 14 fue seleccionado para mostrar el detalle de los ajustes y resultados, ya que este caso incorpora todas las sugerencias de los expertos independientes, excepto la captura real corregida por descarte/subreporte. Esta decisi3n se tom3 porque se considera que las estimaciones de captura son muy preliminares para ser consideradas sin ser previamente analizadas al interior del comit3 cientifico t3cnico. Para evaluar el ajuste del modelo a continuaci3n se presentan tres tipos de gr3ficos, el primero muestra el valor estimado y el dato por a3o, el segundo un qqplot entre las variables observadas y predichas y el tercero la conducta de los residuales.

Los ajustes a los índices de abundancia fueron buenos (Figuras 35 a 37). El modelo se ajust3 bien a la biomasa acústica y al índice basado en la CPUE de arrastre 2002-2011, pero menos a la CPUE de arrastre 1985-1996. Este caso 6 no incluye la CPUE de cerco. Sin embargo, el modelo subestim3 la biomasa acústica en los a3os 2000 a 2002.

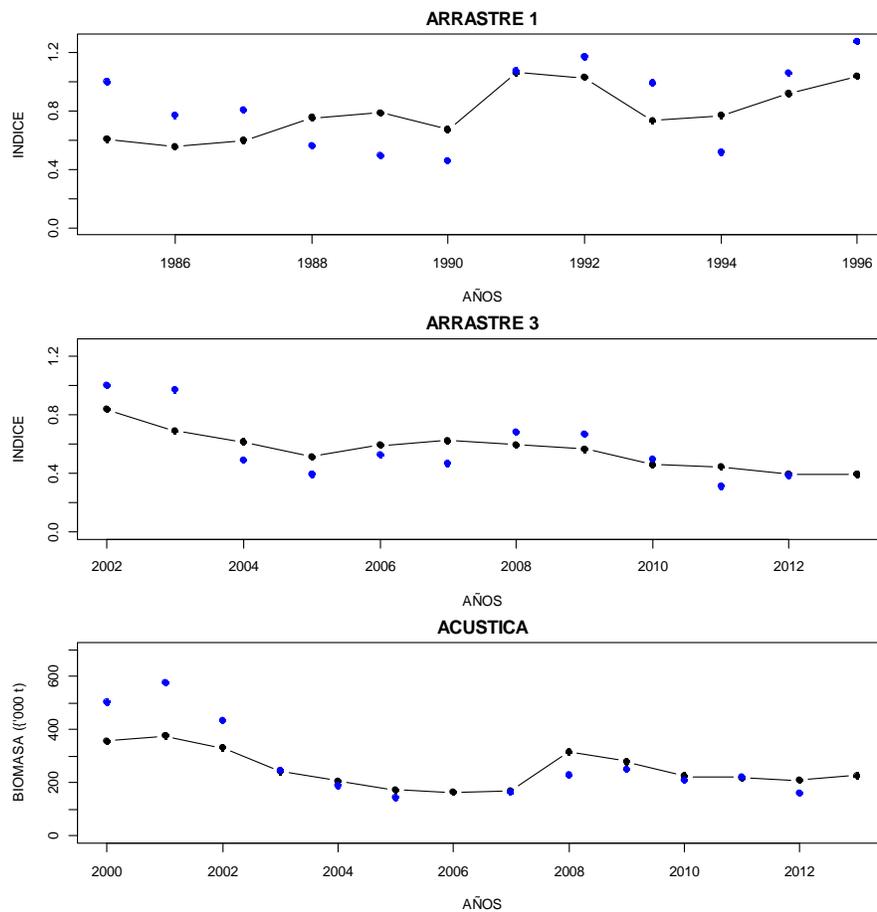


Figura 35 Ajuste del caso 14 (línea) a los datos (puntos) del índice de abundancia de la CPUE de arrastre 1 (arriba), CPUE arrastre 2 (al medio) y biomasa acústica (abajo).

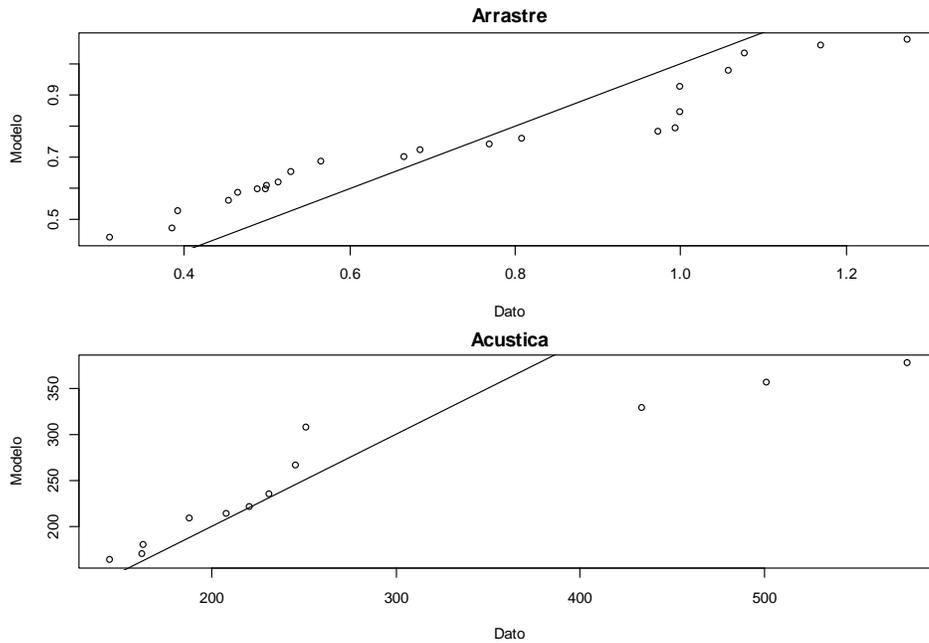


Figura 36. Ajuste del caso 14. Datos y los estimados de los índice de abundancia de CPUE arrastre (arriba) y biomasa acústica (abajo).

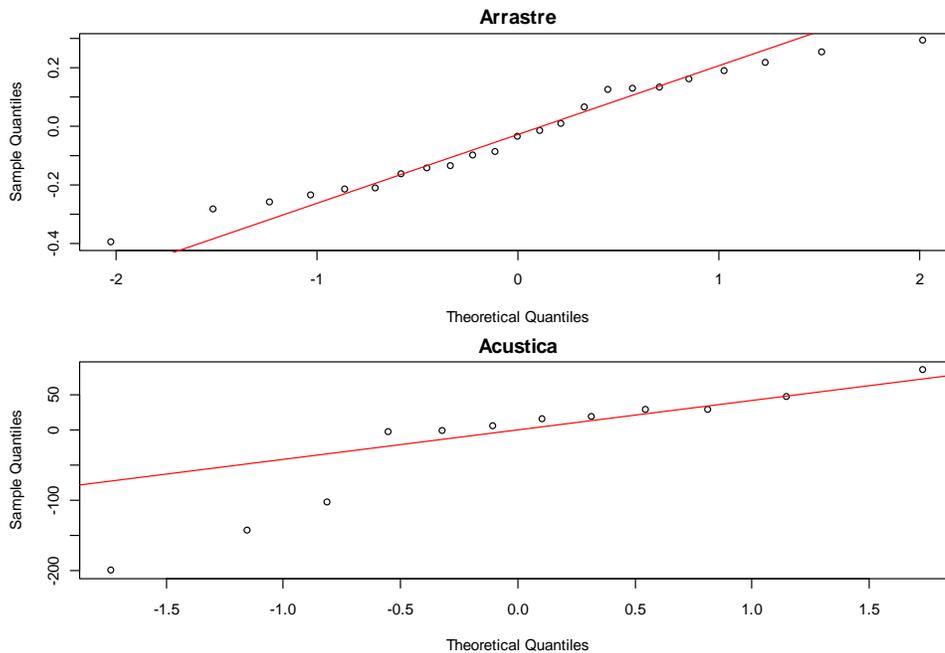


Figura 37. Caso 14. qnormal de los residuos de los índices de abundancia de la CPUE de arrastre (arriba) y biomasa acústica (abajo).

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 38 a 39). El modelo no pudo reproducir la edad 3 en los años 2008 y 2011 debido a que esta debe ser consistente con lo observado en los años siguientes. Para el caso de la edad 3 en el año 2012, solo existe la informaci3n de esta cohorte para el año anterior, por lo que su estimaci3n es incierta. Las estimaciones de los reclutamientos del modelo siguen la relaci3n 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 40) muestra una subestimaci3n sistemática de la edad 3.

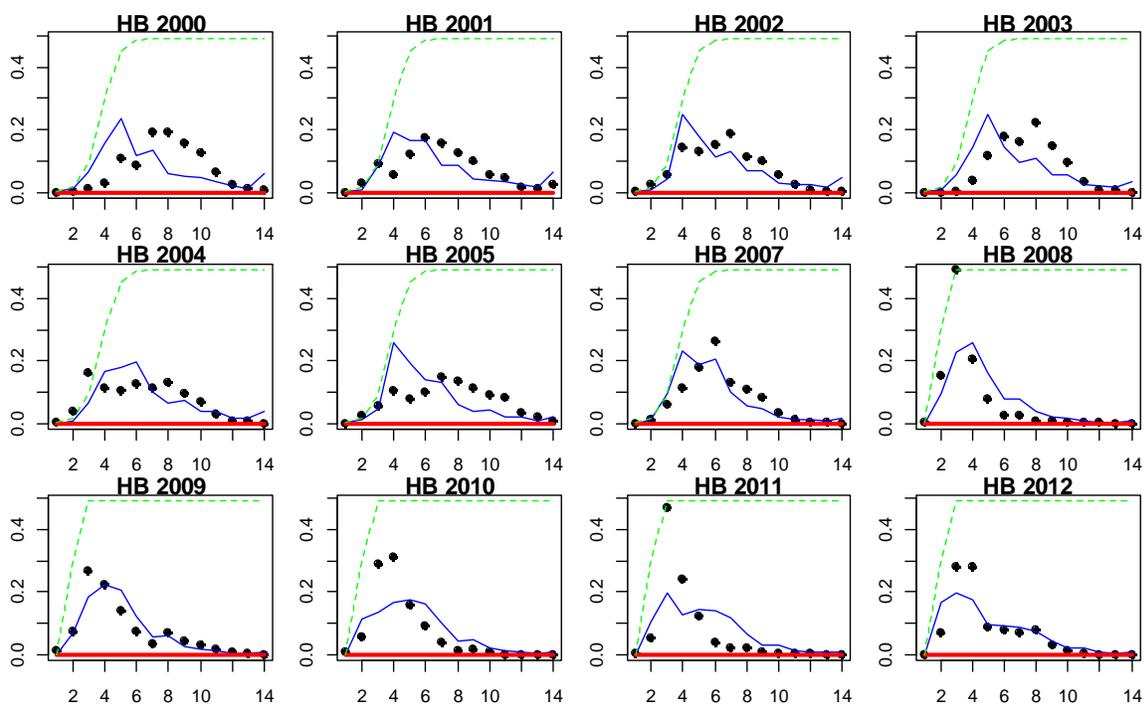


Figura 38. Ajuste del caso 6 (línea azul) a la proporci3n de edades en las abundancias estimadas por hidroacústica (puntos) y sus patrones de selectividad (línea verde). La línea roja indica el rango de edades incluido en el cálculo de verosimilitud.

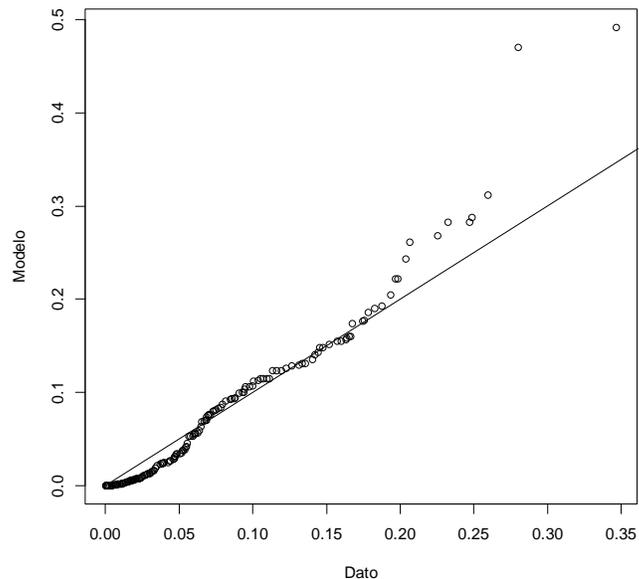


Figura 39. Ajuste del caso 14. qqplot de datos y los estimados de las proporciones a la edad en la abundancia estimada por acústica.

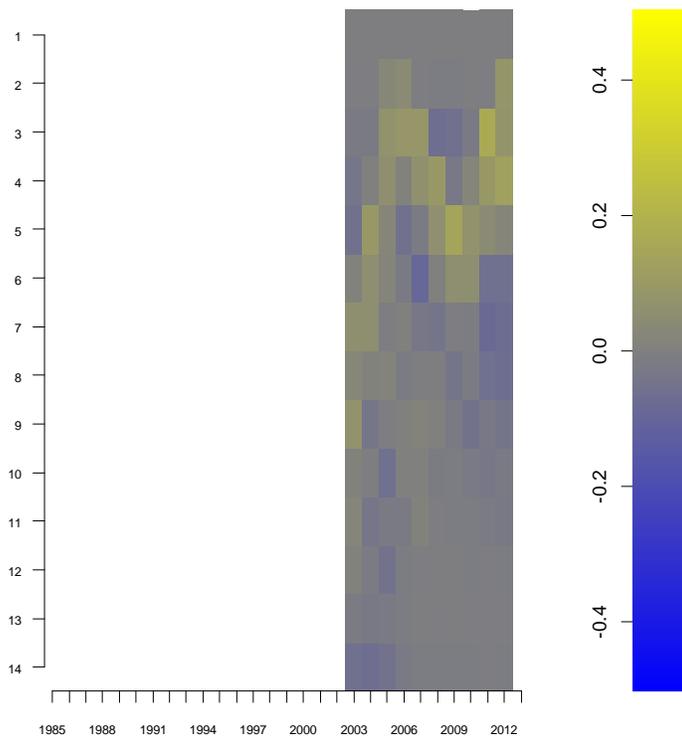


Figura 40. Residuales del caso 14 de la proporci3n de edades (eje vertical) en las abundancias estimadas por hidroacústica en los diferentes ańos (eje horizontal).

El ajuste de las proporciones en las capturas de arrastre de la PDA en general fue bueno (Figuras 41 a 43). La sugerencia de mantener el patrón de explotación tipo domo hasta el año 2001 logró eliminar los residuos negativos del grupo 14+ observado en las evaluaciones anteriores (Figura 43).

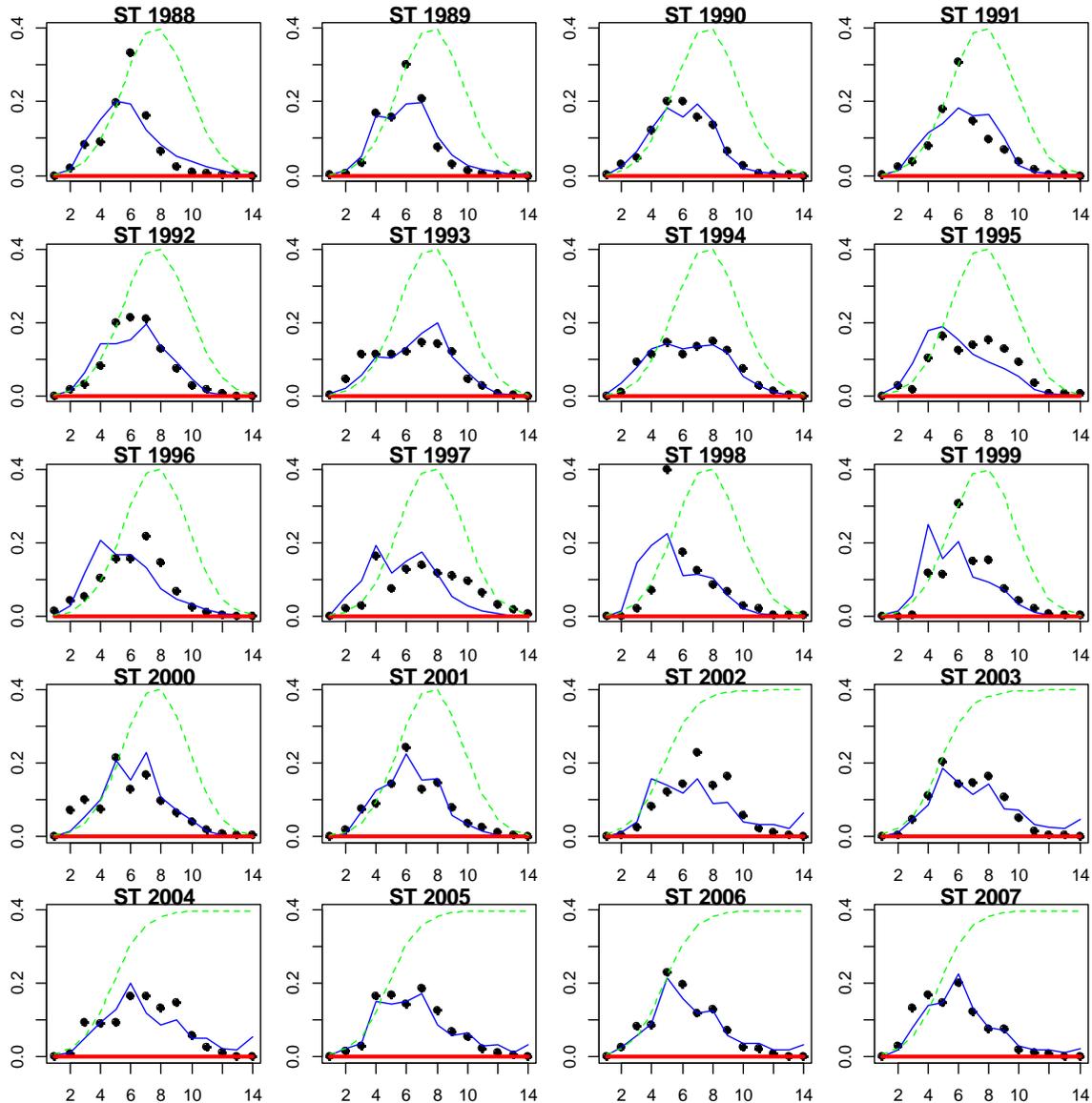


Figura 41. Ajuste del caso 14 (línea azul) a la proporción de edades en las capturas de arrastre sur-austral (puntos) y sus patrones de selectividad (línea verde). La línea roja indica el rango de edades incluido en el cálculo de verosimilitud.

Continuaci3n. Figura 41

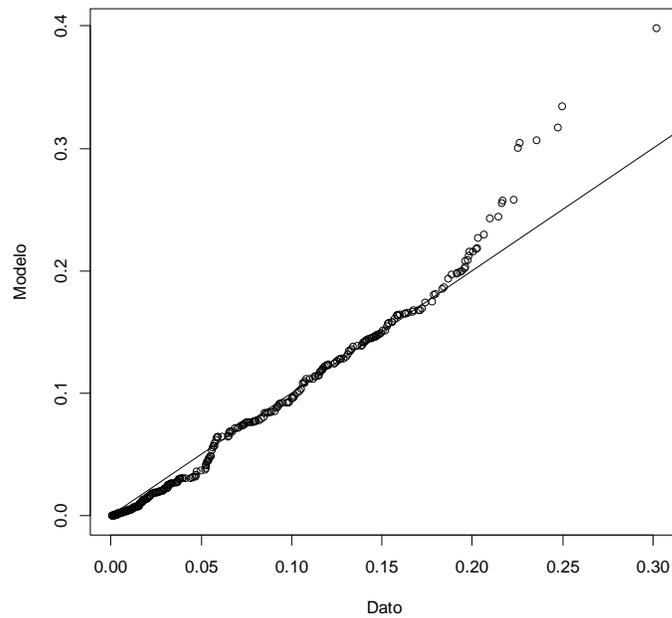
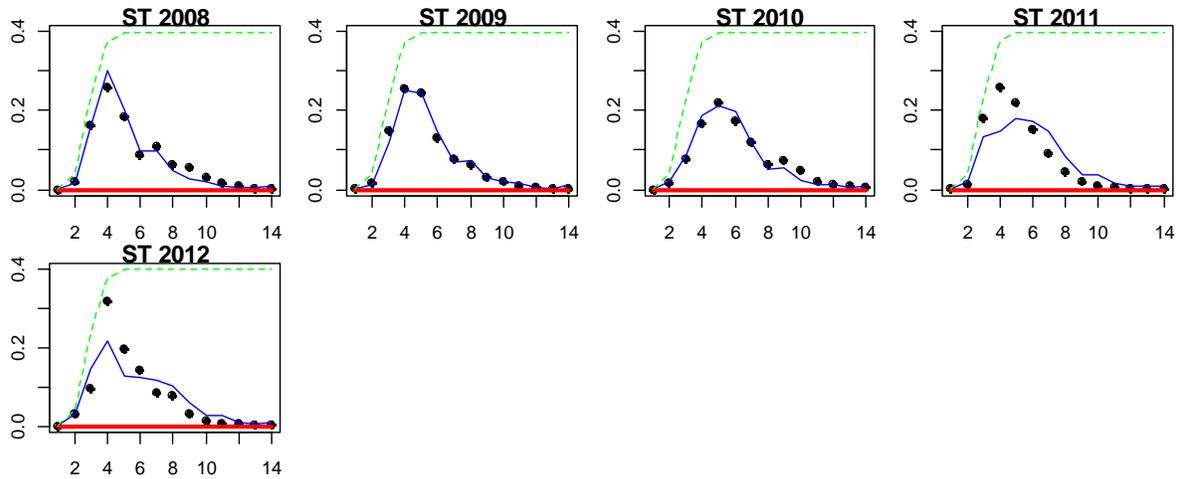


Figura 42. Ajuste del caso 14. qqplot de datos y los estimados de las proporciones a la edad en la captura de arrastre de la PDA.

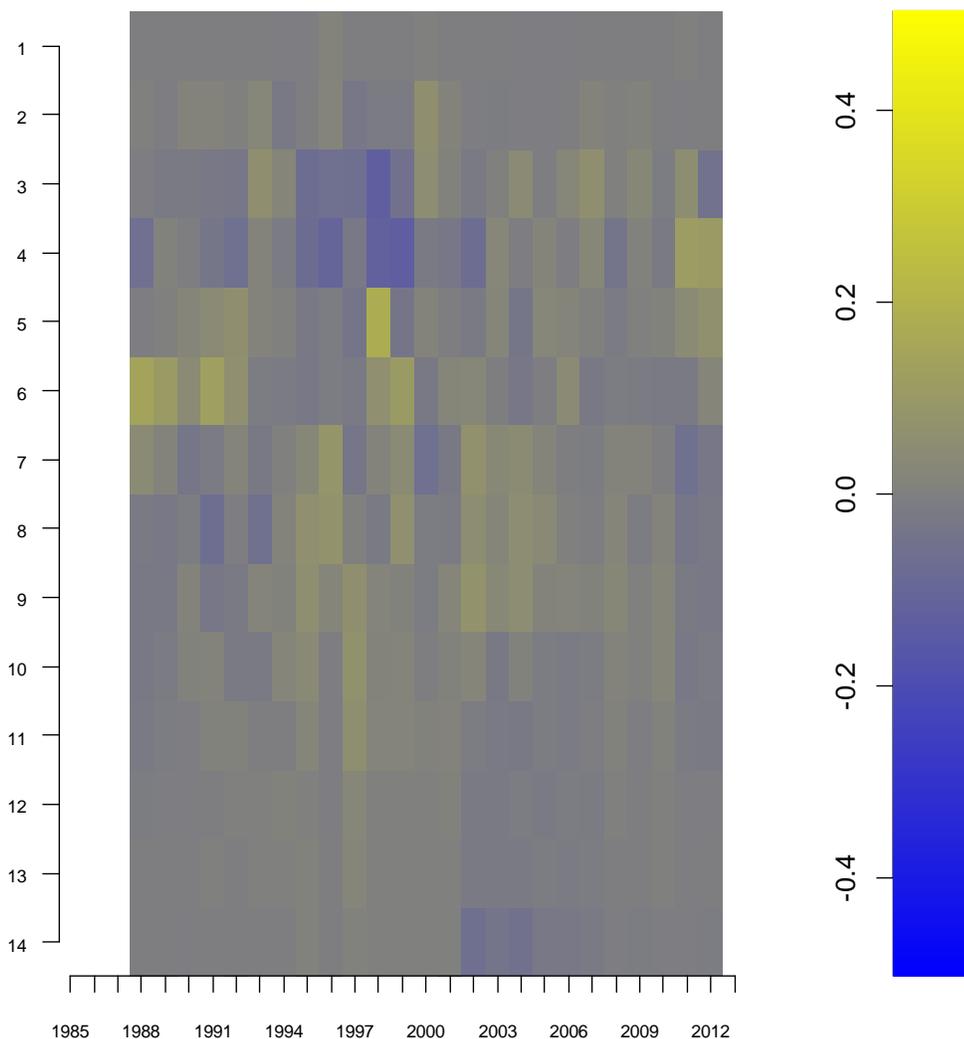


Figura 43. Residuales del caso 14 de la proporci3n de edades (eje vertical) en las capturas de arrastre de la PDA, en los diferentes a3os (eje horizontal).

El modelo reprodujo en general las proporci3n de edades observada en la flota arrastrera de la PDCS (Figuras 44 a 45). Pero estos ajustes fueron de menor calidad que los de la flota PDA, observándose una tendencia en los residuales a trav3s de los a3os y edades asociada a las cohortes 2003 a 2004 (Figura 46).

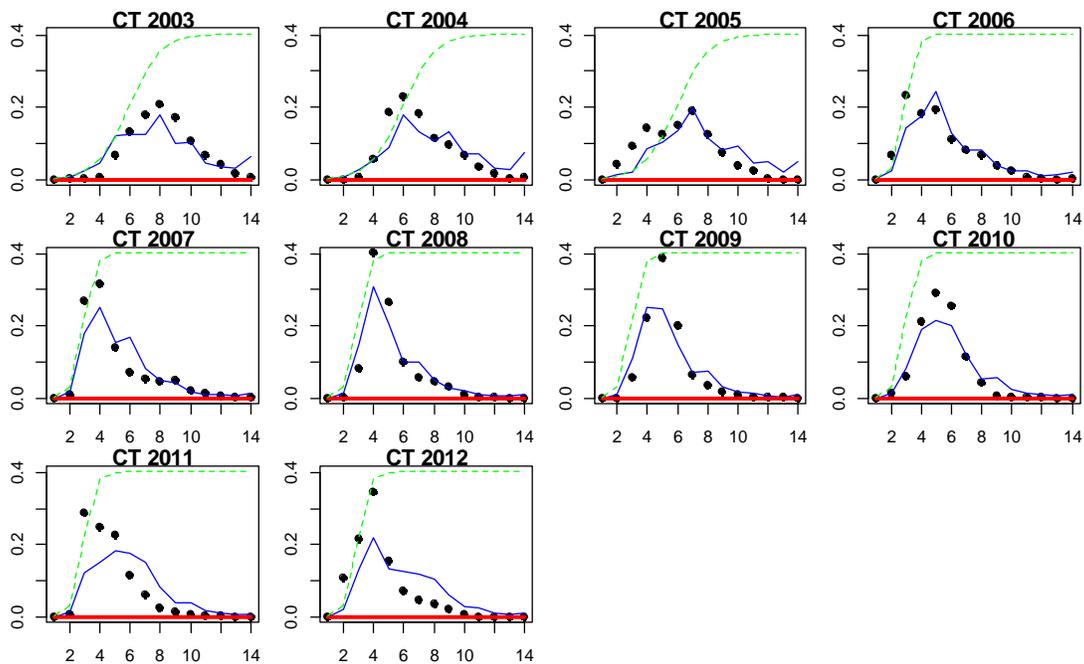


Figura 44. Ajuste del caso 14 (línea azul) a la de proporción de edades en las capturas de arrastre centro-sur (puntos) y sus patrones de selectividad (línea verde). La línea roja indica el rango de edades incluido en el cálculo de verosimilitud.

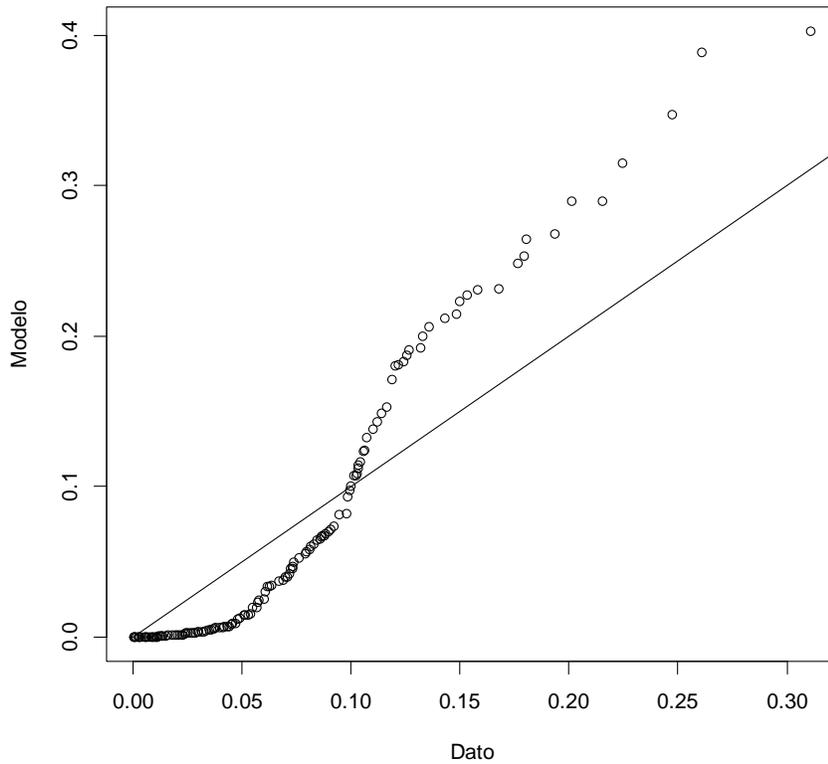


Figura 45. Ajuste del caso 14. qqplot de datos y los estimados de las proporciones a la edad en la captura de arrastre de la PDA.

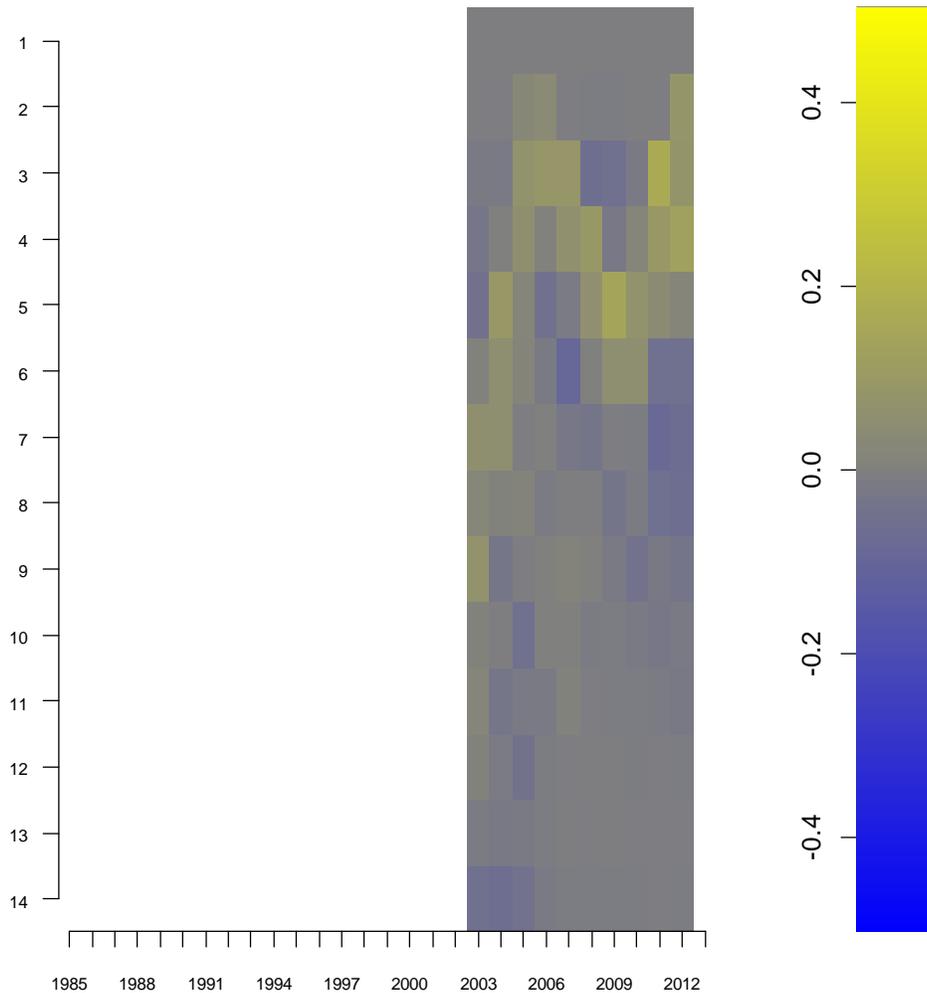


Figura 46. Residuales del caso 14 de la proporci3n de edades (eje vertical) en las capturas de arrastre de la PDCS, en los diferentes a1os (eje horizontal).

El modelo reprodujo en general la estructura de las capturas de cerco ajustando un patr3n de explotaci3n tipo domo asim3trico (**Figuras 47 a 49**). Sin embargo, los residuales presentaron tendencias fuertes con residuales positivos hacia las edades 2 y 3 y negativos en la edad 4 (**Figura 49**).

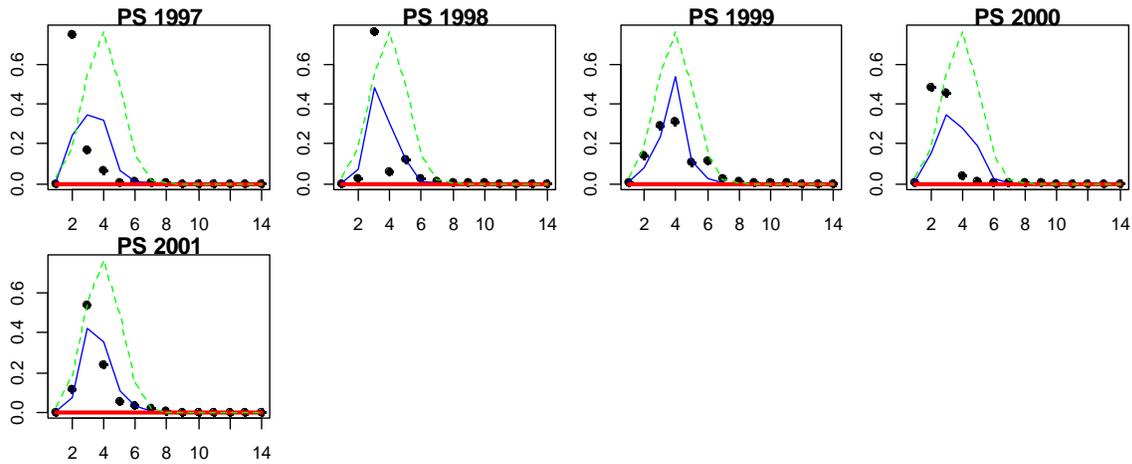


Figura 47 Ajuste del caso 14 (línea azul) a la proporción de edades en las capturas de cerco (puntos) y su patrón de selectividad (línea verde). La línea roja indica el rango de edades incluido en el cálculo de verosimilitud.

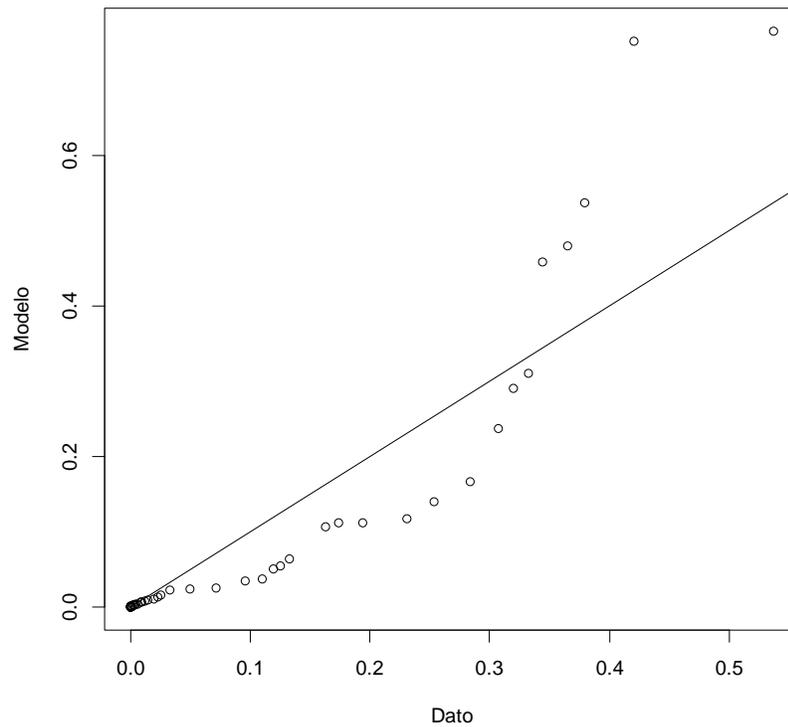


Figura 48. Ajuste del caso 14. qqplot de datos y los estimados de las proporciones a la edad en la captura de cerco.

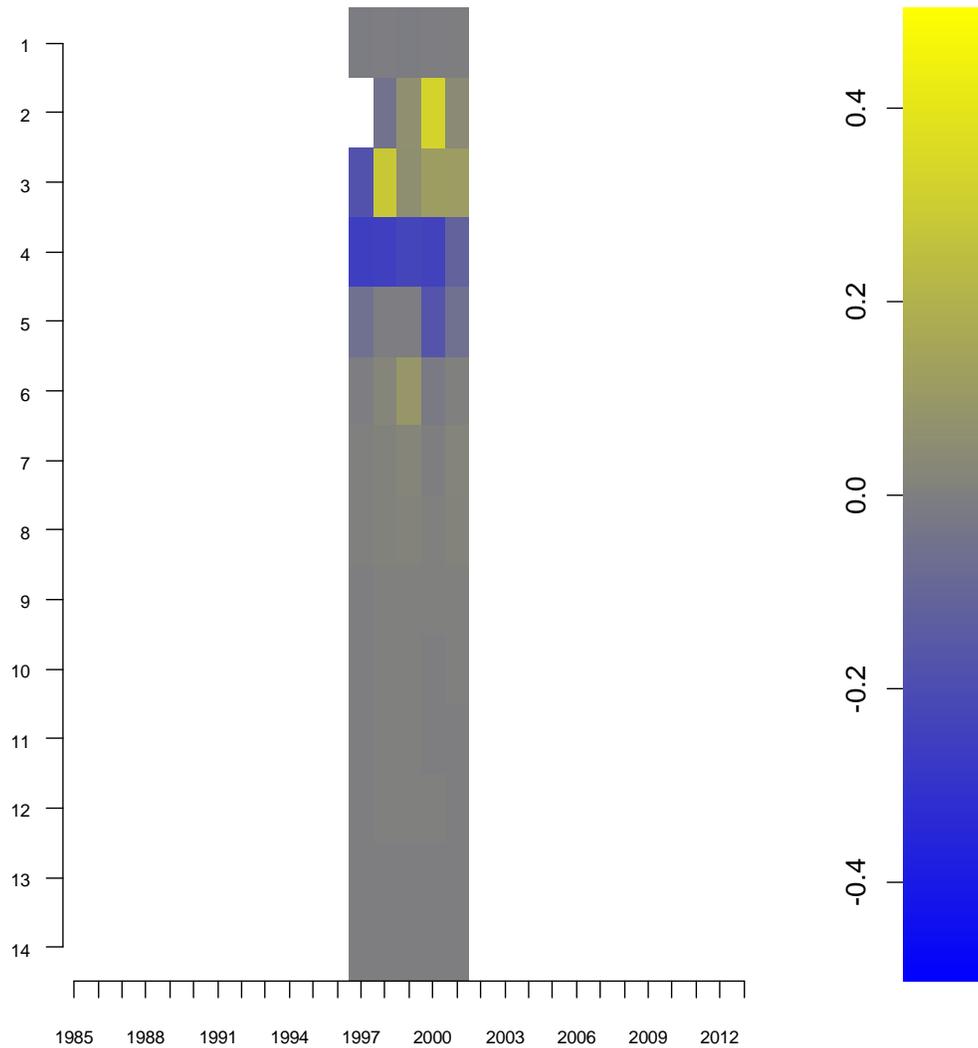


Figura 49. Residuales del caso 14 de la proporci3n de edades (eje vertical) en las capturas de cerco, en los diferentes a1os (eje horizontal).

5.2.6 Variables de inter3s del caso 14.

Las estimaciones indican para el a1o 2012 una biomasa total de 369 mil t (IC95% de 271 mil t a 468 mil t), una biomasa desovante de 158 mil t (IC95% de 109 mil t a 207 mil t), una reducci3n al 15% de la biomasa desovante virginal (IC95% de 8 a 21%), y una tasa de explotaci3n de 0.19 (IC95% de 0.14 a 0.24) (Figuras 50 y 51 y Tablas 7 y 8).

La biomasa total fluctu3 en torno a 1.25 millones de t entre el a3o 1987 y 1999, para luego una r3pida ca3da hasta el 3ltimo a3o, disminuyendo a 369 mil t (Figura 50 y Tabla 7). La biomasa desovante present3 una tendencia similar a la biomasa total, mientras que la biomasa de la fracci3n 6+ mostr3 una tendencia decreciente desde el inicio de la serie.

La incertidumbre de la biomasa total fue mayor (CV=10%) al inicio, tuvo los valores m3s bajos en 1998 y 2002 (CV=3%) e intermedios en los a3os m3s recientes (CV=7%) (Figura 51 y Tabla 8). La incertidumbre de la biomasa desovante present3 la misma tendencia que la incertidumbre de la biomasa total (Figura 52), pero sus CV fueron en promedio un 2% mayor que los CV de la biomasa total, por lo que su CV en el 2012 fue de 9%.

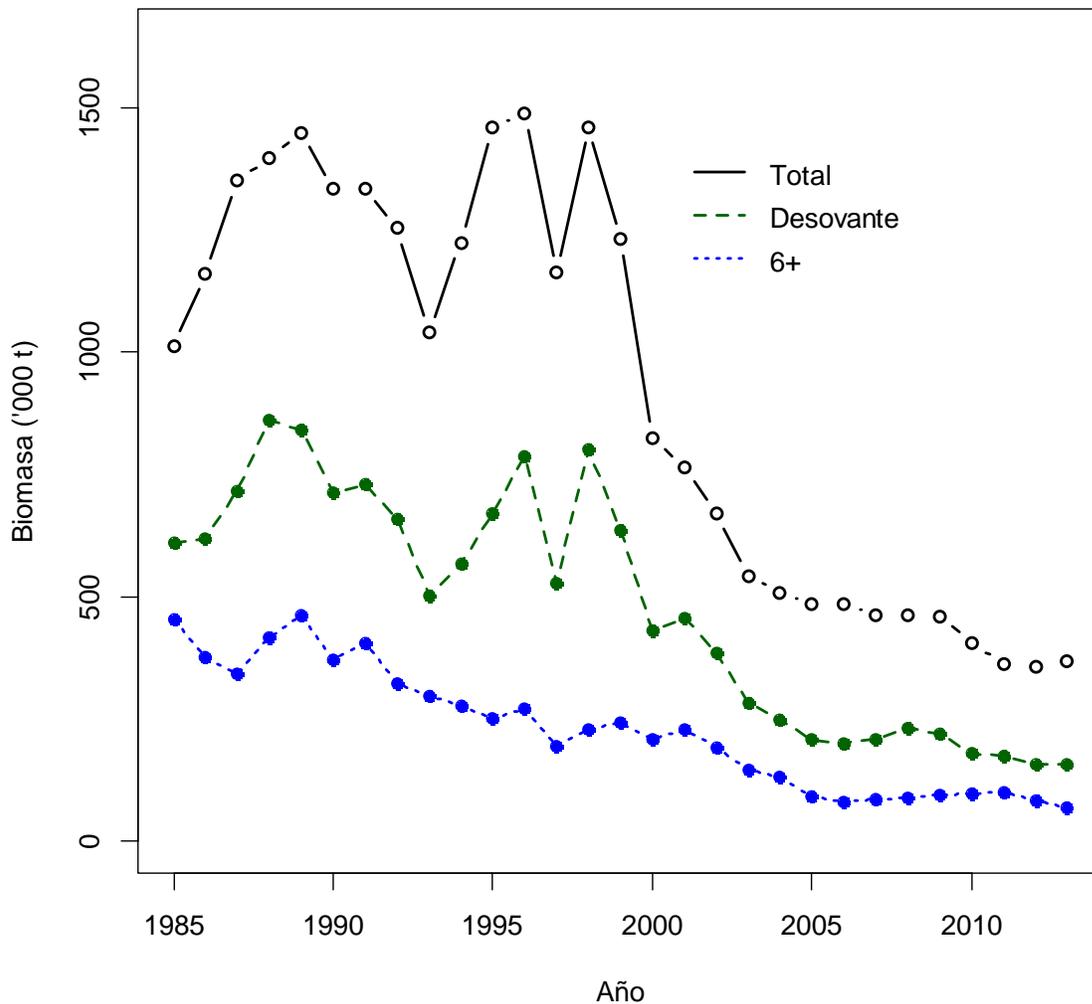


Figura 50. Fracciones de biomazas del stock. Caso 14 del a3o pasado con modelo de Ricker. El a3o 2013 corresponde a la proyecci3n con la cuota del a3o 2013, usada con en el c3lculo de CBA 2014.



Esta proyecci3n no afecta el ajuste del modelo, ya que no participa de las funciones de m3xima verosimilitud.

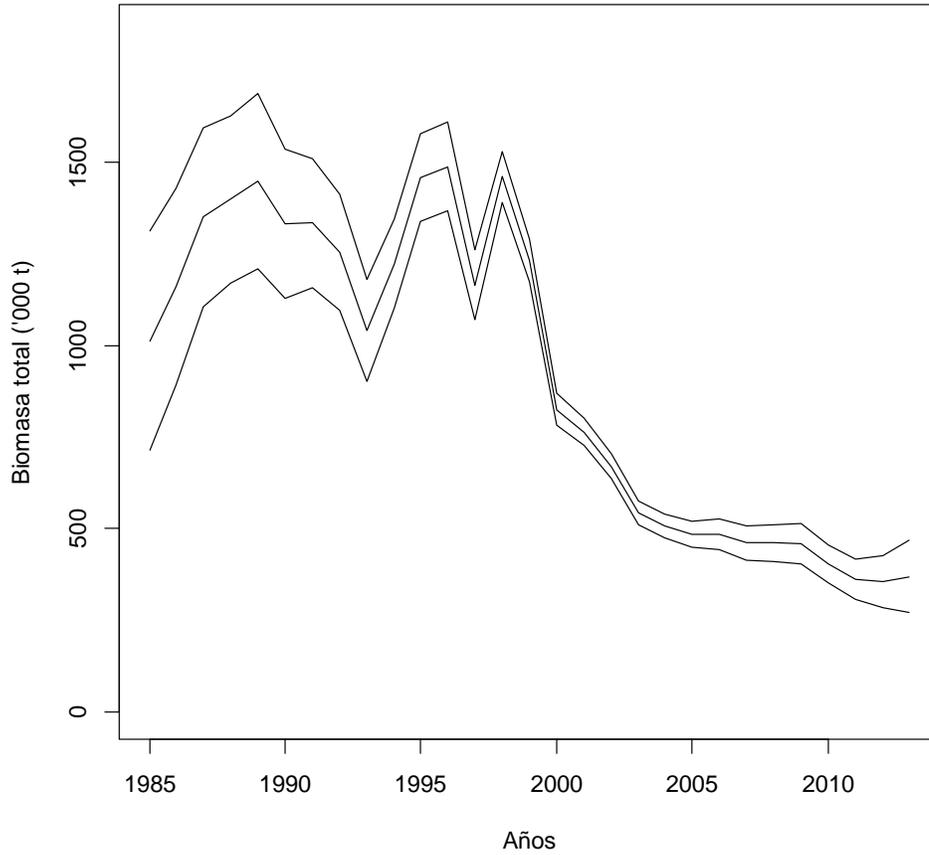


Figura 51. Biomasa total con intervalos de confianza al 95%. Caso 14. El a3o 2013 corresponde a la proyecci3n con la cuota del a3o 2013, usada con en el c3lculo de CBA 2014.

**Tabla 7.**

Estimados m3ximos veros3miles de las principales variables. Caso 14. El a3o 2013 corresponde a la proyecci3n con la cuota del a3o 2013, usada en el c3lculo de CBA 2014. Esta proyecci3n no afecta el ajuste del modelo, ya que no participa de las funciones de m3xima verosimilitud

A3o	Bt Miles	Bd Miles	B6p Miles	Rt Millones	Nt Millones
1985	1013	609	452	2023	4245
1986	1160	620	378	2979	5953
1987	1350	716	342	1995	6147
1988	1398	860	417	1781	5696
1989	1448	842	461	2069	5422
1990	1333	713	372	1741	4871
1991	1334	729	404	1568	4616
1992	1254	657	323	1916	4651
1993	1041	502	297	2778	5377
1994	1223	568	276	3483	6999
1995	1458	669	252	2780	7442
1996	1488	786	270	4791	9330
1997	1165	527	195	1944	7222
1998	1460	800	228	1682	6527
1999	1231	635	243	1806	5240
2000	825	431	208	782	3546
2001	764	458	228	630	2848
2002	670	386	190	772	2381
2003	543	283	146	460	1855
2004	508	247	132	682	1901
2005	485	208	93	884	2144
2006	484	201	81	766	2169
2007	461	209	86	558	1992
2008	461	232	88	392	1711
2009	460	219	94	501	1598
2010	404	181	97	503	1518
2011	363	175	99	671	1633
2012	357	157	82	853	1910
2013	369	158	68	693	1945



Tabla 8.

Estimados m3ximos verosimiles con intervalos de confianza al 95%, obtenidos con el caso 14. El a3o 2013 corresponde a la proyecci3n con la cuota del a3o 2013, usada en el c3lculo de CBA 2014. Esta proyecci3n no afecta el ajuste del modelo, ya que no participa de las funciones de m3xima verosimilitud

AÑO	Biomasa total			Biomasa Desovante			Biomasa 6+			BD/B0			Tasa de explotaci3n		
	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	714	1013	1312	386	609	833	249	452	656	0.41	0.56	0.72	0.03	0.05	0.07
1986	891	1160	1428	424	620	816	212	378	543	0.44	0.57	0.71	0.07	0.10	0.14
1987	1106	1350	1595	538	716	895	203	342	480	0.52	0.66	0.80	0.19	0.22	0.25
1988	1172	1398	1625	666	860	1054	263	417	571	0.63	0.80	0.96	0.29	0.32	0.36
1989	1209	1448	1687	653	842	1031	303	461	619	0.62	0.78	0.94	0.35	0.39	0.44
1990	1129	1333	1536	559	713	866	249	372	494	0.52	0.66	0.80	0.23	0.26	0.30
1991	1157	1334	1510	585	729	873	283	404	525	0.53	0.68	0.82	0.32	0.35	0.38
1992	1097	1254	1411	548	657	767	235	323	411	0.47	0.61	0.74	0.46	0.50	0.54
1993	903	1041	1179	407	502	597	217	297	377	0.36	0.47	0.57	0.20	0.23	0.26
1994	1101	1223	1345	477	568	658	206	276	347	0.41	0.53	0.64	0.15	0.17	0.19
1995	1338	1458	1578	583	669	755	195	252	310	0.47	0.62	0.77	0.30	0.33	0.35
1996	1367	1488	1608	707	786	865	215	270	326	0.55	0.73	0.90	0.51	0.54	0.57
1997	1070	1165	1259	473	527	582	158	195	231	0.37	0.49	0.61	0.10	0.11	0.12
1998	1391	1460	1530	739	800	862	190	228	267	0.56	0.74	0.93	0.40	0.42	0.44
1999	1174	1231	1288	592	635	678	208	243	278	0.44	0.59	0.74	0.45	0.47	0.50
2000	781	825	870	400	431	463	182	208	234	0.30	0.40	0.50	0.20	0.22	0.23
2001	727	764	801	429	458	487	202	228	253	0.32	0.42	0.53	0.30	0.32	0.34
2002	636	670	704	361	386	410	169	190	211	0.26	0.36	0.45	0.28	0.31	0.33
2003	510	543	576	260	283	305	128	146	165	0.19	0.26	0.33	0.21	0.26	0.30
2004	474	508	541	226	247	269	115	132	149	0.17	0.23	0.29	0.19	0.22	0.25
2005	449	485	521	188	208	229	79	93	107	0.14	0.19	0.25	0.26	0.30	0.35
2006	443	484	526	178	201	224	67	81	95	0.13	0.19	0.24	0.23	0.28	0.32
2007	415	461	507	182	209	236	70	86	102	0.14	0.19	0.25	0.20	0.24	0.28
2008	411	461	512	200	232	265	71	88	105	0.15	0.22	0.28	0.13	0.16	0.18
2009	405	460	515	184	219	255	75	94	114	0.14	0.20	0.27	0.15	0.17	0.20
2010	353	404	456	147	181	215	74	97	121	0.11	0.17	0.22	0.17	0.20	0.23
2011	307	363	419	138	175	212	73	99	126	0.11	0.16	0.22	0.17	0.20	0.23
2012	286	357	428	119	157	195	58	82	106	0.09	0.15	0.20	0.16	0.20	0.24
2013	271	369	468	109	158	207	45	68	92	0.08	0.15	0.21	0.14	0.19	0.24

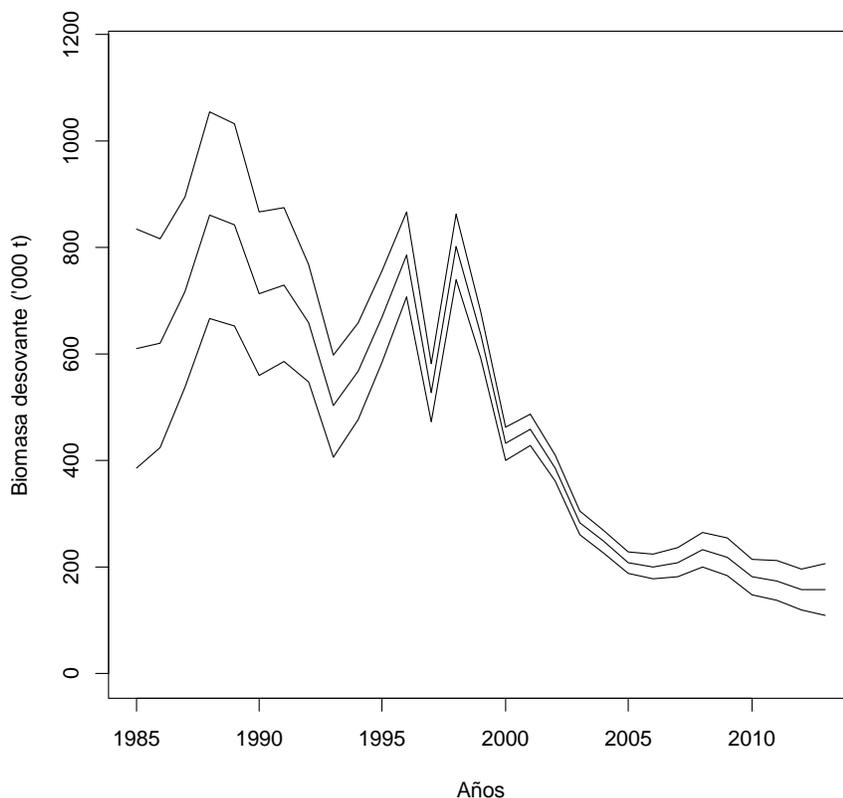


Figura 52. Biomasa desovante con intervalos de confianza al 95%. Caso 14. El a3o 2013 corresponde a la proyecci3n con la cuota del a3o 2013, usada con en el c3lculo de CBA 2014.

La incertidumbre de la biomasa de la fracci3n 6+ fue mayor (CV=21%) al inicio y menor 2001 y 2004 (CV=5%) e intermedia en los a3os m3s recientes (CV=12%) (**Figura 53 y Tabla 8**). En general la incertidumbre de la biomasa 6+ fue un 4% mayor que los CV de la biomasa total.

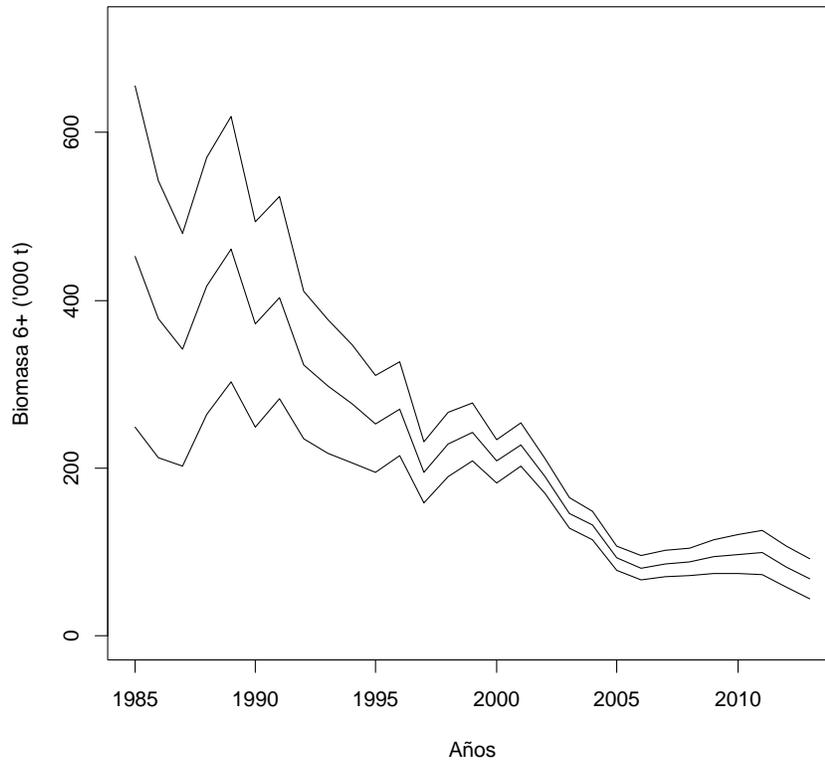


Figura 53. Biomasa de la fracci3n 6+ con intervalos de confianza al 95%. Caso 14. El a3o 2013 corresponde a la proyecci3n con la cuota del a3o 2013, usada con en el c3lculo de CBA 2014.

El modelo supuso un equilibrio estoc3stico para el primer a1o, por lo que la abundancia a la edad se desvi3 del decaimiento exponencial de equilibrio (Figura 54).

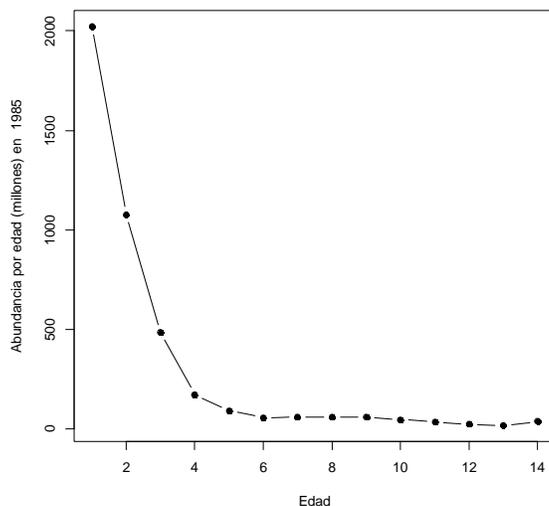


Figura 54. Abundancia a la edad inicial (a1o 1985). La edad 14 es un grupo plus. Caso 14. El a1o 2013 corresponde a la proyecci3n con la cuota del a1o 2013, usada con en el c3lculo de CBA 2014.

Los reclutamientos fueron muy variables hasta mediado de los a1os noventa, pero desde el a1o 2000 se han mantenido bajos y relativamente estables (Figura 55). Los mayores reclutamientos se observaron en 1994 y 1996.

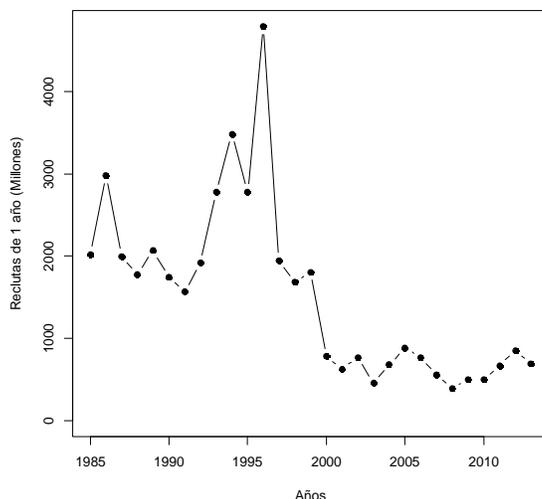


Figura 55. Reclutas de 1 a1o de edad en millones. Caso 14. El a1o 2013 corresponde a la proyecci3n con la cuota del a1o 2013, usada con en el c3lculo de CBA 2014.

Los reclutamientos estimados con la relación stock-reclutas de Ricker presentaron un fuerte componente de error de procesos (Figura 56).

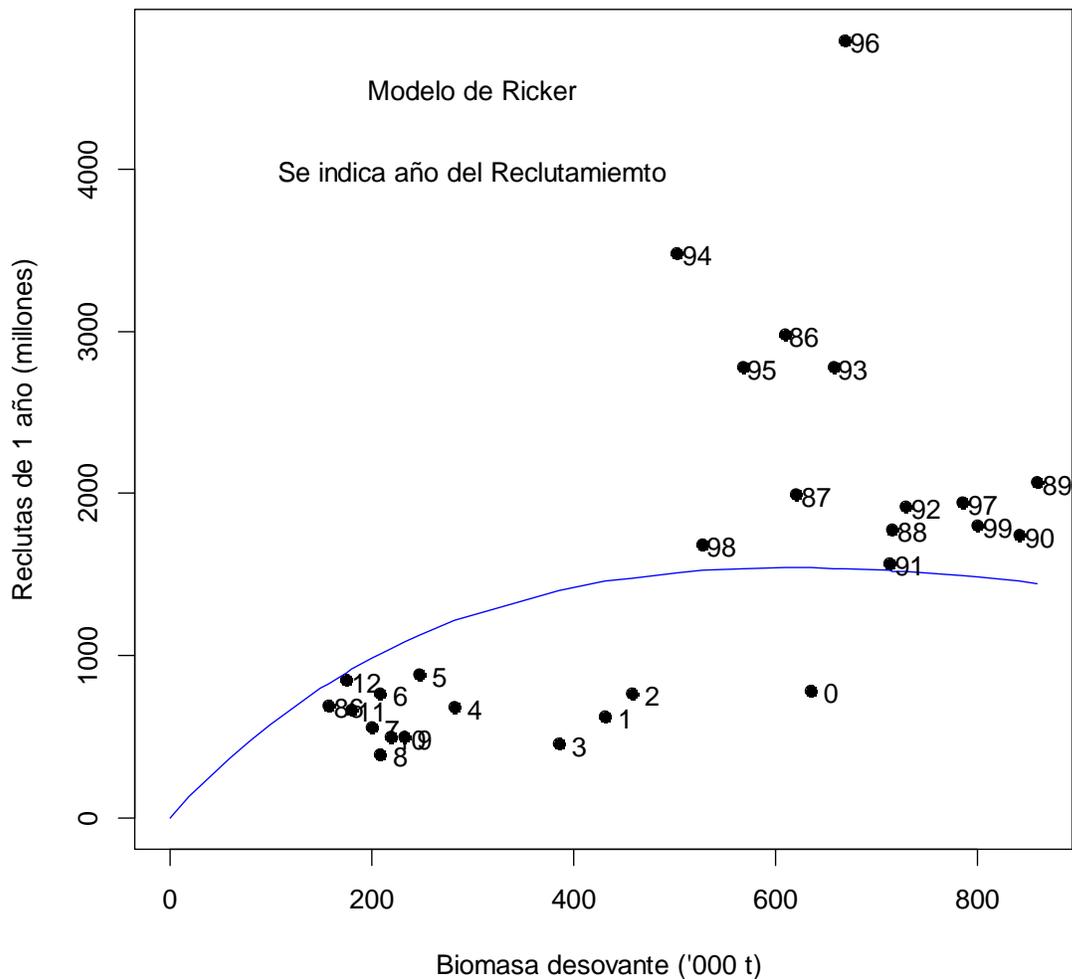


Figura 56. Relación biomasa desovante y reclutas de 1 año (puntos) del caso 14. Ajustado con el modelo de Ricker con error de proceso. Se indica el año del reclutamiento con los dos últimos dígitos del año.



Las desviaciones fueron positivas y de gran magnitud en los a1os ochenta y mediados de los noventas, mientras que fueron negativas y de menor cuantía en los a1os m1s recientes.

Al menos tres hip3tesis pueden ser postuladas para este cambio de nivel de reclutamientos en la 1ltima d3cada: 1) Los reclutamientos se mantienen bajos por que el modelo no incluye los descartes en la captura total (pero si en la estructura muestreada) y por lo tanto lo interpreta como reclutamientos bajos; 2) Los reclutamientos experimentaron un cambio de nivel debido a un cambio de r3gimen en la productividad del ecosistema, es decir, las desviaciones denso-independientes pueden estar asociadas con las oscilaciones del sur del fen3meno de El Ni1o y con sus respectivos per3odos fr3os y c1lidos; y 3) El florecimiento de la jibia en los 1ltimos a1os en la zona centro-sur que pudo haber consumido una fracci3n importante del stock.

Hasta el a1o 2002 las mayores tasas de explotaci3n fueron ejercidas por la flota de cerco, luego es la flota arrastrera de la PDA la responsable de la mayor parte de la explotaci3n, siendo la flota arrastrera de la PDCS la de menor impacto (**Figura 57**). En promedio las tasas de explotaci3n de la flota de cerco fueron mayores y m1s variables que las tasas de explotaci3n del arrastre PDA en los 1ltimos a1os. Los patrones de selectividades de las flotas comerciales y del crucero se presentan en las figuras **58** y **59**.

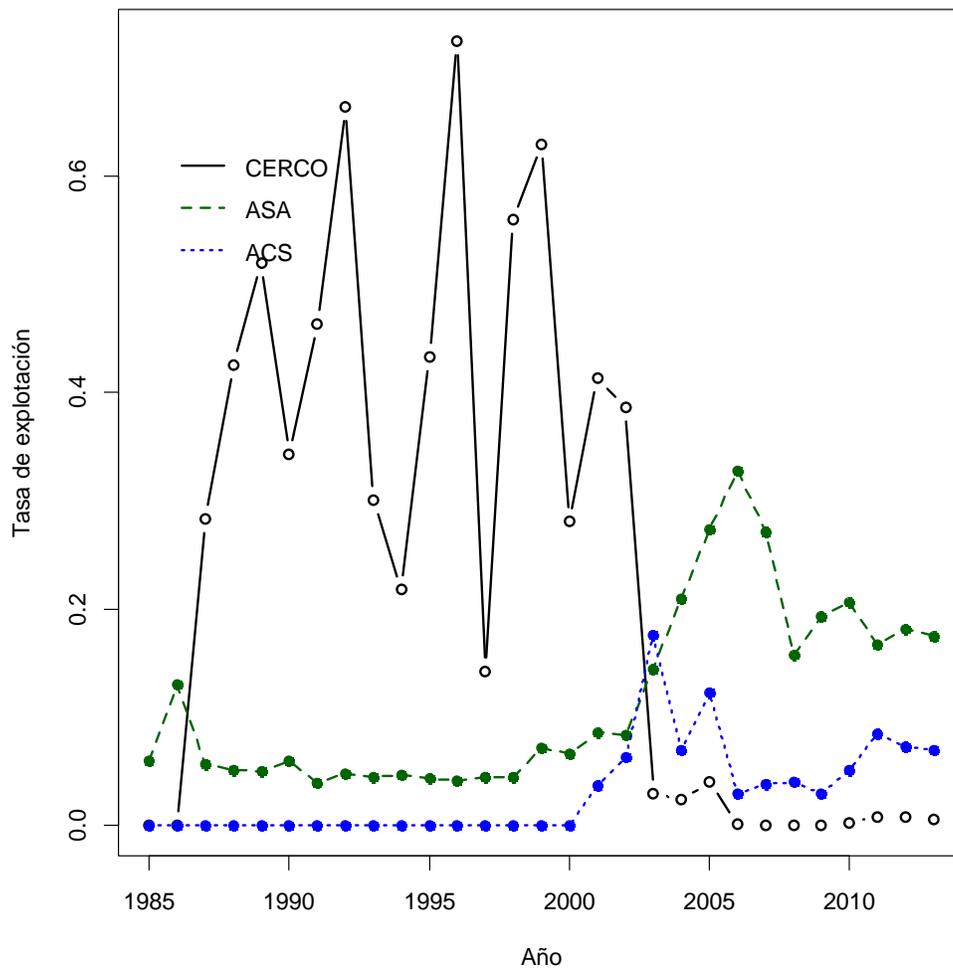


Figura 57. Tasas de explotaci3n por flota. Caso 14.

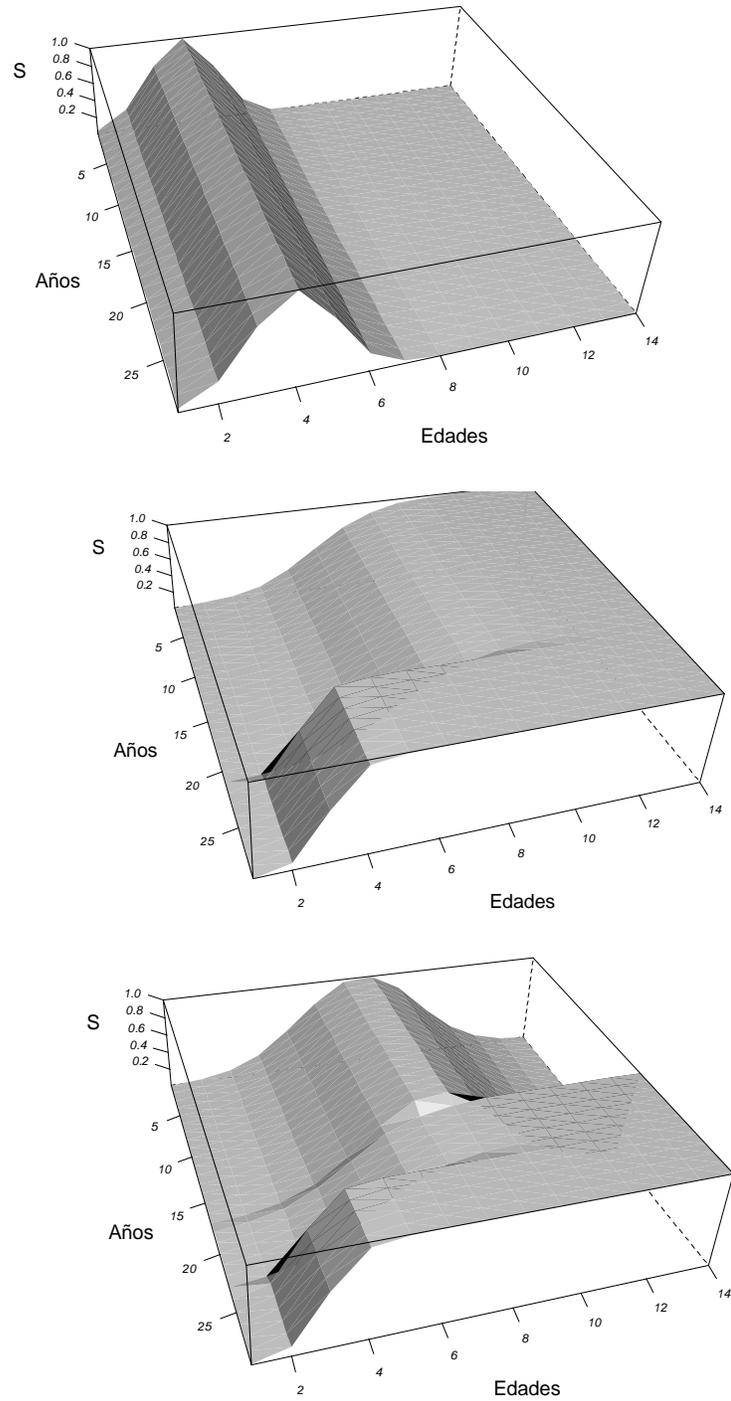


Figura 58. Patrones de explotaci3n para las flotas de cero (arriba), arrastre centro-sur (medio) y arrastre sur-austral (abajo). Caso 14.

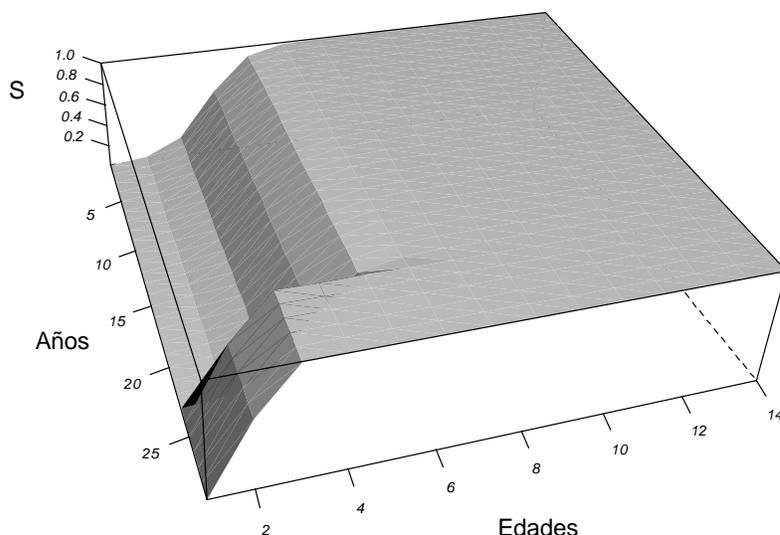


Figura 59. Patrones de selectividad del crucero acústico. Caso 14.

5.2.7 Diagrama de fase y estado del stock con el caso 14.

La trayectoria del stock en el diagrama de fase (**Figura 60**) muestra que al inicio, entre los años 1985 y 1988, el stock estaba subexplotado y luego rápidamente ingresó a la zona de sobreexplotación por pesca (sobrepesca) producto de tasas de explotación mayores a las que generan el RMS. En términos de biomasa desovantes, el stock mantuvo hasta el año 2001 niveles mayores que los del RMS y desde el 2002 se encuentra sobreexplotado en biomasa (sobreexplotación). Desde el 2006 el stock se encuentra colapsado con biomasa desovantes menores al 50% (20%BD0) de la biomasa desovante que genera el RMS.

La incertidumbre del estatus actual del stock se presenta en la **Figura 61** mediante la dispersión de los puntos provenientes del MCMC. El stock tiene una probabilidad de 0.974 de estar colapsada y de 1.0 de estar sobreexplotado.

Cuando se considera la sensibilidad del caso 14 a la incorporación de las correcciones a la captura oficial, se obtiene una condición más crítica del stock en términos de estar soportando tasas de explotación mucho mayores (**Figura 62**). En términos de biomasa desovante se estima una probabilidad cierta de estar colapsado (**Figura 63**).

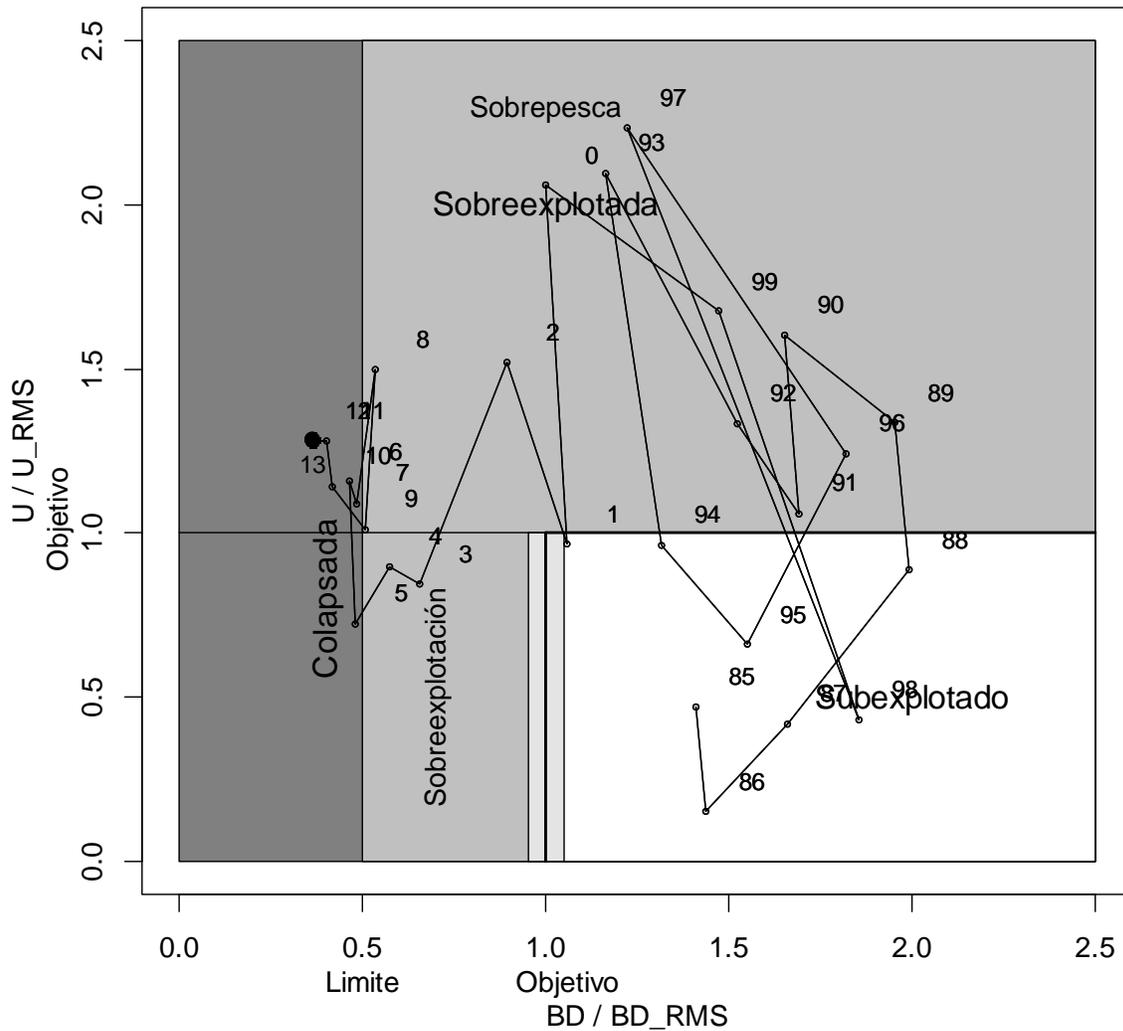


Figura 60. Diagrama de fase del estado del stock. La banda en torno a los valores objetivos indica la zona de plena explotaci3n. Los a1os se indican usando solo sus dos 1ltimos n1meros. Caso 14.

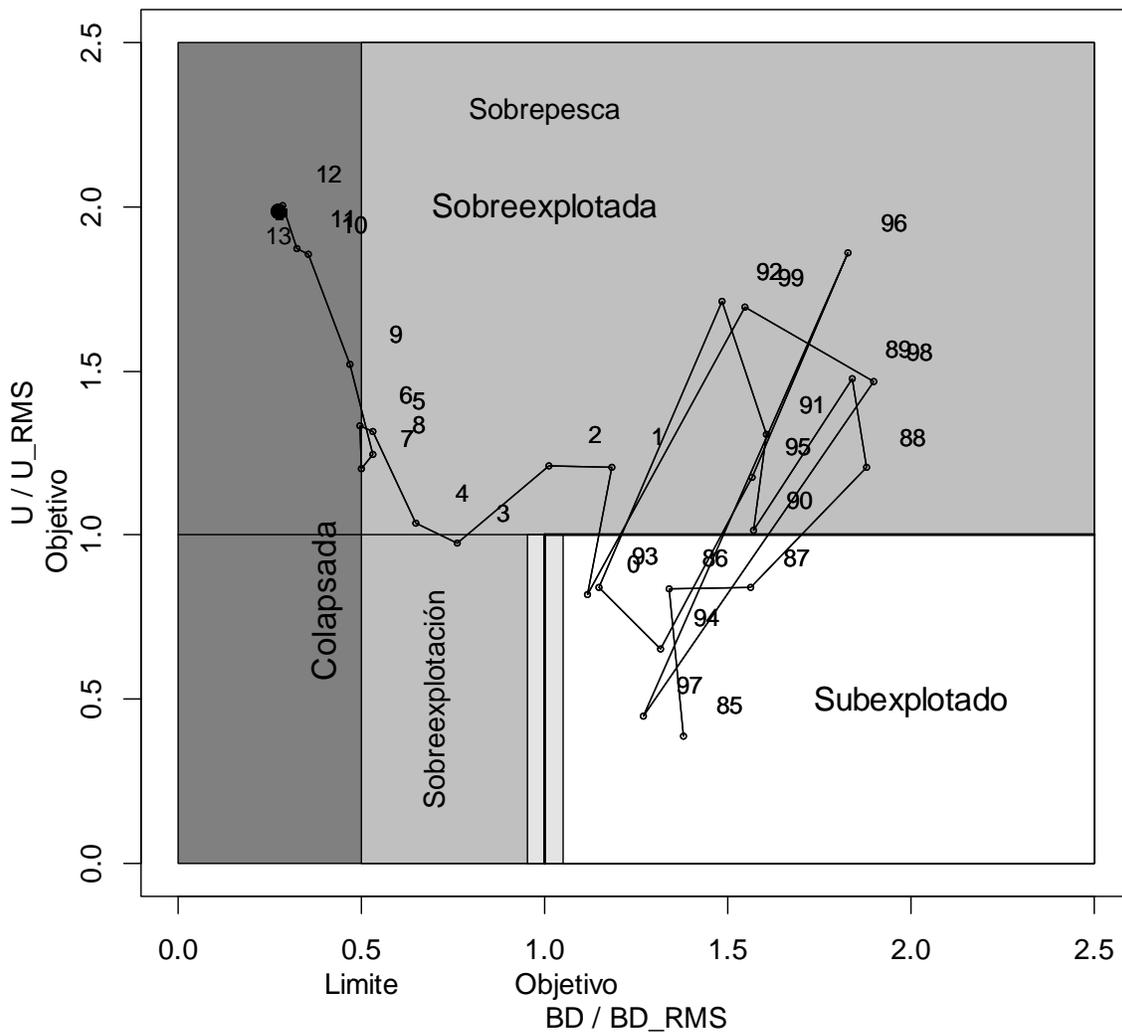


Figura 62. Diagrama de fase para el caso 14 con capturas corregidas (CR2).

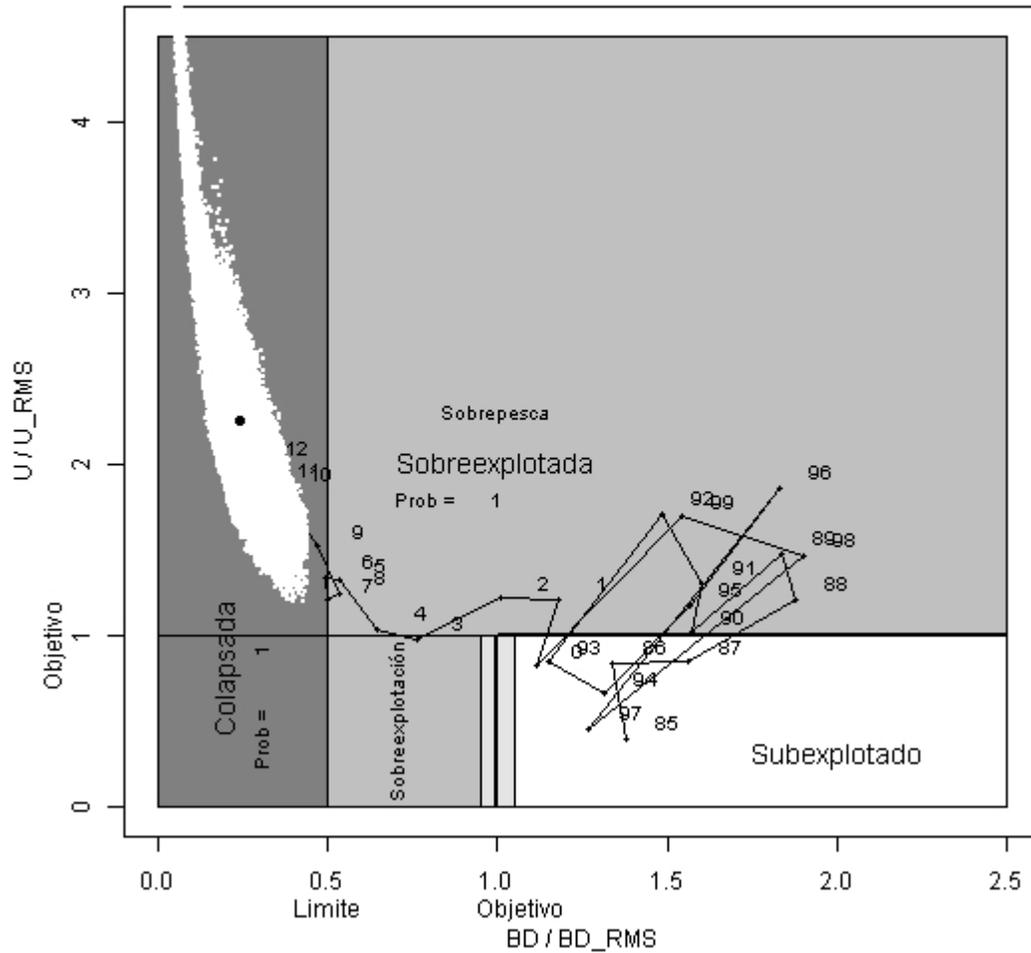


Figura 63. Diagrama de fase para el caso 14 con capturas corregidas (CR2) e incertidumbre para el a1o 2013 basada en procedimiento MCMC.



5.2.8 Estrategia de tasa de explotaci3n constante igual a U_{RMS}

a. Captura en el RMS para el 2014 con el caso 14.

Estos an3lisis se entregan de manera referencial, ya que no se pueden emplear seg3n la nueva Ley de Pesca, debido a que el stock est3 colapsado y se debe implementar un plan de recuperaci3n del stock.

La captura para un PBR igual a $U_{40\%BDPR}$, que corresponde a la captura en el RMS, fluctu3 entre 40 mil y 66 mil t y tuvo un valor modal de 52 mil t y un percentil de 10% de 41.2 mil t (**Figura 64 y Tabla 9**). Estos valores fueron menores que los estimados en las evaluaciones de stock de a3os anteriores. El PBR $U_{40\%BDPR}$, que corresponde a la tasa de explotaci3n en el RMS, fluctu3 entre 0.14 a 0.17, con el valor m3s probable en 0.155. Por su parte, la abundancia proyectada para enero del 2014, suponiendo una captura 2013 igual a la cuota de captura 2013, est3 compuesta principalmente por individuos menores de 6 a3os de edad, con una mayor incertidumbre en los reclutamientos de 1 a3o de edad.

Tabla 9.

Capturas y riesgos de sobrepasar la tasa de explotaci3n en el RMS (s3lo caso 14) para el a3o 2014 (esta evaluaci3n de stock) y para los a3os 2013 y 2012 (evaluaciones de stock anteriores).

Riesgo Prob($U > U_{40\%BDPR}$)	C_RMS 2014 (t)	C_RMS 2013 (t)	C_RMS 2012 (t)
0.1	41227	53141	45249
0.2	45047	55367	46881
0.3	47801	56972	48058
0.4	50154	58343	49063
0.5	52354	59625	50003

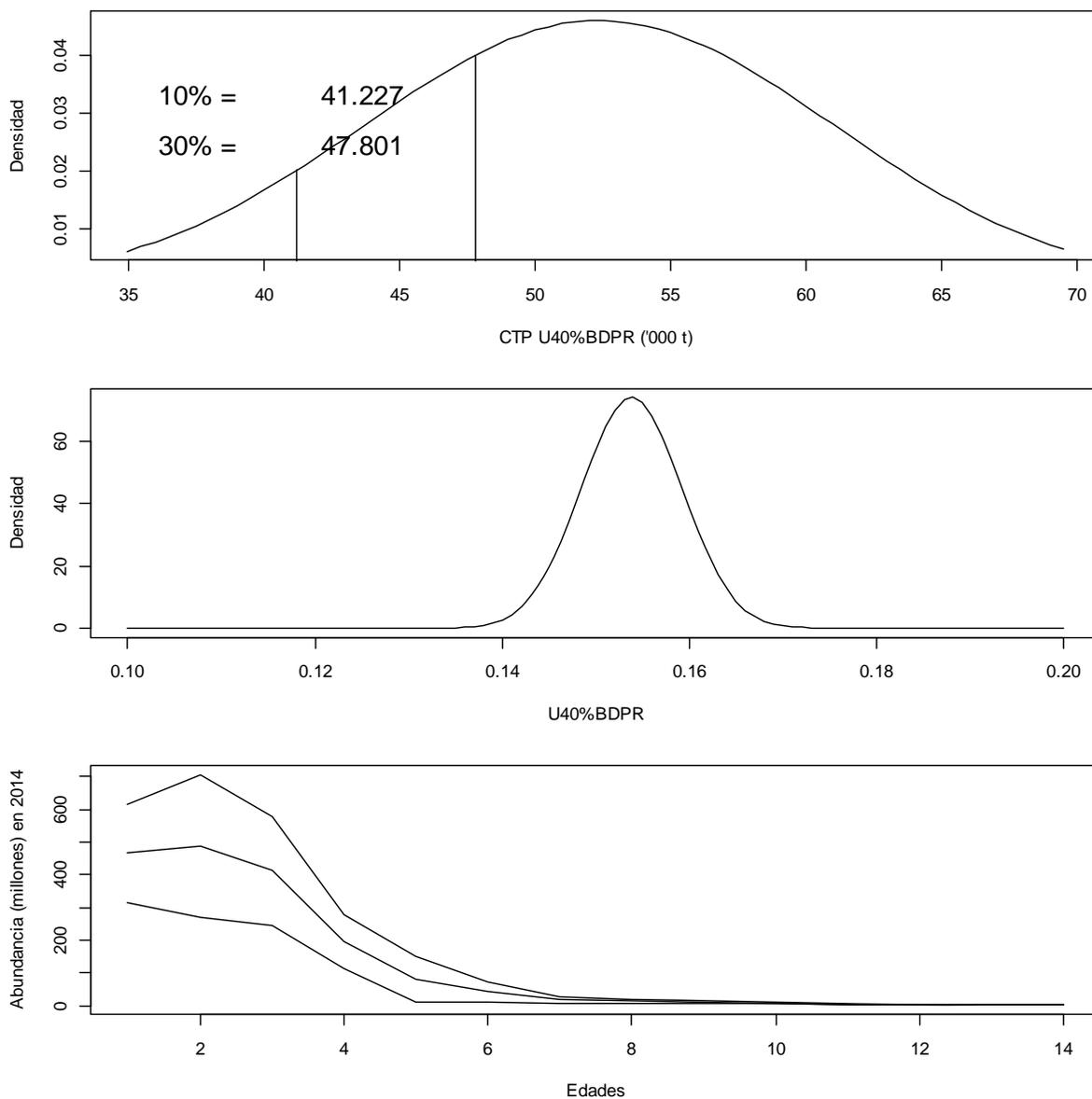


Figura 64. Distribuci3n de la captura en el RMS (arriba) basada en PBR U40%BDPR (al medio) y la abundancia proyectada para el a1o 2014 (abajo). Para la abundancia se muestran el estimado m1ximo veros1mil y los percentiles del 2.5 y 97.5. Caso 14.

b. Proyecci3n con tasa de explotaci3n constante que genera el RMS.

Esta proyecci3n se realiz3 para evaluar si se alcanza la recuperaci3n el stock ($BD=BD_{RMS}$) en el a3o 2032 (20 a3os de proyecciones). Los an3lisis indican que no se logra recuperar el stock (**Figura 65**). Aunque el valor del percentil del 50% del agotamiento no alcanza el objetivo de recuperaci3n, existe una probabilidad de aproximadamente 0.37 que lo alcance (**Figura 66**). Aplicando esta estrategia la captura total debe ser reducida en el 2014, pero luego esta aumentar3 con el crecimiento de la biomasa (**Figura 67**).

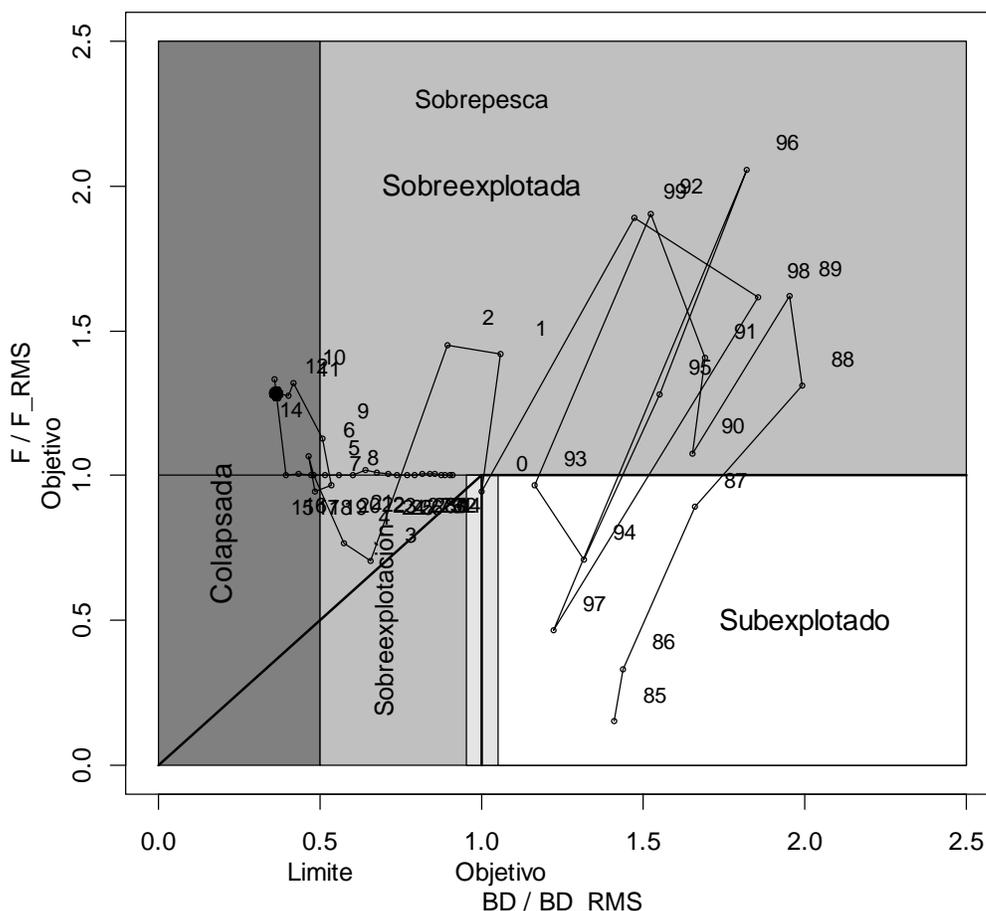


Figura 65. Proyecci3n del stock en el diagrama de estado considerando una estrategia de tasa de explotaci3n constante igual a U_{RMS} . Los a3os se indican usando solo sus dos 3ltimos d3gitos. Caso 14.

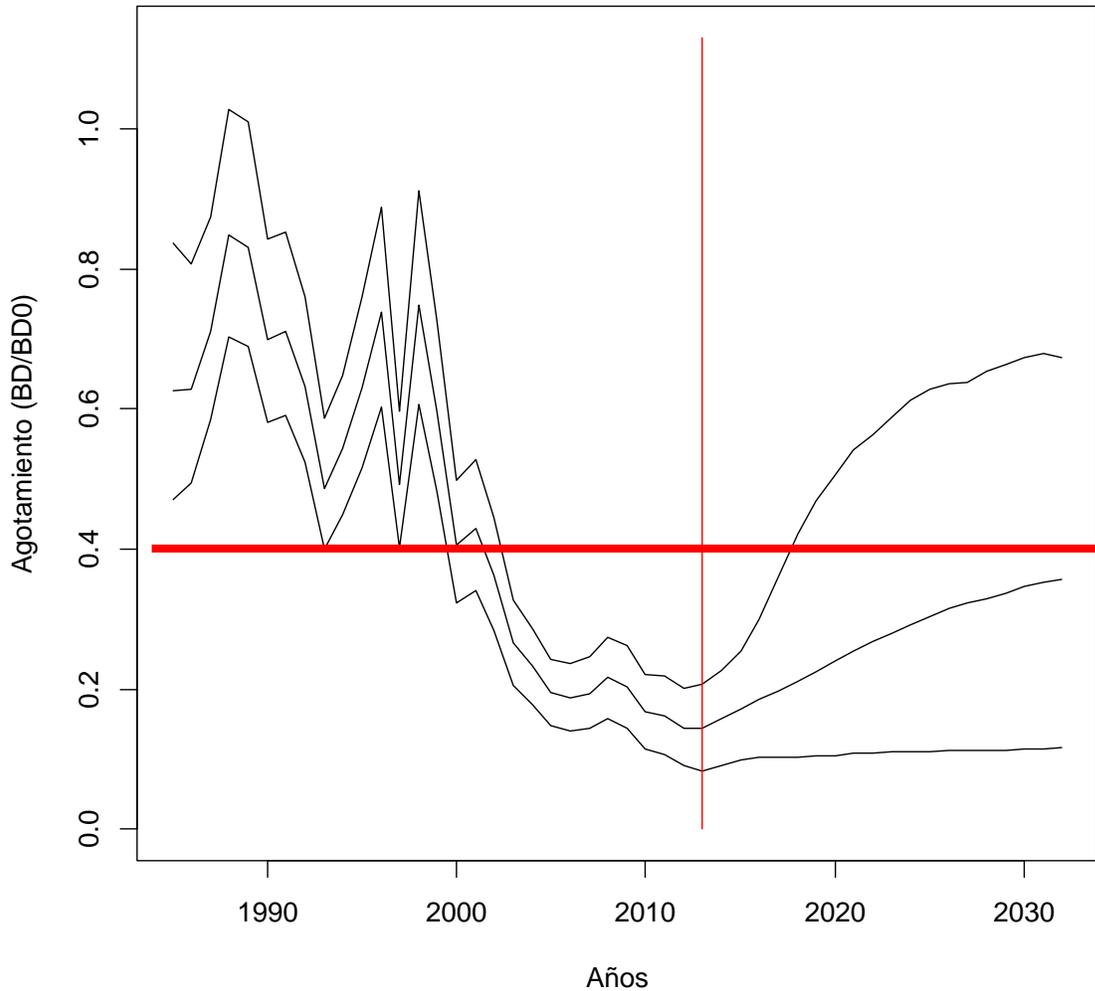


Figura 66. Agotamiento (BD/BD_RMS) hist3rico y proyectado con tasa de explotaci3n constante igual a U_{RMS} . Las l3neas de proyecci3n corresponden a los percentiles del 2.5, 50 y 97.5. La l3nea roja indica el inicio de la proyecci3n. Caso 14.

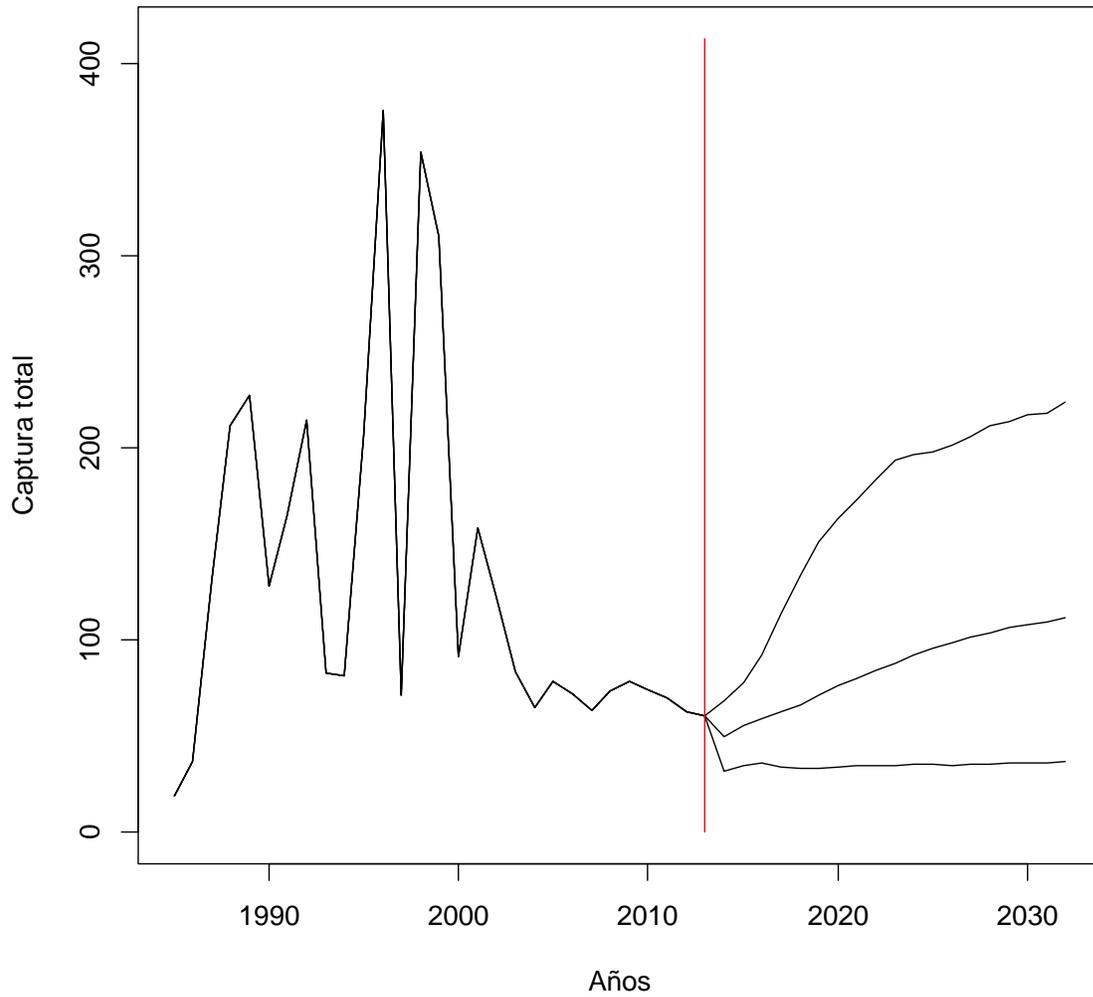


Figura 67. Captura total (miles de t) hist3rica y proyectada con tasa de explotaci3n constante igual a U_{RMS} .

5.2.9 Estrategia de recuperación rampa 1.

a. Captura en el 2014 con estrategia de rampa 1.

Dada la condición actual de biomasa desovante, se lee en la línea de recuperación (rampa) la proporción de la tasa de explotación que corresponde aplicar, en el caso de la merluza esta tasa de explotación es 0.365475 de la tasa de explotación que genera el RMS (**Figura 68**). Este factor de reducción se aplica a la distribución del PBR, obteniéndose la distribución de probabilidades de la tasa de explotación (media=0.055), con la cual se calcula la distribución de probabilidades de la CBA de recuperación (**Figura 69 y Tabla 10**). La CBA de recuperación se distribuyó desde 3 mil t hasta 35 mil t, con una moda de 19,0 mil t, y con valor de 8 mil t en el percentil 10%.

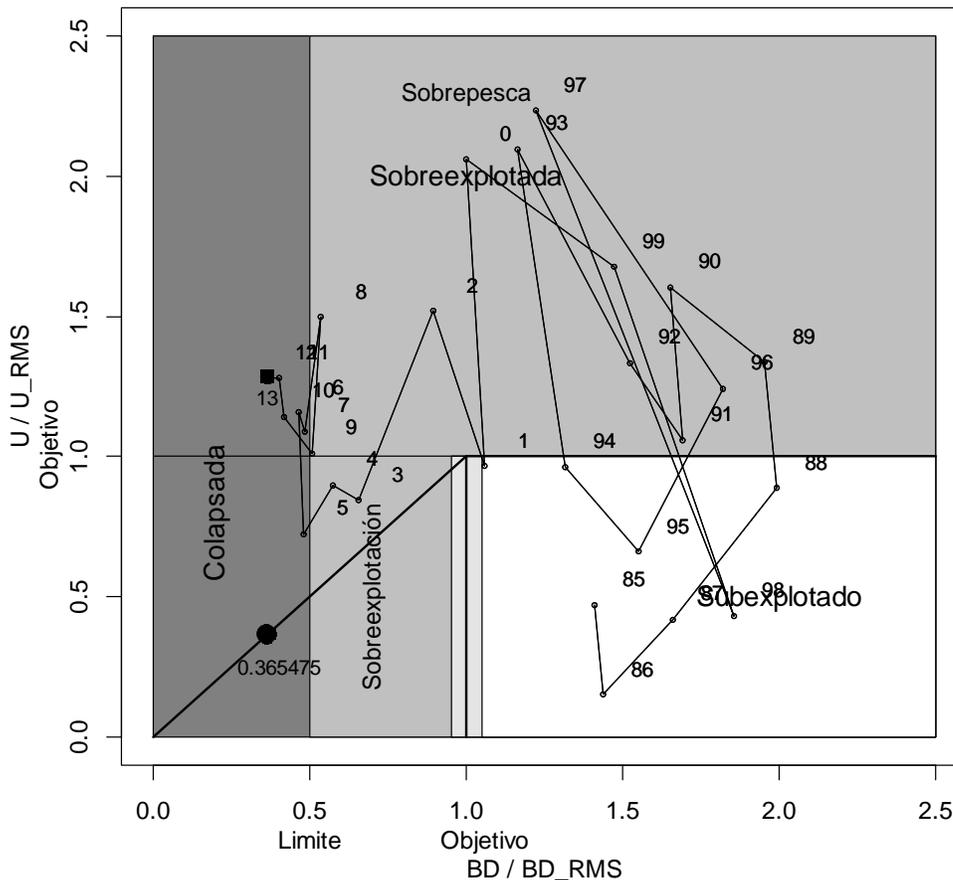


Figura 68. Diagrama del estado del stock considerando un estrategia de recuperación tipo "rampa 1", representada por una línea recta del origen hasta el punto (1,1). En la línea de recuperación se muestra la proporción a la cual debe disminuirse la razón F/F_{RMS} . Los años se indican usando solo sus dos últimos dígitos. Caso 14.

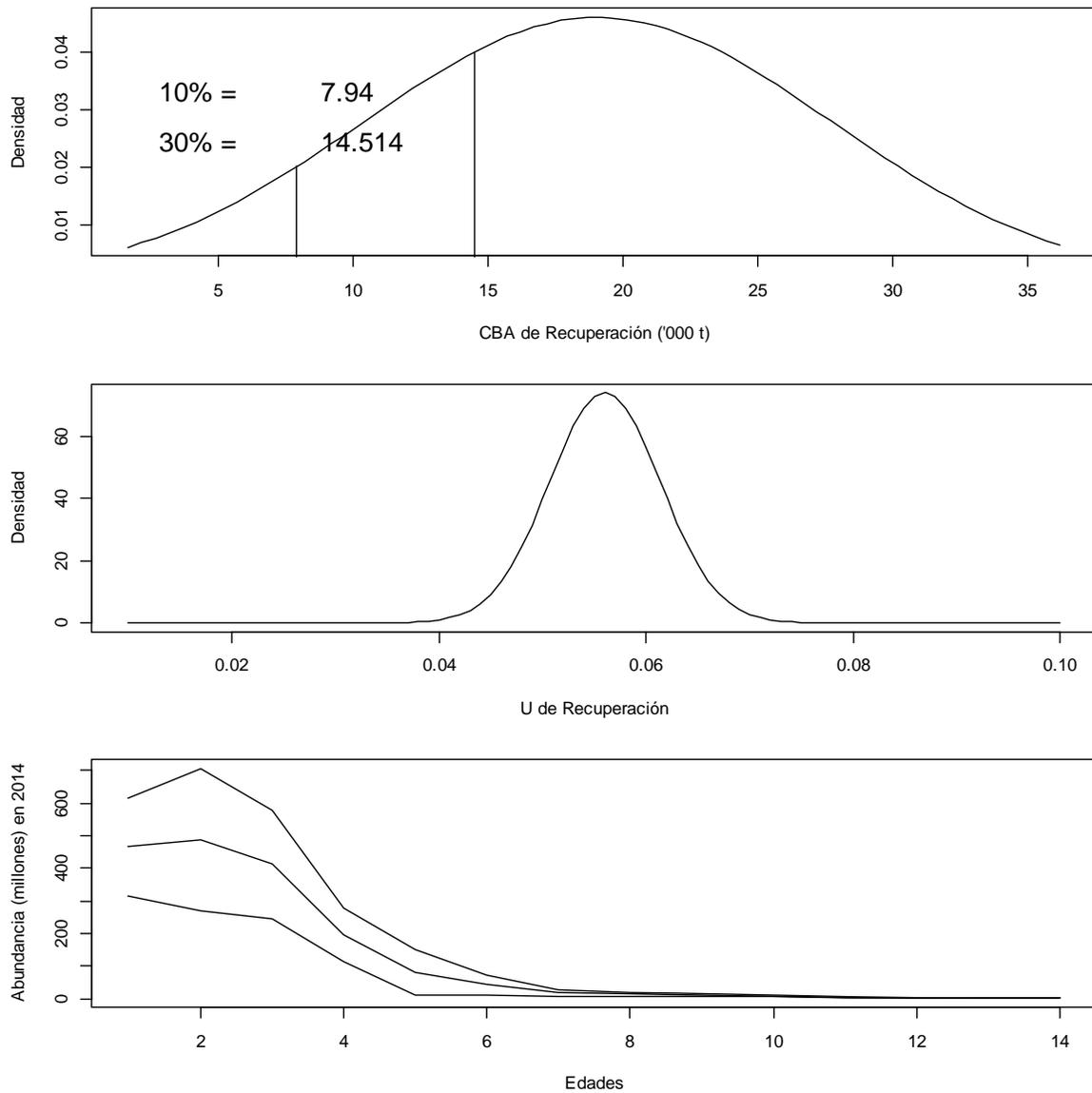


Figura 69. Distribuci3n de CBA 2014 para una estrategia de recuperaci3n tipo "rampa 1" (arriba), basada en una tasa de recuperaci3n (al medio) y en la abundancia proyectada para el a1o 2014 (abajo). Para la abundancia se muestran el estimado m1ximo veros3mil y los percentiles del 2.5% y 97.5%. Caso 6.



Tabla 10.

Captura Biol3gicamente Aceptable (CBA) para la estrategia de recuperaci3n tipo "rampa 1" (CBA_RECUPERACION) y captura en el RMS (C_RMS) basada en PBR U_40%DBPR, para diferentes niveles de riesgo (probabilidad).

Probabilidad	CBA_RECUPERACION	C_RMS
0.1	8007	41227
0.2	11827	45047
0.3	14581	47801
0.4	16934	50154
0.5	19134	52354

b. Proyecci3n con estrategia de rampa 1.

Esta estrategia logra alcanzar la recuperaci3n del stock, pero no es capaz de seguir la l3nea de recuperaci3n deseada, siguiendo valores de tasas de explotaci3n menores a los esperados, lo cual impacta con capturas m1s bajas, pero a la vez genera una recuperaci3n m1s r1pida (**Figura 70**).

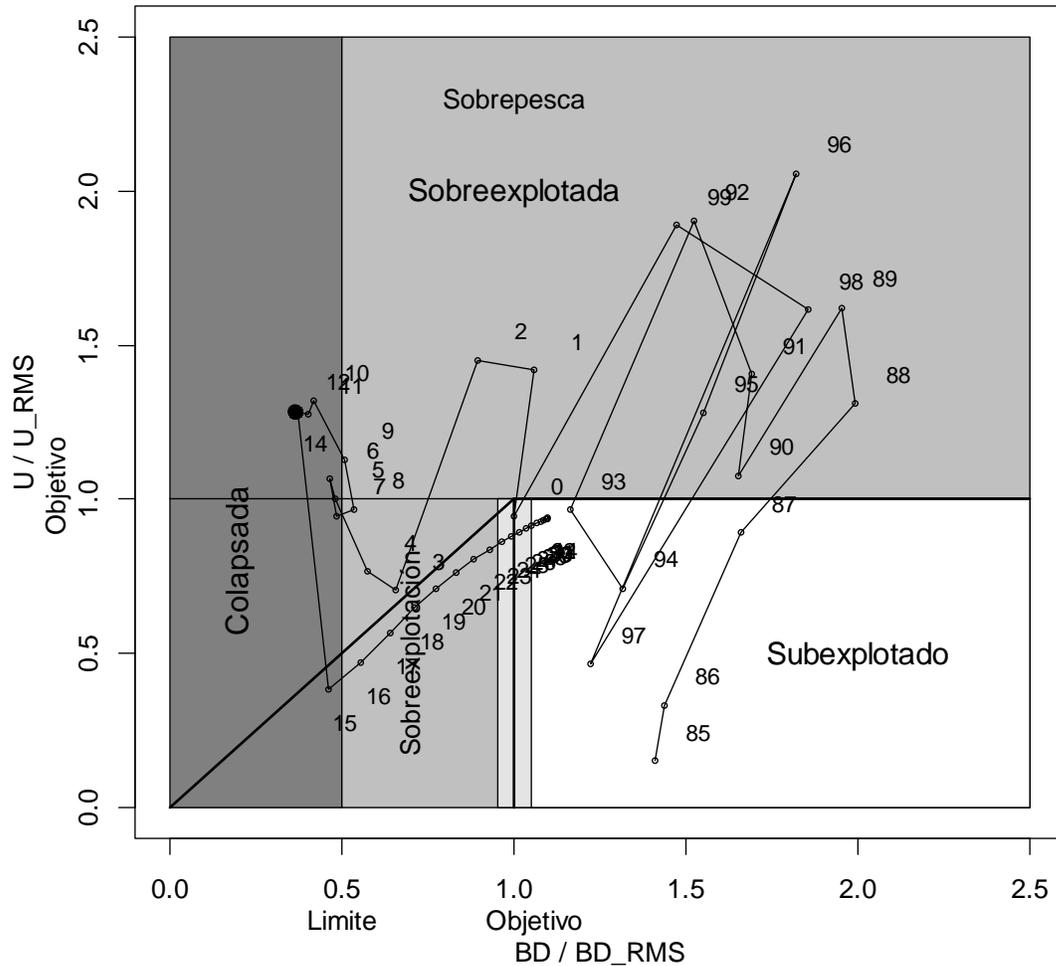


Figura 70. Proyección del stock en el diagrama de estado considerando una estrategia de recuperación rampa 1. Los años se indican usando sólo sus dos últimos dígitos. Caso 14.

5.2.10 Estrategia de recuperación rampa 2.

Esta estrategia fue capaz de recuperar el stock y seguir la línea de recuperación deseada (Figura 71), por lo tanto a continuación se presentan sus resultados en detalle. Los reclutamientos fueron proyectados en base al modelo de stock-recluta de Ricker con el error de estimación y con error de proceso, por lo tanto, en cada muestra del MCMC se aplicó un modelo stock-recluta de Ricker y un vector de desviaciones del error de proceso (Figura 72). El procedimiento de proyección logró reproducir las fluctuaciones de los reclutamientos observadas en el stock (Figuras 73 y 74).

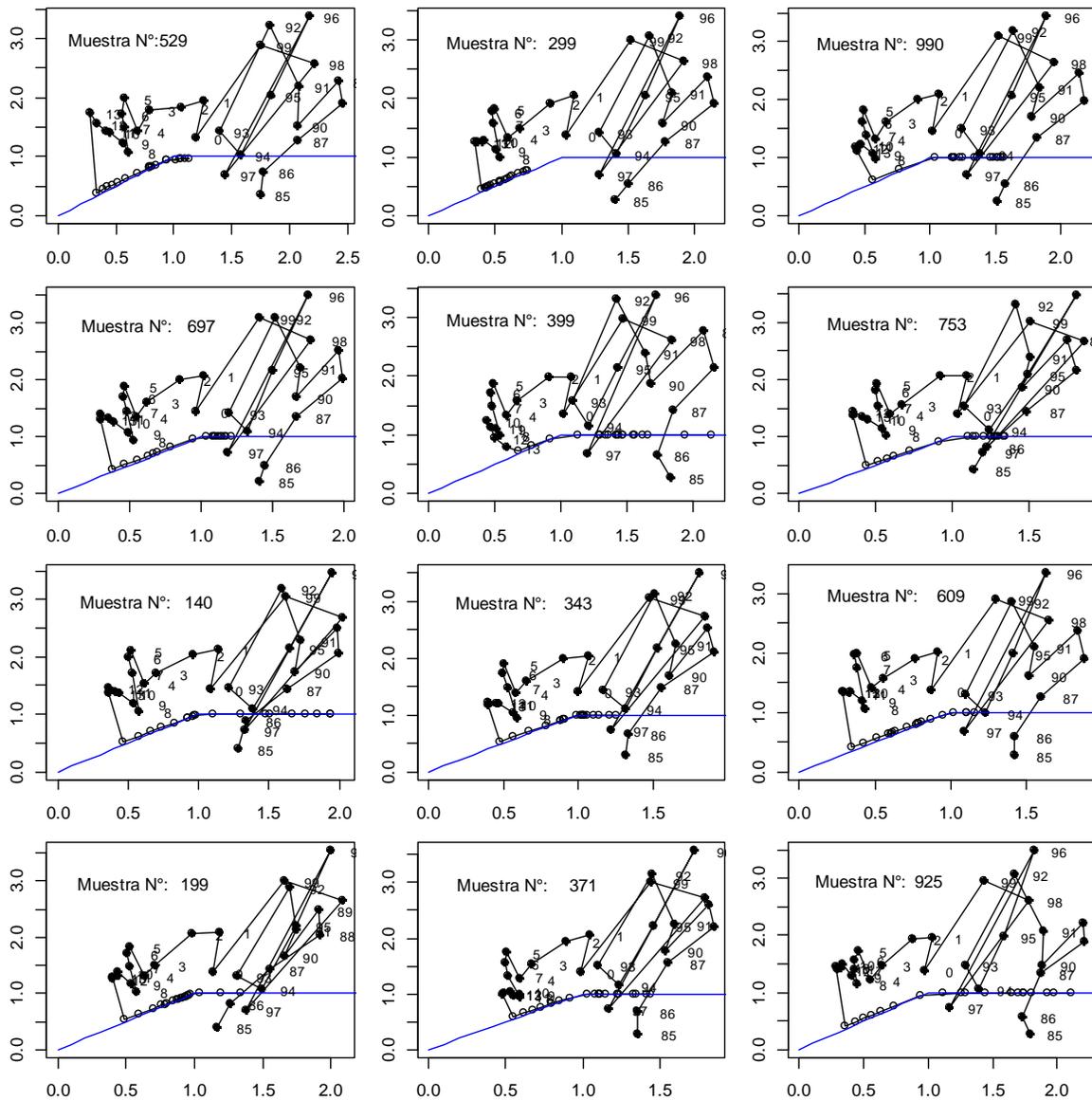


Figura 71. Ejemplos de proyecci3n de la estrategia de rampa 2 en el diagrama de estado. Cada muestra proviene del MCMC. Los a1os se indican usando solo sus dos 1ltimos d1gitos. Caso 14.

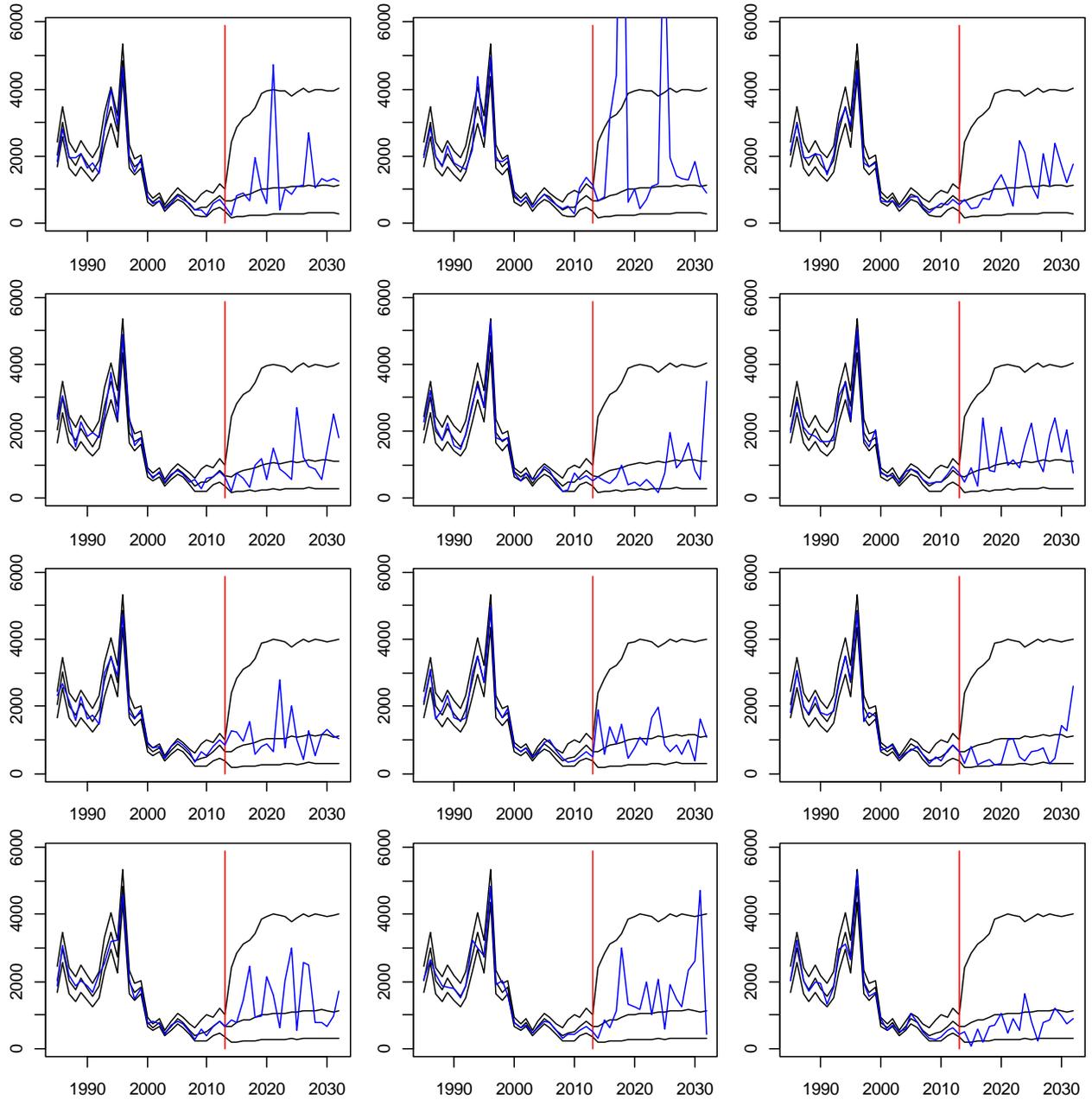


Figura 73. Ejemplos de reclutamientos hist3ricos y proyectados para diferentes muestras de MCMC (lnea en azul). Las lneas negras representan los percentiles del 2.5, 50 y 97.5.

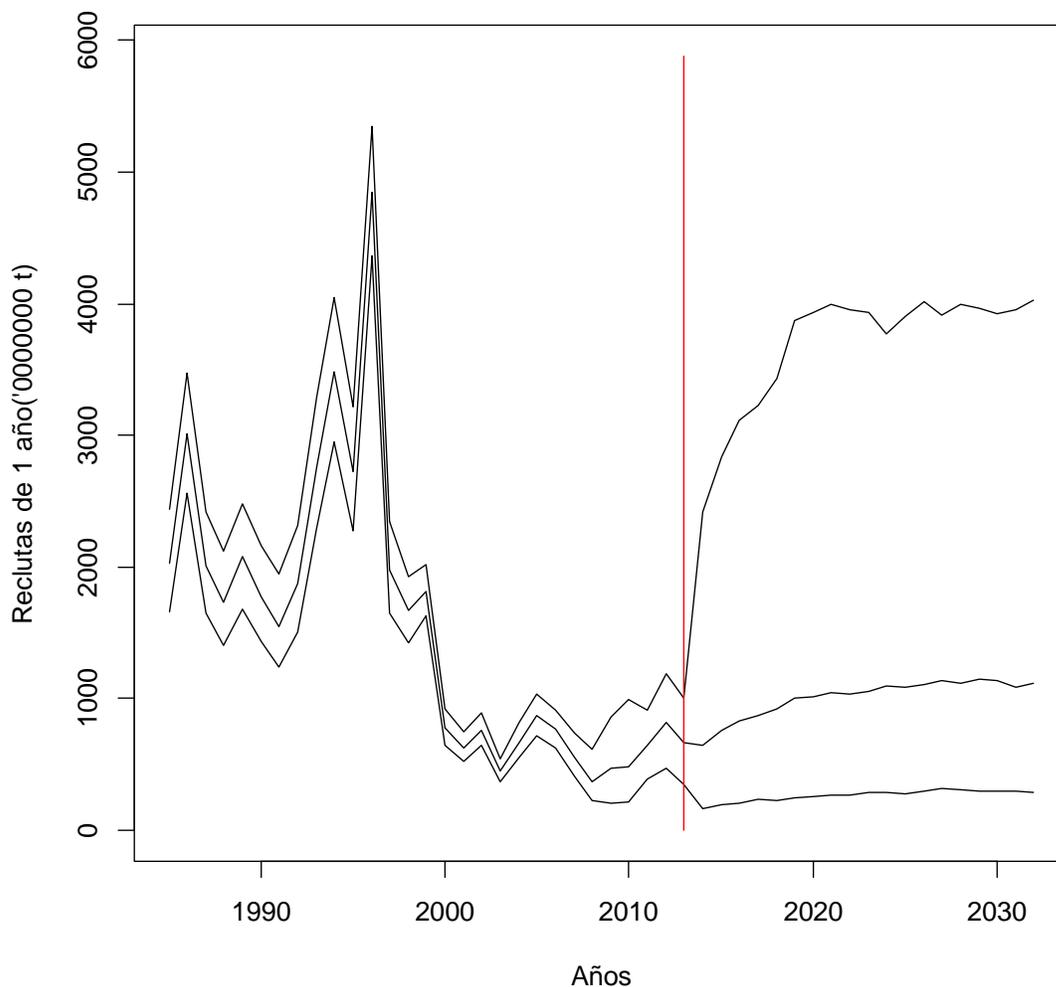


Figura 74. Reclutamientos hist3ricos y proyectados con estrategia de rampa 2. Las lneas negras representan los percentiles del 2.5, 50 y 97.5.

La recuperaci3n de la biomasa desovante se inicia inmediatamente con la aplicaci3n de la rampa 2 y alcanza la recuperaci3n, al percentil del 50, en el 2025 (Figuras 75 y 76). Luego del primer a1o en que la tasa de explotaci3n debe ser reducida significativamente, esta se recupera de acuerdo a lo esperado y alcanza, al percentil del 50, en el RMS en el 2025 (Figuras 77 y 78).

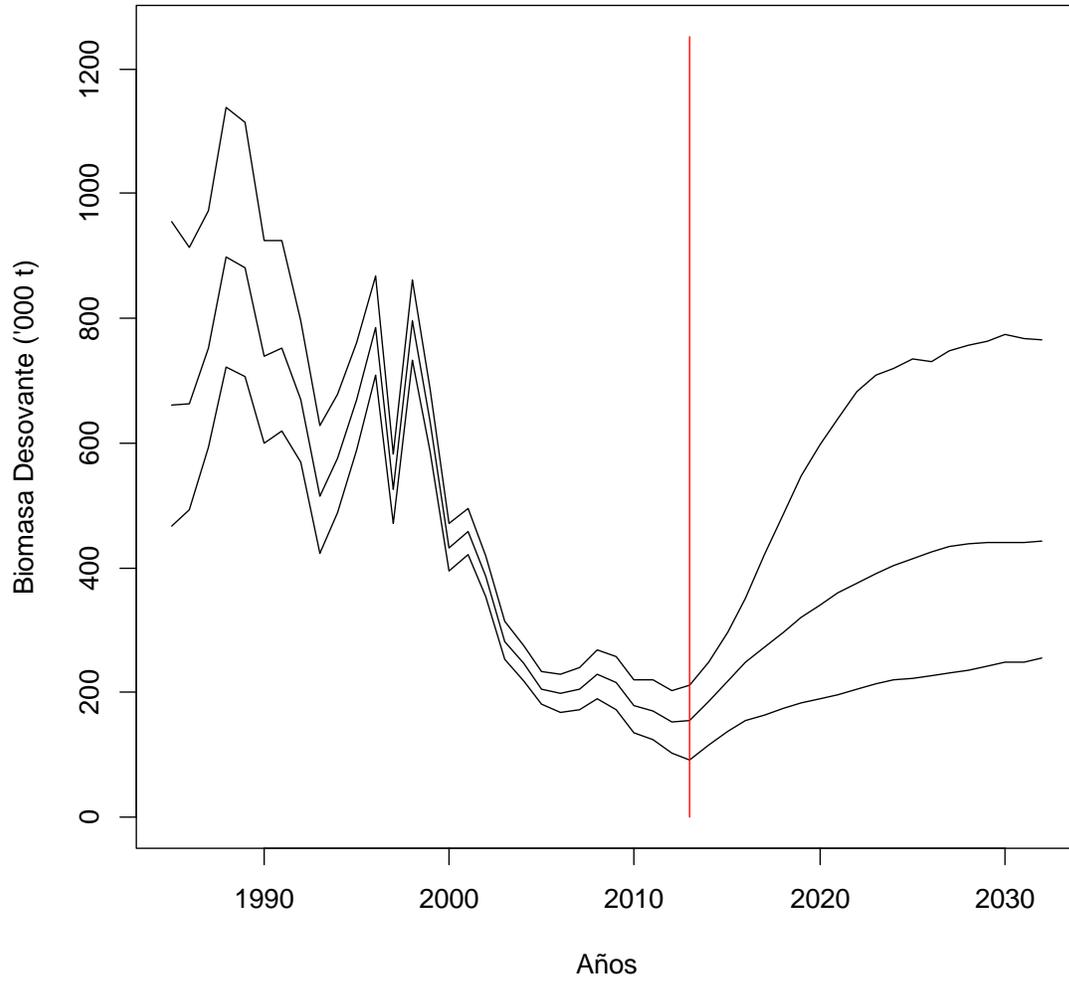


Figura 75. Biomasa desovante hist3rica y proyectada con estrategia de rampa 2. Las lneas negras representan los percentiles del 2.5, 50 y 97.5.

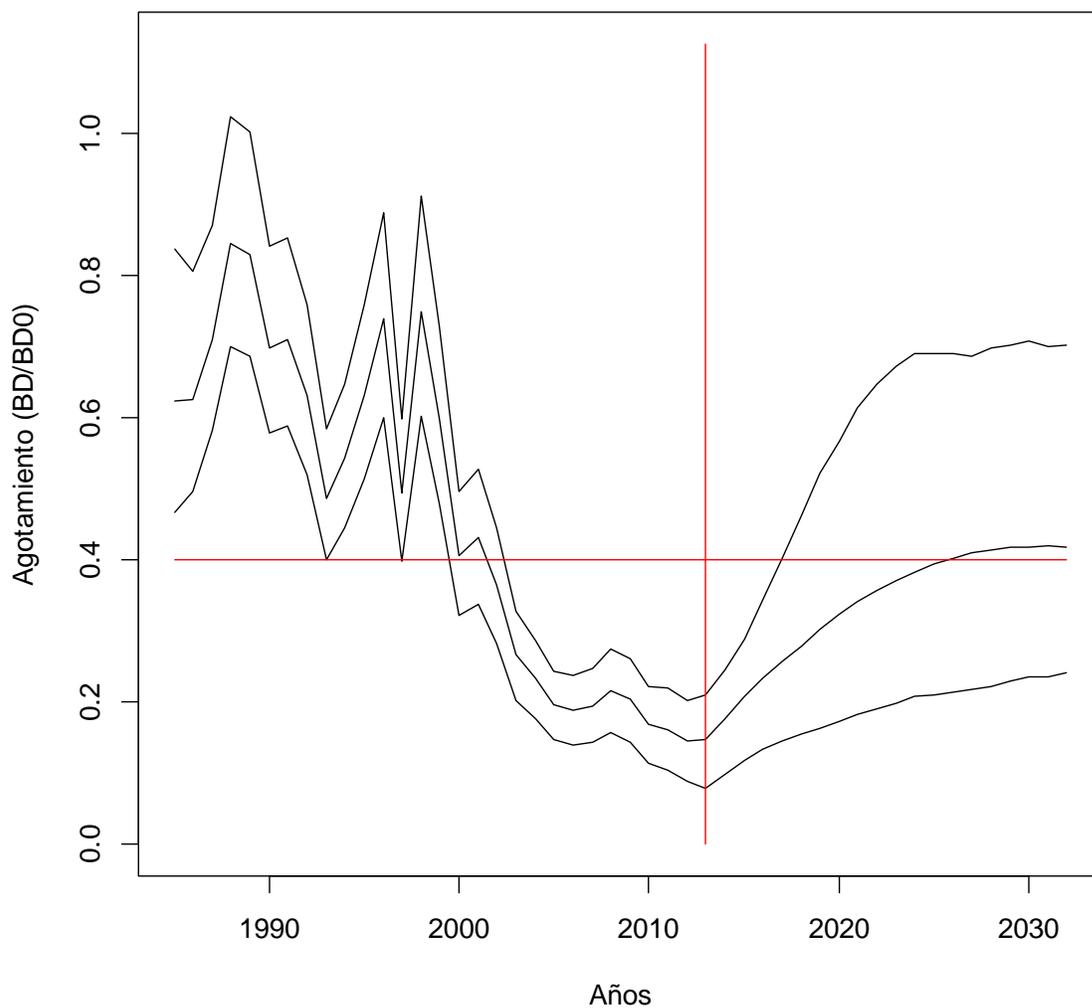


Figura 76. Agotamientos (BD/BD0) hist3ricos y proyectados con estrategia de rampa 2. Las l3neas negras representan los percentiles del 2.5, 50 y 97.5. La l3nea de 0.4BD0 corresponde a BD_RMS.

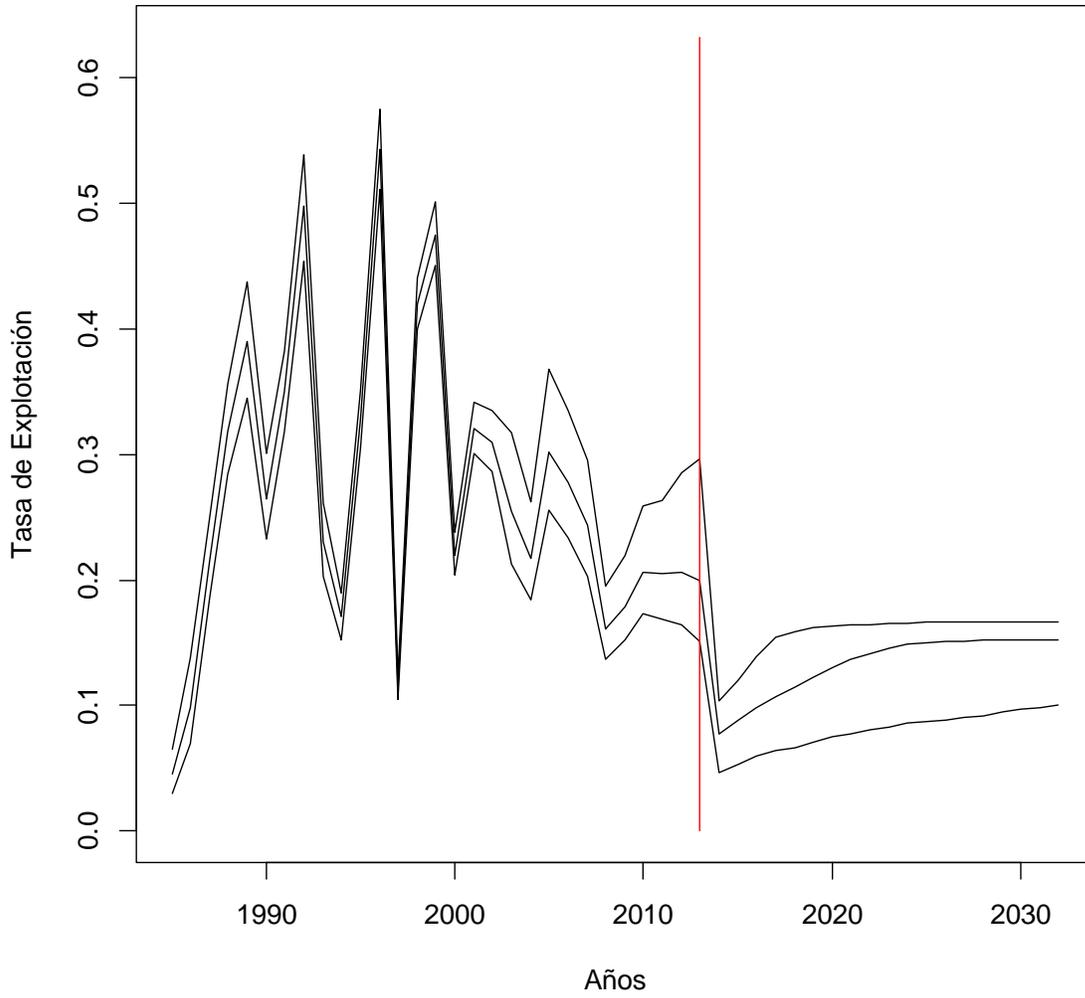


Figura 77. Tasa de explotaci3n hist3rica y proyectada con estrategia de rampa 2. Las lneas negras representan los percentiles del 2.5, 50 y 97.5.

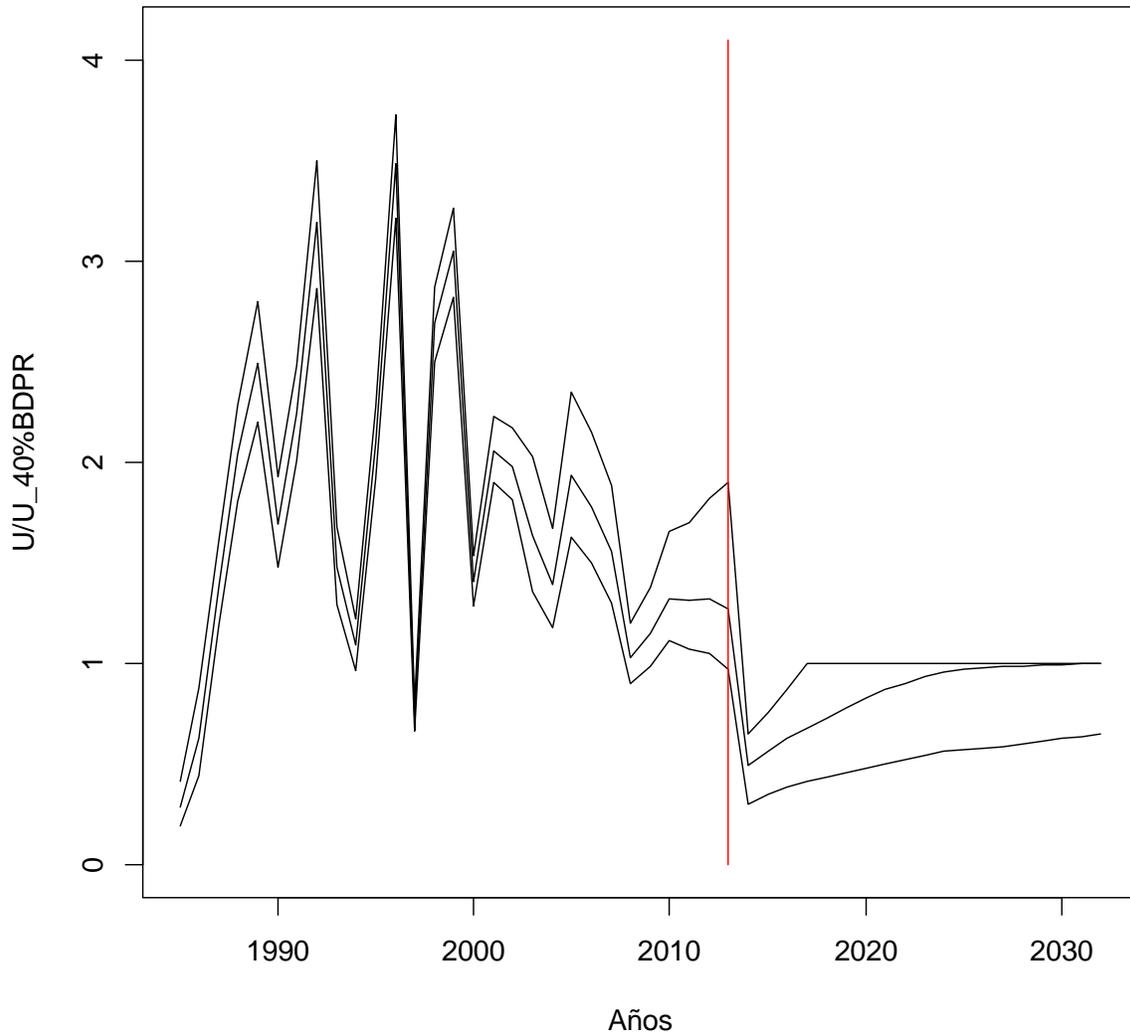


Figura 78. Raz3n de la tasa de explotaci3n realizada y en el RMS, valores hist3ricos y proyectados con estrategia de rampa 2. Las l3neas negras representan los percentiles del 2.5, 50 y 97.5.

La captura total se debe reducir significativamente en el a3o 2014, a niveles de 25 mil t, pero luego la recuperaci3n logra generar capturas que son mayores que las que se alcanzar3an aplicando una tasa de captura constante igual a la que genera el RMS (U_{RMS}) (Figura 79).

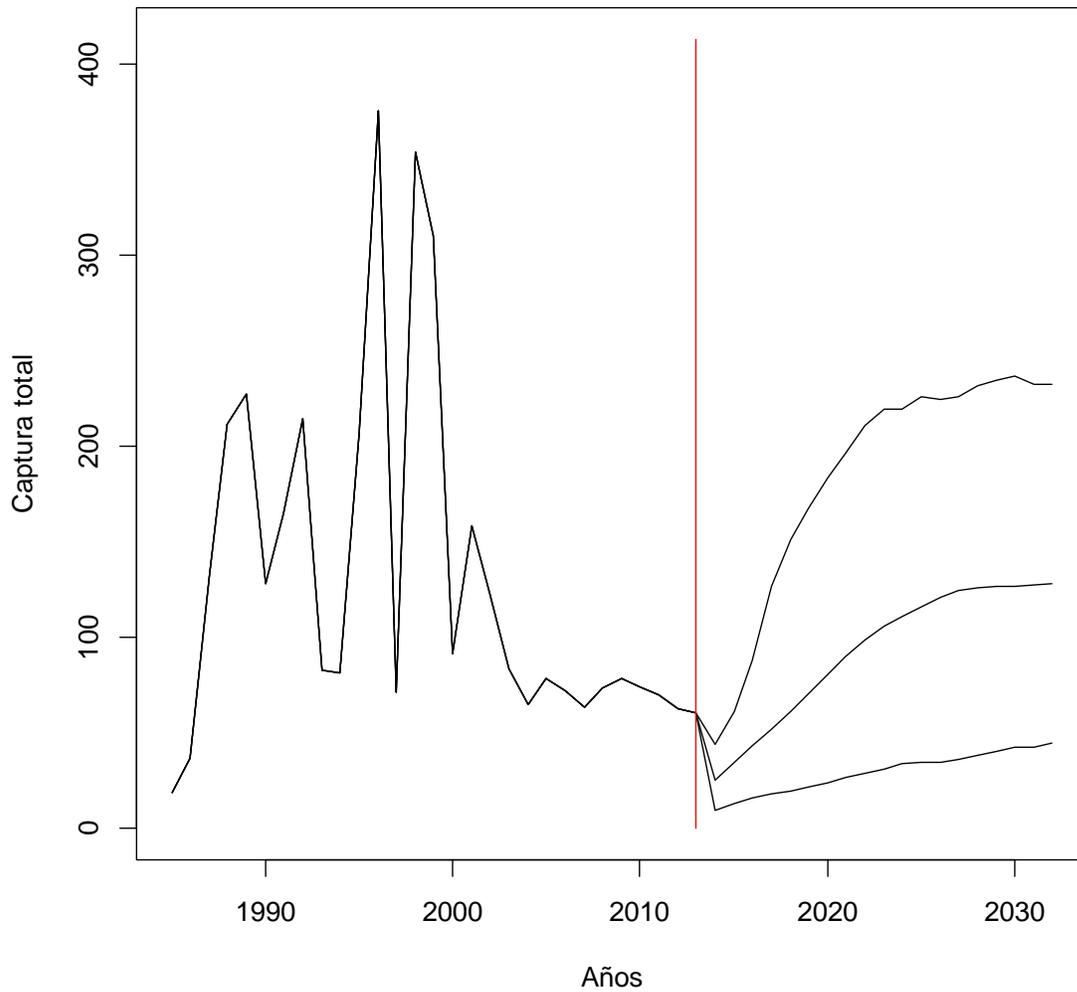


Figura 79. Capturas totales hist3ricas y proyectadas con estrategia de rampa 2. Las lneas negras representan los percentiles del 2.5, 50 y 97.5.

El a3o en que se alcanza la recuperaci3n depende de la magnitud de los reclutamientos proyectados. Para reflejar esto se consider3 la dispersi3n del a3o de recuperaci3n y el promedio de los reclutamientos proyectados (Figura 80).

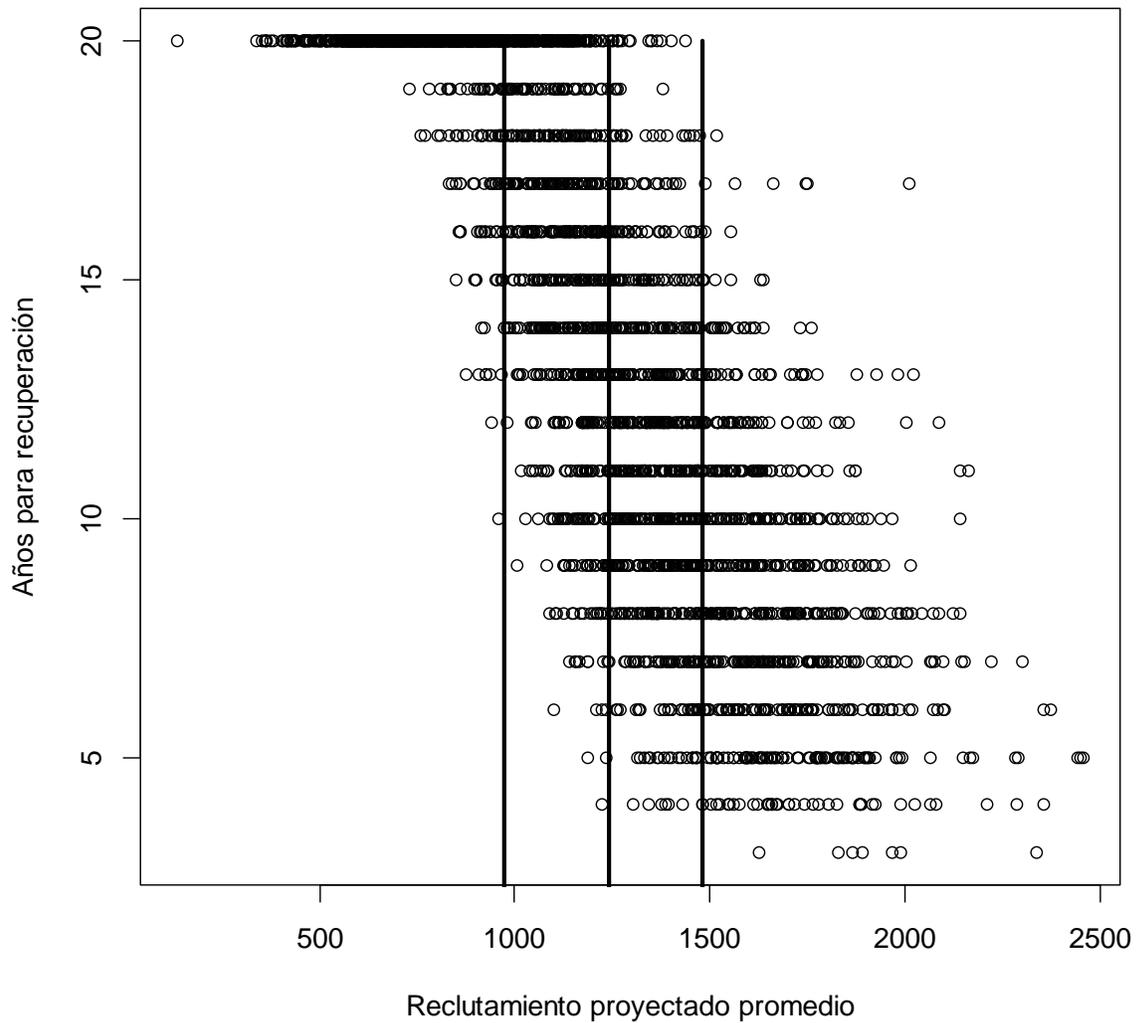


Figura 80. Dispersi3n de los aros en que se alcanza la recuperaci3n ($BD=BD_{RMS}$) y el promedio de las proyecciones de reclutamientos con una estrategia de rampa 2. Se muestran los percentiles del 25, 50 y 75.

En promedio el aro de recuperaci3n fue de 20 aros para un escenario de reclutamientos bajos; 16 aros para reclutamientos medios-bajos; 11 aros para reclutamientos medios-altos, y 8 aros para reclutamientos altos. Para el total de los reclutamientos proyectados, el aro de recuperaci3n promedio fue de 14 aros, lo cual coincide con la ulti3ma edad observada en las capturas (Tabla 11).



Tabla 11.

Año en que se alcanza la recuperación (Año) para diferentes escenarios de niveles de reclutamientos promedios proyectados (R_PP), definidos por los cuantiles de la distribución de R_PP, y para el total de la distribución

	0-25%		26-50%		51-75%		76-100%		0-100%	
	Año	R_PP	Año	R_PP	Año	R_PP	Año	R_PP	Año	R_PP
Min.	10	133	4	976	4	1240	3	1481	3	133
1° Cuantil	20	659	13	1058	9	1294	6	1562	9	974
Mediana	20	770	16	1125	11	1363	8	1651	14	1240
Promedio	19.6	757	15.5	1118	11.3	1360	8.3	1698	13.7	1233
3° Cuantil	20	878	19	1178	14	1423	10	1780	20	1481
Máximo	20	974	20	1240	20	1481	18	2458	20	2458

De las tres estrategias analizadas, la rampa 1 y rampa 2 generaron resultados muy similares, alcanzando ambas la recuperación en el 2025, mientras que la estrategia de U igual al U_RMS no logró recuperar el stock en 20 años de proyección (Figura 81).

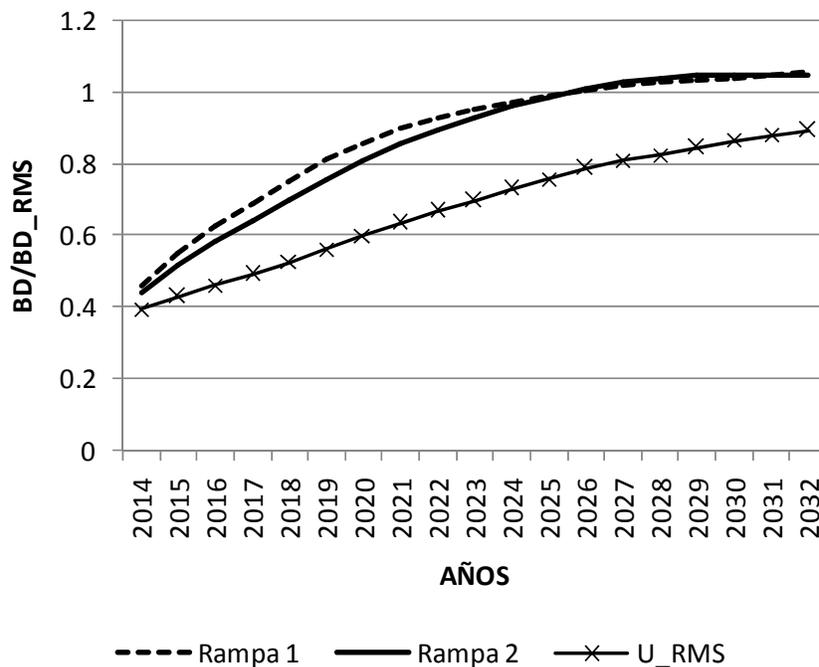


Figura 81. Proporción de la biomasa desovante en el RMS proyectada con diferentes estrategias.

Las capturas proyectadas con la Rampa 1 y Rampa 2 fueron muy similares entre sí, y menores que las de U_RMS hasta el año 2018, pero luego fueron significativamente mayores (Figura 82).

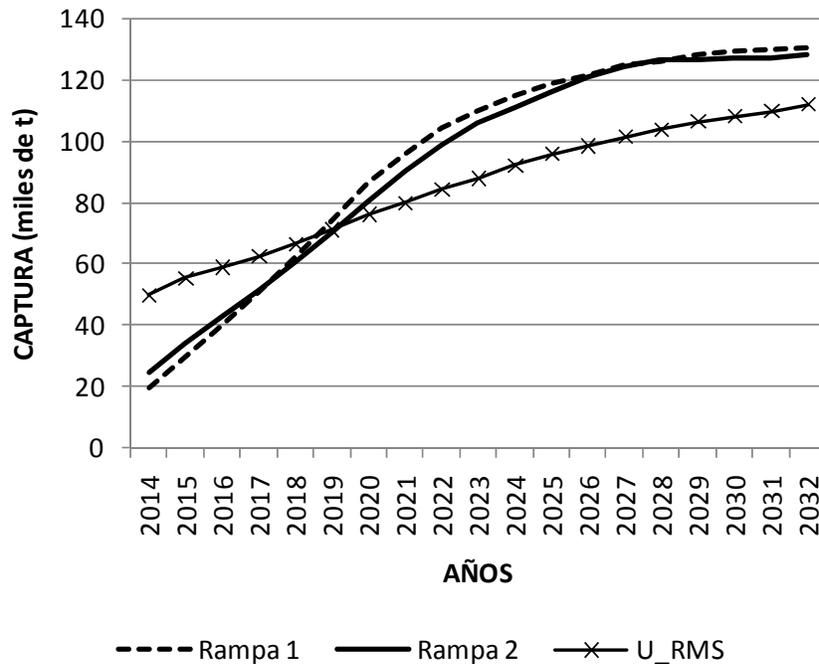


Figura 82. Capturas (percentil del 50) proyectadas con diferentes estrategias.

5.3 Evaluación de impacto de veda reproductiva

Para evaluar la aplicación de una veda reproductiva de merluza de cola durante el año 2013 en abril del 2013 la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura citó a una reunión extraordinaria del antiguo grupo de trabajo (GT) de merluza de cola del CCT de la pesquería demersal austral. El presente proyecto realizó la contribución "Impacto del patrón de capturas mensuales sobre la efectividad biológica de una veda reproductiva en la pesquería de merluza de cola", que se entrega en el ANEXO 7. La recomendación final de IFOP fue:

Considerar una veda entre los 41°30´-47°00´S durante el mes de agosto. Esta veda podría favorecer la agregación reproductiva, en términos de evitar perturbaciones de la conducta de los peces durante las agregaciones reproductivas. Esta veda también podría aumentar la cantidad de peces que alcanzan a desovar, mediante el control de la captura que se realiza antes del desove.



Se recomienda implementar un sistema de evaluaci3n de los impactos de la medida en t3rminos de:

- 1) Disminuci3n de la perturbaci3n de los peces durante el desove.
- 2) La proporci3n de la cuota de captura compuesta de peces que alcanzaron a desovar.

5.4 Brechas de investigaci3n

A la fecha de este informe se mantienen las brechas de investigaci3n identificadas el a3o pasado, las cuales se basaron en la lista de revisi3n del NRC (1998) y las recomendaciones del taller nacional de datos, del taller internacional de revisi3n de la evaluaci3n de stock, y de los talleres de revisi3n de datos y evaluaci3n de stock y PBR.

1. Estimaci3n de capturas reales.
Estimar las capturas reales que se han realizado y que se realizar3n en la pesquer3a, lo cual requiere definir un proyecto para dise3ar los procedimientos estad3sticos de estimaci3n de capturas pasadas y actuales, as3 como coleccionar la informaci3n de descartes, subreportes y factores de conversi3n de productos a materia prima empleados por los certificadores. En el caso de los factores de conversi3n considerar la actualizaci3n con muestreos actualizados. En este sentido se destaca el inicio del proyecto de estimaci3n de descartes en el 2013, que incluye a la merluza de cola.
2. Unidades de stock
Investigar la posible existencia de stocks distintos entre el 3rea de la pesquer3a demersal centro-sur y sur-austral, as3 como su grado de mezcla. Tamb3n investigar los recientes hallazgos cient3ficos que indican que existe alto grado de mezcla entre las merluzas de cola del oc3ano Pac3fico y del Atl3ntico.
3. Madurez y fecundidad
Se debe actualizar los estimados de fecundidad a la talla y edad considerando no s3lo la informaci3n de los cruceros de evaluaci3n, sino que tamb3n los datos de las capturas comerciales que cubren una mayor 3rea y tiempo.
4. Mortalidad natural y depredaci3n
Revisar los estimados de mortalidad natural usados en la evaluaci3n de stock considerando posibles cambios locales asociados a la depredaci3n de merluza del sur en la zona sur-austral y por la jibia en la zona centro-sur.
5. Desarrollar los datos e indicadores por Unidad de Pesquer3a.
Se debe completar los an3lisis de 3ndices de abundancia basados en las capturas de arrastre por unidad de pesquer3a, as3 como continuar con la construcci3n de las matrices de captura a la edad y pesos medios a la edad por unidad de pesquer3a.



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 ("random walk").
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.



6. DISCUSI3N

La actualizaci3n de los datos e 3ndices de abundancia confirm3 la condici3n deteriorada del stock, tanto en su nivel de abundancia como en su estructura. El 3ndice de abundancia basado en la CPUE comerciales de arrastre se correlacion3 muy fuertemente con las biomاسas estimadas por ac3stica, lo cual implica que las selectividades de la flota comercial y del crucero hidroac3stico son similares, sin embargo tambi3n hubo algunos a3os en que esta relaci3n no fue buena (datos fuera del intervalo de confianza de la relaci3n lineal entre estos 3ndices), estas desviaciones se explicar3an por que la red del crucero hidroac3stico es menos selectiva porque usa cubre-copo.

La entrada en vigencia de la nueva LGPA fue considerada en la definici3n de los PBR y del marco de referencia biol3gica. La base principal del razonamiento usado en merluza de cola es la clasificaci3n de la pesquer3a como una pesquer3a de "data-media", es decir, no se puede estimar confiablemente el RMS y por lo tanto se debe usar PBR "proxies". Esto se basa en los procedimientos empleados por el NMFS de la NOAA de los E.E.U.U. Sin embargo, la traducci3n de la palabra "proxies o proxy" genera confusi3n ya que suele asimilarse con la palabra "aproximado(s)". Esta idea de valor aproximado es incorrecta y le resta fuerza al fundamento cient3fico detr3s de los "proxies". Los "proxies" empleados en merluza de cola son los mismos empleados en el NMFS para pesquer3as de "data-media" y fueron identificados mediante varios trabajos de simulaci3n realizados en la d3cada de los a3os noventa que consideraron diferentes valores de par3metros vitales, relaciones stock-recluta y auto-correlaci3n en los reclutamientos (Rosenberg *et al.* 1994, Mace 1994, Mace *et al.* 19964). Por lo tanto, los "proxies" son PBR precautorios que "reemplazan" los estimados de RMS considerando un rango amplio de historias de vida y productividad de los stocks.

La nueva ley de pesca termin3 con las discusiones que se manten3an entre asesores de la industria pesquera y los investigadores de IFOP, en relaci3n a como denominar el estado de un recurso. De acuerdo a la LGPA la merluza de cola se encuentra sobreexplotada ($BD < BD_RMS$) y colapsada (o agotada) debido a que su biomasa es menor que la biomasa l3mite ($0.5 * BD_RMS$). M3s importante a3n, la LGPA, indica que se debe generar un plan de recuperaci3n del stock hacia el RMS, lo cual implica que las capturas biol3gicamente aceptables (CBA o CTP) ya no pueden seguir siendo calculadas en base a un PBR que genera una captura en el RMS (como se hac3a hasta el a3o pasado), ya que no existe la biomasa para sostenerla en el tiempo. Las CBA o CTP basadas en el PBR de RMS fueron importantes para fundamentar y orientar la disminuci3n de la cuota de captura total de 170 mil t hasta 60 mil t, pero no se pueden usar como una captura para generar la recuperaci3n del stock. La estrategia de recuperaci3n tipo "rampa" que se propone fue una de las sugeridas por los expertos internacionales, ya que ellos la usan en las pesquer3a demersales del Pac3fico Norte. Sin embargo, seg3n la LGPA, son los comit3s de manejo los que deben definir el plan de recuperaci3n en cual debe ser finalmente aprobado por el CCT.

La implementaci3n de la regla de control tipo rampa debe considerar un algoritmo iterativo para encontrar las tasas de explotaci3n que sigan la trayectoria esperada, es decir la rampa 2. Esto se



demostr3 por qu3 la rampa 1, que se basa en la biomasa desovante del a3o anterior, fue incapaz de seguir la trayectoria deseada, generando para el primer a3o (2014) una captura (percentil del 50) de 20 mil t, mientras que la rampa 2 produjo una captura de 25 mil t. No obstante, despu3 del a3o 6 de proyecci3n las capturas de rampa 1 superan las capturas de rampa 2.

En el presente informe se innov3 en la forma de presentar los reclutamientos futuros, considerando 4 escenarios distintos de niveles de reclutamientos, determinados por los cuartiles de la distribuci3n del promedio de reclutamientos proyectados en cada muestra del MCMC. De esta forma, es posible analizar el impacto de estos escenarios en la tasa de recuperaci3n del stock evaluando el a3o en que se alcanza la recuperaci3n ($BD=BD_{RMS}$). Para los reclutamientos m3s bajos la recuperaci3n se obtiene a los 20 de proyecci3n, mientras que para los reclutamientos m3s altos esta disminuye a 8 a3os de proyecci3n.



7. CONCLUSIONES

1. Para el a1o 2012, la evaluaci3n ac3stica estim3 en la zona y 3poca de desove principal una biomasa de 162 mil t, que es un 26% menor que la estimada el a1o pasado.
2. En los 3ltimos 10 a1os la biomasa estimada por ac3stica se ha mantenido baja, en torno a las 200-250 mil t, y en los 3ltimos 5 a1os esta ha estado compuesta por una mayor fracci3n de individuos juveniles, con escasa presencia de individuos adultos mayores de 6 a1os de edad.
3. Los 3ndices de abundancia basados en la CPUE de arrastre y en la biomasa ac3stica fueron similares entre s3 y muestran desde el 2002 una tendencia general a la baja.
4. La informaci3n de las estructuras de edades de las capturas comerciales y de las abundancias estimadas por ac3stica fueron consistentes entre s3 y muestran una disminuci3n notable de los peces adultos, con el consecuente aumento de la proporci3n de juveniles.
5. El an3lisis retrospectivo encontr3 un patr3n de sobreestimaci3n de biomاسas y reclutamientos. En el modelo de evaluaci3n el a1o 2008 es clave debido a que en 3l se cambia la selectividad/disponibilidad a la edad frente a la ac3stica.
6. La evaluaci3n de merluza de cola se clasific3 como "data media", es decir, no se puede estimar confiablemente el RMS y se deben usar PBR "proxies" del RMS. El PBR en biomasa del RMS es el 40%BD0 y en tasa de explotaci3n es el 40%BDPR. El PBR l3mite de colapso es el 20%BD0.
7. La actualizaci3n del caso 14, que incluy3 la mayor3a de las sugerencias de los expertos, con el modelo stock-recluta de Ricker, gener3 resultados similares a los del a1o pasado.
8. Para el caso 14, la biomasa total a inicios del 2012 se estim3 en 357 mil t (intervalo al 95% de 271 mil t a 468 mil t), de las cuales 158 mil t (intervalo al 95% de 109 mil t a 207 mil t) correspondieron al stock desovante.
9. La biomasa total fluctu3 en torno a 1,25 millones de t entre el a1o 1987 y el 2000, para luego caer r3pidamente a niveles de 400 mil t a partir del a1o 2005.
10. Los reclutamientos presentaron dos per3odos, un per3odo de altos niveles entre 1985 y 1999, con valores m3ximos en 1986, 1994 y 1996, y otro de bajos niveles desde el 2000 hasta el 2012.



11. La disminuci3n de la biomasa desde fines de los noventa hasta el presente se asocia fuertemente con la disminuci3n de los reclutamientos, que en los 3ltimos 10 a3os se han mantenido bajos.
12. El stock en el a3o 2012 se encuentra sobreexplotado, con una probabilidad de 1, y colapsado, con una probabilidad de 0.97, y seg3n la LGPA se debe aplicar una estrategia de recuperaci3n.
13. Una estrategia de recuperaci3n tipo "rampa" requiere una disminuci3n importante de la captura el primer a3o pero al cabo de 7 a3os genera capturas mayores que la estrategia de tasa constante en el RMS.
14. Se recomienda el uso de una estrategia de recuperaci3n tipo "rampa 2", que genera para el 2014 una captura biol3gicamente aceptable de 25 mil t (percentil de 50).
15. El a3o en que se alcanzar3 la recuperaci3n depender3 de los niveles de reclutamiento futuros, y podr3a fluctuar entre 20 a3os para niveles de reclutamientos bajos y 8 a3os para niveles altos.



8. REFERENCIAS

- Beverton, R. y S.J. Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. FAO, Fishery investigations serie II Volumen XIX. Londres: Her majesty's stationery office. 533 p.
- 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, P. Gálvez, 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, 2008. Investigación CTP Regionalizada de merluza de cola, 2007. SUBPESCA. Informe Final, IFOP, 51 p (más anexos).
- Céspedes, R. 2012. Review of monitoring system for Chilean hoki. Chilean Hoki Stock Assessment Review 2012. Asesoría integral para la toma de decisiones en pesca y acuicultura 2011: Meta Cualitativa N°3. Instituto de Fomento Pesquero.
- Céspedes R y L Adasme (2007). Descarte y subreporte en la pesquería demersal austral (PDA), 2007. Investigación situación pesquería demersal austral, 2007. Anexo 7. Informe de IFOP a SUBPESCA.
- Céspedes, R., V. Ojeda, L. Adasme, H. Hidalgo y L. Muñoz. 2012. Seguimiento Demersal y Aguas Profundas 2011 Sección V: Merluza de cola. Convenio: Asesoría integral para la toma de decisiones en pesca y acuicultura 2011. Actividad 2: Peces Demersales. Informe final, IFOP, 62 p. (más anexos).
- Clark, W.G., y Hare, S.R. 2006. Assessment and management of Pacific halibut: data, methods, and policy. Scientific Report 83, International Pacific Halibut Commission, Seattle, WA
- Clark, W.G. y C.D. Wilson. 2012. Review of data and external parameter values used in the assessment of the Chilean stock of hoki (merluza de cola). Meeting report by external reviewers. Instituto de Fomento Pesquero. 21 páginas.
- 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.



- DAP, 2011. Directrices para la explotación de los recursos pesqueros nacionales. Subsecretaría de Pesca y Acuicultura. Documento técnico N°01-2011. División de Administración Pesquera. Chile. 32 p. Documento confidencial.
- FAO, 1995. Precautionary Approach to Fisheries. FAO Fisheries Technical Report 350. United Nations, Rome.
- Francis, R.I.C.C. 2011. Data weighting in statistical fisheries stock assessment models. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 68: 1124–1138.
- 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.
- Lillo, S. 2012. Hydroacoustic survey methods to estimate biomass of Chilean Hoki. Chilean Hoki Stock Assessment Review 2012. Asesoría integral para la toma de decisiones en pesca y acuicultura 2011: Meta Cualitativa N°3. Instituto de Fomento Pesquero.
- Lillo, S., Molina E., V. Ojeda, R. Céspedes, L. Muñoz, H. Hidalgo, K. Hunt, A. Villalón, F. Balbontín, R. Bravo, R. Meléndez y A. Saavedra. 2012. Evaluación del stock desovante de merluza del sur y merluza de cola en la zona sur-austral, año 2011. Informe Final. Proyecto FIP 2011-04. IFOP, 134 p. (más figuras, tablas y anexos)
- 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. Rosemberg, 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.
- Machado-Schiaffino, G A & E. García-Vázquez, 2011. Population structure of long tailed hake *Macruronus magellanicus* in the Pacific and Atlantic oceans: Implications for fisheries management. *Fisheries Research* Volume 111, Issue 3. 164-169.
- 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.
- NRC 1998. Improving fish stock assessments. Committee on fish stock assessment methods, Ocean studies board, Commission on Geosciences, Environment, and Resources and National Research Council. National Academic Press, D.C.
- 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.
- Ojeda V. y H. Hidalgo. 2012. Chilean hoki age. Chilean Hoki Stock Assessment Review 2012. Asesoría integral para la toma de decisiones en pesca y acuicultura 2011: Meta Cualitativa N°3. Instituto de Fomento Pesquero.



- Pantoja, V., F. Orellana, y E. Alarcón. 1973. Evaluación preliminar de los recursos potencialmente explotables situados entre la Bahía Corral e Isla Guamblín. Publicación N° 53, Instituto de Fomento Pesquero, Santiago. 75 pp.
- Payá, I. 2012a. Abundance index based on catch rates of the trawl fishery from 1979 to 2009. Chilean Hoki Stock Assessment Review 2012. Doc. 6. 39 p.
- Payá, I. 2012b. Abundance index based on catch rates of the trawl fishery from 1979 to 2010. Chilean Hoki Stock Assessment Review 2012. Doc 17. 74 p.
- Payá, I. 2012c. Biological reference points (BRP) for Chilean hoki (*Macruronus magellanicus*): comparing BRP on the basis of egg production per recruit and spawning biomass per recruit. Chilean Hoki Stock Assessment Review 2012. Doc 27. 5 p.
- Payá, I. 2012d. Chilean hoki (*Macruronus magellanicus*) stock assessment in 2011. Chilean Hoki Stock Assessment Review 2012. Doc 26. 66 p.
- Payá, I. 2012e. Chilean hoki stock assessment results, 2010. Part 2., Chilean Hoki Stock Assessment Review 2012. Doc 22. 17 p.
- Payá, I. 2012f. Data and parameter review for Chilean hoki stock assessment. Chilean Hoki Stock Assessment Review 2012. Doc. 4. 24 p.
- Payá, I. 2012g. The evolution of Chilean hoki (*Macruronus magellanicus*) stock assessments conducted by the Instituto de Fomento Pesquero since 1999. Chilean Hoki Stock Assessment Review 2012. Doc 28. 24 p.
- Payá, I. 2012h. Fish predation on Chilean hoki. Chilean Hoki Stock Assessment Review 2012. Doc 11. 4 p.
- Payá, I. 2012i. Is the swept area biomass 1972 a virgin biomass at equilibrium? , Chilean Hoki Stock Assessment Review 2012. Doc. 7. 8 p.
- Payá, I. 2012j. Review of Humboldt squid in Chilean waters and its probable consume of hake. Chilean Hoki Stock Assessment Review 2012. Doc 10. 16 p.
- Payá, I. 2012k. Stock Units in South American hoki, *Macruronus magellanicus*. Chilean Hoki Stock Assessment Review 2012. Doc 14. 9 p.
- Payá, I. 2012l. Testing the hypothesis of stability of weight at age by year in commercial catches. Chilean Hoki Stock Assessment Review 2012. Doc. 5. 11 p.



- Payá, I. 2012m. Whole catch uncertainty factors. Chilean Hoki Stock Assessment Review 2012. Doc. 9. 6 p.
- Payá, I. 2011. Investigación del estatus y evaluación de estrategias de explotación sustentables 2011, de las principales pesquerías chilenas. Actividad 2: Peces demersales: Merluza de cola 2011. Instituto de Fomento Pesquero. 93 páginas + 6 Anexos.
- Payá, I. 2005. Investigación CTP Regionalizada Merluza de cola 2006. Pre-Informe Final, Proyecto SUBPESCA-IFOP.
- Payá, I. 2005. Investigación CTP regionalizada de merluza de cola 2005. Informe Técnico. Instituto de Fomento Pesquero.
- Payá, I. 1992. The diet of patagonian hake *Merluccius australis polylepis* and its daily ration of patagonian grenadier *Macrouronus magellanicus*. South African Journal of Marine Science. 12:753-760.
- 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., 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 C. Canales 2012a. Asesoría integral para la toma de decisiones en pesca y acuicultura 2011. Meta cualitativa N°3. Revisión de la evaluación del stock de la merluza de cola. Instituto de Fomento Pesquero. 47 páginas y 12 anexos.
- Payá, I. y C. Canales. 2012b. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales año 2012. Merluza de cola, 2012. Instituto de Fomento Pesquero. 112 páginas + 13 anexos.
- Payá, I. y C. Canales. 2013. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales año 2013. Merluza de cola, 2013. Instituto de Fomento Pesquero. 141 páginas + 11 anexos.
- Payá, I., L. Caballero, H. Hidalgo y M. Montecinos 2003. Investigación Captura Total Permissible regionalizada merluza de cola 2003. 25 páginas, 47 figuras, 4 tablas y anexos. 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., 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).
- Pool, H., F. Balbontín, F. Montenegro, N. Cortés, M. Arriaza. 1997. Interacciones tróficas en recursos demersales en la zona sur-austral. Informes Técnicos FIP. FIP/IT N° 94-43, 68 p + Anexos.
- Quinn, T.J. y S.P. Cox. 2011. Chilean hoki stock assessment workshop 2011. Workshop report. Instituto de Fomento Pesquero. 69 páginas.
- Restrepo, V. R., G. G. Thompson, P. M. Mace, W. L. Gabriel, L. L. Low, A. D. MacCall, R. D. Methot, J. E. Powers, B. L. Taylor, P. R. Wade, y J. F. Witzig. 1998. Technical Guidance on the Use of Precautionary Approaches to Implementing National Standard 1 of the Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Management Act. NOAA Technical Memorandum NMFS-F/SPO. July 17, 1998.
- Ricker, W. E. 1954 Stock and Recruitment Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 11(5): 559–623.
- Rivard, D. 1982. APL programs for stock assessment (revised). Canadian technical report of fisheries and aquatic sciences N°1091.
- 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.
- Rose, G.A., B Deyoung, D.W. Kulka, S.V. Goddard y G.L. Fletcher 2000. Distribution shifts and overfishing the northern cod (*Gadus morhua*): a view from ocean. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57: 644-663
- Rosenberg, A., P. Mace, G. Thompson, G. Darcy, W. Clark, J. Collie, W. Gabriel, A. MacCall, R. Methot, J. Powers, V. Restrepo, T. Wainwright, L. Botsford, J. Hoening, y K. Stokes. 1994. Scientific review of definitions of over-fishing in U.S. Fishery Managements Plans. NOAA Tech. Memo. NMFS-F/SPO.205 pp.
- 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.



- Stewart, I. y D. Hanselman. 2012. Chilean hoki stock assessment review 2012. CHOSAR2012 Review report. Instituto de Fomento Pesquero. 36 páginas.
- Stephens, A. y MacCall, A. 2004. A multispecies approach to subsetting logbook data for purposes of estimating CPUE. *Fisheries Research* 70: 299-310.
- 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.
- 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.
- 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.

ANEXOS

A N E X O 1

Reporte de reuniones de coordinación bilaterales IFOP-
SUBPESCA.

Reportero: Cristian Canales



Reporte 1ra. Reunión

Marco de Referencia para el diagnóstico de los recursos pesqueros 2013

Auditorio IFOP, Valparaíso 20 de agosto 2013

Se reunieron los equipos técnicos del Departamento de Evaluación de Recursos (DER) de IFOP y de la División de Administración Pesquera de la Subsecretaría de Pesca, con el objeto de discutir sobre los alcances de la Nueva ley General de Pesca y Acuicultura respecto de la definición del Marco de Referencia para el diagnóstico de los recursos pesqueros 2013, y cuyos puntos más destacables fueron los siguientes:

Sobre la definición de sobre-explotación

- Existe pleno consenso sobre la necesidad de retomar la definición de sobrepesca y distanciarla del concepto de sobre-explotación, considerando que la LGPA no es explícita en esto. De igual forma y no obstante la definición legal, se comparte que el objetivo de manejo (PBR) debiese ser establecido como proporción del Rendimiento Máximo Sostenido (RMS).
- La interpretación literal de la LGPA lleva a considerar una calificación de estatus definida como sobre-explotación por mortalidad, concepto que en ciencia pesquera no existe. En este contexto, se propone sobrepesca como sinónimo. Esto no contraviene la LGPA, ya que esta establece flexibilidad al CCT o a quien ejerza su función durante el periodo de transición, IFOP en este caso.
- Respecto de la región o área donde se define la plena-explotación, existe acuerdo que esta debería ser referida respecto de la reducción de biomasa más que al exceso de mortalidad por pesca ("sobrepesca"). Se sugiere que la mortalidad por pesca esté delimitada por un valor de referencia máximo, el que bien podría corresponder al propio Frms y probablemente un valor precautorio que puede ser una proporción de Frms. Sin perjuicio de lo anterior, estas temáticas deben ser discutidas con mayor detalle en los Comité Científico Técnico

Sobre la definición de objetivos y límites

- Hubo preocupación sobre el alto nivel de mortalidad por pesca propuesto para recursos en pelágicos (F40%) y como este referente a generado un cambio respecto del esquema históricamente empleado (F60%). Los antecedentes demuestran que criterios como F60% son referentes demasiado conservadores para un régimen histórico de reducción de biomasa que en general ha variado en torno al 40%-50% y de recursos con una gran resiliencia. Por otra parte, la única razón probable es el rol de base de la cadena trófica vista



desde una perspectiva ecosistémica. De todas formas, estos referentes deben ser debatido en los CCT y en el proyecto internacional de PBR.

- Se indicó que el uso de $F_{xx}\%$ constante para la estimación de CBA debería quedar inserto como parte de reglas de estrategias de explotación, esto considerando que la LGPA define claramente los PBR objetivo y límite y por tanto debería definirse una estrategia de explotación (tasa explotación constante, captura constante, escape constante, o una combinación) que sea consecuente con los objetivos de conservación y el estado de explotación. Con esto, el punto biológico actual debería mostrar cuan cerca o lejos se está de la regla y como debería ser corregido para alcanzar el objetivo.
- A la hora de establecer el estado de explotación de los recursos, este deberá ser basado en medidas de riesgo o probabilidad de exceder el criterio definido como límite. Al respecto, se podría calificar de sobre-explotación cuando la probabilidad que la reducción de la biomasa exceda el 50% de estar bajo el referente límite (p.ej. $35\%B_0$). Vale decir, se considera la distribución de probabilidad de la reducción poblacional respecto del criterio objetivo fijo sin incertidumbre.

Sobre las recomendaciones de cuota biológicamente aceptable

- Sin perjuicio del estado de situación de los recursos, las recomendaciones de capturas biológicamente aceptables o acciones de recuperación en aquellos stocks sobre-explotados, deberán estar sustentadas por criterios tipo “rampla” de la biomasa respecto de la mortalidad por pesca/capturas. Es decir, la aplicación de mortalidad por pesca (o captura) constante mientras la biomasa no baje de un valor límite, situación en la cual la disminución en F (o captura) es proporcional a la reducción poblacional. En este sentido el CCT podrá proponer las estrategias de explotación y en el futuro deberán quedar definidas en los planes de manejo, según los objetivos de conservación y sustentabilidad establecidos en la LGPA.

Sobre el diagrama de explotación B-F

- En el diagrama de explotación B-F o marco biológico de referencia, la escala de las biomazas y mortalidad por pesca debieran ser relativas al MRS o su proxy. Sin perjuicio de esto, el CCT deberá determinar la frecuencia de revisión en función de los cambios observados en la productividad de los stocks y en el comportamiento espacio temporal de la mortalidad (patrones de explotación).

Varios

- Sin perjuicio del informe que sea entregado en Septiembre, el proceso de asesoría posterior se podría traducir en análisis complementarios a discutir en los Comités Científico técnico.

Reporte 2da Reunión

Sobre las estrategias de explotación de los recursos pesqueros para el 2014

Auditorio IFOP, Valparaíso 26 de agosto 2013

Se reunieron los equipos técnicos del Departamento de Evaluación de Recursos (DER) de IFOP y de la División de Administración Pesquera de la Subsecretaría de Pesca, con el objeto de discutir sobre las estrategias de explotación de los recursos pesqueros para el 2014, y cuyos puntos más destacables fueron los siguientes:

- Se mostró a manera de ejemplo, un análisis comparativo de simulación sobre criterios de explotación F constante y otro “tipo rampa” cuya regla de decisión consideró la mortalidad por pesca $F=F_{mrs}$ cuando $B/B_{mrs} \geq 1$, de lo contrario $F=F_{mrs} \cdot B/B_{mrs}$, y destacándose dos hitos principales:
 - i. Ambas estrategias permiten llevar a la biomasa del recurso al objetivo B_{mrs} .
 - ii. El criterio tipo “rampa” permite recuperar más rápido a la población a costo de reducir significativamente la mortalidad por pesca (y las capturas), principalmente cuando $B/B_{mrs} < 1$.

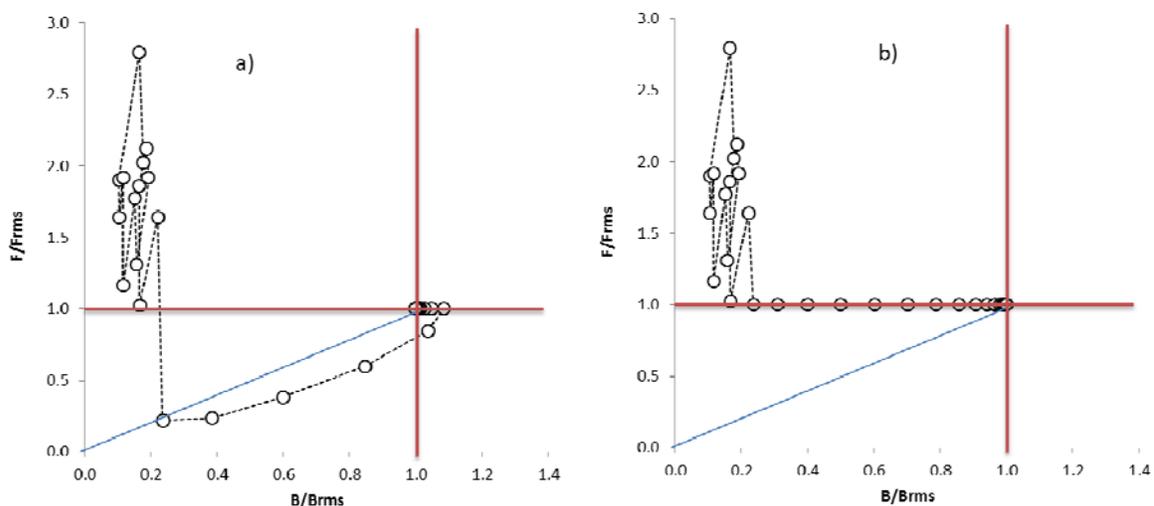


Figura 1: Simulación de un diagrama B-F con referentes del MRS: (a) regla de decisión con modelo rampa, (b) criterio F constante

- Los equipos acordaron que la sobre-explotación será definida cuando la biomasa exceda el límite inferior de la biomasa referida al RMS (Brms) o su medida equivalente (B/Brms). Al respecto, se estableció que los intervalos de la Brms no necesariamente deben ser simétricos, de manera que desde el enfoque precautorio el límite inferior puede ser muy pequeño y establecido por consenso, mientras el límite superior podrá considerar elementos de incertidumbre y variabilidad. Como valor inicial se propone que el límite inferior se distancie 5 puntos porcentuales del valor Brms (o su equivalente).
- El límite superior de la Brms (o su equivalente) se propone como objetivo de manejo precautorio relacionado con el RMS, con lo cual la plena explotación incluye al RMS y queda restringida entre dos valores: B límite y B objetivo.
- La variable de control (mortalidad por pesca) definirá a la sobrepesca sin considerar intervalos de confianza, de manera que la condición anterior se declara cuando $F > Frms$. Lo anterior implica a establecer el criterio de explotación $F = Frms$ para cualquier condición de biomasa mientras esta sea mayor o igual de Brms.

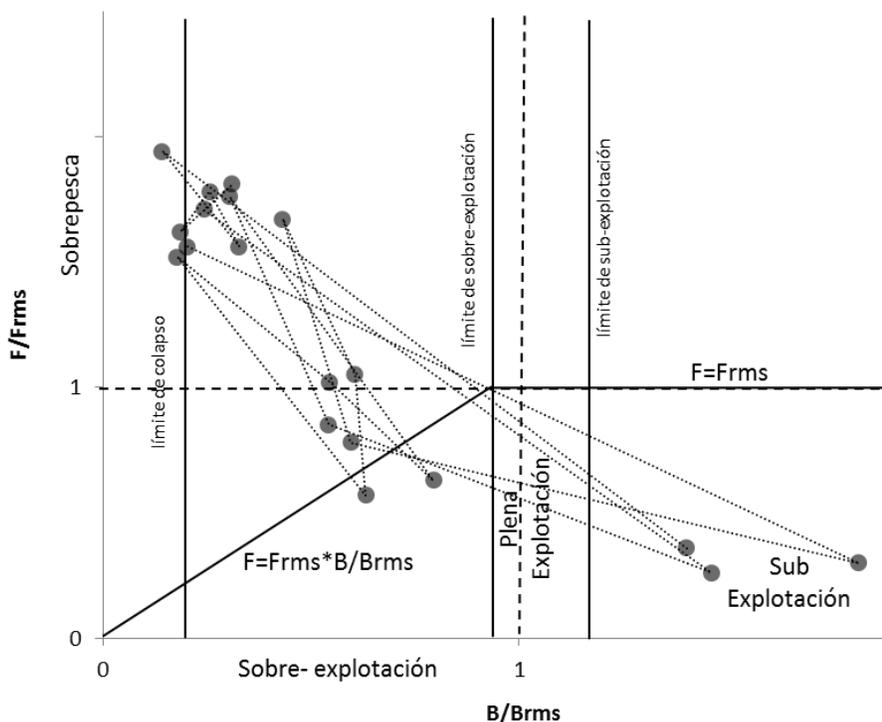


Figura 2: Diagrama B-F tipo y regla de explotación



- En el régimen de plena y sub explotación ($B > Brms$), la aplicación del F_{rms} y su respuesta en términos de CBA debería considerar como elemento precautorio el riesgo del 10% de exceder el F_{rms} .
- De igual forma y para aquellos recursos sobre-explotados, los análisis de proyección serán realizados considerando como horizonte 10 años en recursos demersales y 5 años en pelágicos pequeños. Asimismo y para todos los recursos, a lo menos se propone el análisis de 4 casos: (1) $F=0$ (si procede), (2) $F=F_{rms}$ (independiente del estatus), (3) $F=F$ regla decisión (rampa) y 4) $F=F_{sq}$ (status quo).
- Se hace mención sobre la aplicabilidad que tienen estos criterios sobre recursos pelágicos, en los que el ambiente vía los reclutamientos determinan los cambios poblacionales y no necesariamente es la biomasa desovante. Al respecto se indicó que el límite superior de la $Brms$ bien podría considerar toda aquella variabilidad o incertidumbre, haciéndola más precautoria como objetivo de manejo.
- Se ilustró el estado de todos los recursos pesqueros nacionales en el marco del diagrama B-F junto al modelo de rampa inicialmente propuesto. Se prevé en la mayoría de los recursos demersales importantes reducciones de la mortalidad por pesca dada su condición de sobre-explotación. Caso contrario se observa en crustáceos, donde la condición de sub-explotación en la mayoría de estos involucra no solo el aumento de la mortalidad por pesca, sino la eventual apertura de los registros de armadores.
- Por el ámbito de competencias y del rol que tendrá en los CCT, IFOP propondrá un abanico de escenarios o reglas de decisión/rampas de acuerdo con el marco legal y lo sugerido por SSP.

A N E X O 2

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



Modelo de evaluación para el stock de merluza de cola (*Macrurus 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.

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:

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

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 $a > 1$:

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



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:

$$C_{a,y}^f = \mu_{a,y}^f N_{a,t,y} \quad (23)$$

$$\mu_{a,y}^f = \mu_y^f S_a^f \quad (24)$$

$$\mu_y^f = \frac{Y_y^f}{BV_{t,y}^f} = \frac{Y_y^f}{\sum_a N_{a,t,y} S_a^f \bar{w}_{a,y}^f / 1e^{-6}} \quad (25)$$

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:

$$\bar{l}_a = L_{\text{inf}} (1 - e^{-k(a+2/12-t_0)}) \quad (27)$$

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:

$$P_{l,a} = 1/\sqrt{2\pi}s_a \int_{-\text{inf}}^l \exp(-0.5(l-\bar{l}_a)^2/s_a^2)dl - 1/\sqrt{2\pi}s_a \int_{-\text{inf}}^{l-1} \exp(-0.5(l-1-\bar{l}_a)^2/s_a^2)dl \quad (29)$$

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:

$$I_y^T = q^T \sum_a N^{July}_{a,y} S_{a,y}^T \bar{W}_{a,y}^{ST} \quad (30)$$

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:

$$q^T = \exp \left[\frac{1}{n^T} \sum_y \ln \left(\frac{I_y^T}{\sum_a N^{July}_{a,y} S_{a,y}^T \bar{W}_{a,y}^{ST}} \right) \right] \quad (32)$$

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:

$$I_y^{PS} = q^{PS} \sum_a N_{a,t_3,y} S_a^{PS} \bar{W}_{a,y}^{PS} \quad (33)$$

$$q^{PS} = \exp \left[\frac{1}{n^{PS}} \sum_y \ln \left(\frac{I_y^{PS}}{\sum_a N_{a,t_3,y} S_a^{PS} \bar{W}_{a,y}^{PS}} \right) \right] \quad (34)$$

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^{HB} , fue estimada como:

$$I_y^{HB} = q^{HB} \sum_a N^{Sept}_a S_a^{HB} \bar{w}^{ST}_{a,y} \quad (35)$$

$$q^{HB} = \exp \left[\frac{1}{n^{HB}} \sum_y \ln \left(\frac{I_y^{HB}}{\sum_a N^{Sept}_a S_a^{HB} \bar{w}^{ST}_{a,y}} \right) \right] \quad (36)$$

donde:

n^{HB} : Número de datos de I^{HB} .

S : selectividad de hidroacústica fue modelada como una función logística:

$$S_a^{HB} = \left[1 + e^{-\ln(19) \frac{a - a_{50\%}^{HB}}{\Delta f}} \right]^{-1} \quad (37)$$

$a_{50\%}^{HB}$: Parámetro de posición

Δf : Parámetro de dispersión.

Formulación estadística

In 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:

$$\ln L = -0.5 \sum_{y=1}^{ny} \sum_{l=1}^{nl} \ln \left[2\pi \left(\xi_{y,l} + \frac{0.1}{nl} \right) \tau_y^2 \right] + \sum_{y=1}^{ny} \sum_{l=1}^{nl} \ln \left[\exp \left\{ \frac{-(\tilde{Q}_{3_{y,l}} - Q_{3_{y,l}})^2}{2 \left(\xi_{y,l} + \frac{0.1}{nl} \right) \tau_y^2} + 0.01 \right\} \right] \quad (41)$$



donde:

- $Q3_{y,l}$: Proporci3n de talla (o edad) observada / en el a3o y
 $\tilde{Q}3_{y,l}$: Proporci3n de talla (o edad) predicha / en el a3o y .
 n_y : N3mero de a3os.
 n_l : N3mero 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 : tama3o de muestra del a3o y .

La ecuaci3n (41) es la formulaci3n robusta de Fournier *et al.* (1998).

In de la verosimilitud de los 3ndices de abundancia

Se supuso que los 3ndices observados, O_y , son independientes, con una distribuci3n log-normal con media $\ln(qE_y)$ y coeficiente de variaci3n 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 contribuci3n 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 n3mero de par3metros 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:

$$\begin{aligned} LOSS = & \ln L_{Ca^{PS}} + \ln L_{Ca^{ST}} + \ln L_{Cl^{PS}} + \ln L_{Ca^{CT}} + \ln L_{HBa} + \ln L_{I^{PS}} + \ln L_{I^T} \\ & + \ln L_{I^{HB}} + \ln L_{I^T} + \ln L_{SAI} + \ln L_{I^{SA}} + \ln L_{prior} + \ln L_{penalties} \end{aligned} \quad (45)$$

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
- $\ln L_{I^T}$: $\ln L$ 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 2 ^{da} 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 ^o mitad de la selectividad de arrastre PDA en el período 5
σ_{s2}	Csa2k3	Dispersión de la 2 ^{da} 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 ^o mitad de la selectividad de arrastre PCS en el período 1
σ_{s2}	Cacs1 2k1-2k2	Dispersión de la 2 ^{da} 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 ^o mitad de la selectividad de arrastre PCS en el período 2
σ_{s2}	Cacs12k3	Dispersión de la 2 ^{da} 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	Coficiente 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 mEdadllanicus* Lönnberg, 1907 (Macruronidae, GadiDesdemes) 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 Permissible 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 Permissible 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 Zealy 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 and 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 3

Modificaciones al modelo de
Evaluación realizadas por Sean Cox



Appendix 4 – The updated hoki stock assessment model, ADMB implementation, and comparison to workshop ADMB model.

By Sean Cox

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 (i) 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 ($t = 1980, 1981, 2010$) 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.,

$$S_{a,j(t),g} \propto \left(1 + \exp\left[-\log(19)\left(a - A_{50,j(t),g}^1\right)\right] / \left(A_{50,j(t),g}^1 - A_{95,j(t),g}^1\right)\right)^{-1} \\ \times \left(1 + \exp\left[-\log(19)\left(a - A_{50,j(t),g}^2\right)\right] / \left(A_{95,j(t),g}^2 - A_{50,j(t),g}^2\right)\right)^{-1}$$

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.,

$$A_{50}^1 = \exp\left[\lambda_{50}^1\right] \\ A_{95}^1 = A_{50}^1 + \exp\left[\lambda_{95}^1\right] \\ A_{95}^2 = A_{50}^1 + \exp\left[\lambda_{95}^2\right] \\ A_{50}^2 = A_{95}^2 + \exp\left[\lambda_{50}^2\right]$$

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) (Tag "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:

$$\bar{N}_{a,1} = \begin{cases} \tilde{R} \exp(-M(a-1) + \eta_a) & a < A \\ \frac{\tilde{R} \exp(-M(A-1) + \eta_a)}{1 - \exp(-M)} & a = A \end{cases}$$

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.ctf" 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,

$$B_t = \sum_{a=1}^A N_{a,t} w_{in,t}$$

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,

$$SSB_t = \sum_{a=1}^A N_{a,t} w_{in,t} m_a$$

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

$$N_{a,t,o(j)} = \left(N_{a,t,o(j-1)} - C_{a,t,o(j-1)} \right) e^{-dt_{o(j)}}$$

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

$$N_{a,t} = \begin{cases} R_t & a = 1 \\ N_{a-1,t-1,o(4)+} \exp \left[-M \left(1 - \sum_{o(j)=1}^{o(j)=4} dt_{o(j)} \right) \right] & 2 \leq a \leq A - 1 \\ \left(N_{a,t-1,o(4)+} + N_{a-1,t-1,o(4)+} \right) \exp \left[-M \left(1 - \sum_{o(j)=1}^{o(j)=4} dt_{o(j)} \right) \right] & a = A \end{cases}$$

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 avoiding 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

$$\dot{P}_{t,g} = I_{t,g} \exp[\varepsilon_{t,g}] ,$$

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

$$\xi_{i,g} = \log\left(\frac{I_{i,g}}{B_{i,g}^*}\right) - \log \dot{\phi}_{j(i),g}$$

where $\log \dot{\phi}_{j(i),g}$ is the conditional maximum likelihood estimate (MLE) of log-catchability for time-block $j(t)$, i.e.,

$$\log \dot{\phi}_{j(t),g} = \frac{1}{n_{j(t),g}} \sum_{i=1}^{n_{j(t),g}} \log\left(\frac{I_{i,g}}{B_{i,g}^*}\right) .$$

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



$$\hat{\sigma}_{1,j(t),g}^2 = \frac{1}{n_{1,j(t),g} - 1} \sum_{i=1}^{n_{1,j(t),g}} \xi_{i,g}^2 .$$

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

There 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

$$u_{a,t,g} = S_{a,j(t),g} N_{a,t} / \sum_{a=1}^A S_{a,j(t),g} N_{a,t}$$

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

$$\bar{\eta}_{i,g} = \frac{1}{A_{\max,g} - A_{\min,g}} \sum_{a=A_{\min,g}}^{A_{\max,g}} [\log p_{a,i,g} - \log u_{a,i,g}] .$$

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

$$\hat{\sigma}_{2,j(t),g}^2 = \frac{1}{(A_{\max,g} - A_{\min,g})n_{2,j(t),g}} \sum_{a=A_{\min,g}}^{A_{\max,g}} \sum_{i=1}^{n_{2,j(t),g}} \eta_{a,i,g}^2 .$$

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 $\hat{\sigma}_{1,j(t),g}^2$ and $\hat{\sigma}_{2,j(t),g}^2$ back into their corresponding normal likelihoods gives the following total concentrated negative log-likelihood to be minimized

$$l_{\text{TOTAL}} = l_{\text{INDEX}} + l_{\text{AGE}} = \sum_{j=1}^{j=J_{1,g}} \sum_{g=1}^G n_{1,j,g} \log \hat{\sigma}_{1,j,g}^2 + \sum_{j=1}^{j=J_{2,g}} \sum_{g=1}^G (A_{\max,g} - A_{\min,g}) n_{2,j,g} \log \hat{\sigma}_{2,j,g}^2$$

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

$$l_{\text{EIV}} = \left(\sum_g n_{1..g} + T_R - 2 \right) \log \hat{\sigma}^2$$

and the total negative log-likelihood function is

$$l_{\text{TOTAL}} = l_{\text{EIV}} + l_{\text{AGE}}$$

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



$$\ell_{\text{PRIOR}} = \frac{1}{2\sigma_{\eta}^2} \sum_{a=1}^A \eta_a^2 + \frac{1}{2\sigma_M^2} (M - \bar{M})^2 + \frac{1}{2\sigma_h^2} (h - \bar{h})^2 + 4000 \cdot (\log \hat{q}_5 - \log 0.9)^2 + \sum_g \frac{1}{2p_g^2} \sum_t S_{1,j(t),g}^2$$

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 $\sigma_R \sim 0.6$.

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.

A N E X O 4

Extracto del reporte del informe de avance del taller
de PBR y Marco Biológico de Referencia.



A continuación se presenta un extracto del informe de avance sobre el taller de PBR y Marco Biológico de Referencia realizado por el DER de IFOP (DER 2013. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2014. PBR y Marco Biológico de Referencia. Instituto de Fomento Pesquero. 2013. Informe de Avance).

1. Antecedentes técnicos

Cuando la legislación de un país demanda la estimación del RMS para la mayoría de sus pesquerías, los científicos se enfrentan a la realidad que la calidad de los datos e información puede ser muy disímil, ya sea por la importancia económica relativa de la pesquería, la complejidad de la dinámica poblacional del recurso, la variabilidad del ambiente, u otras causas. Para enfrentar el desafío de estimar el RMS se ha seguido la estrategia de definir niveles o “tiers” y desarrollar procedimientos de estimación de RMS para cada nivel.

En el National Marine Fisheries Service (NFMS, NOAA) de los E.E.U.U., el procedimiento de cálculo de los PBR está determinado por los niveles de calidad de datos e información (Restrepo *et al.*, 1998) y quedan definidos por:

Estándar completo (“Data-Rich”): Se pueden realizar estimaciones confiables del rendimiento máximo sostenido (RMS) y/o de cantidades relacionadas, así como de la abundancia del stock. La evaluación puede ser sofisticada e incorporar la mayor parte de las fuentes de incertidumbre o bien una cantidad razonable de ella.

Estándar medio (“Data-Medium”): No se disponen de estimaciones confiables del rendimiento máximo sostenido y/o cantidades relacionadas, ya sea porque no están disponibles o bien tienen un uso limitado debido a peculiaridades de la historia de vida del recurso, a la pobreza del contraste de los datos, o a la alta variabilidad del reclutamiento. Sin embargo, existen estimaciones confiables del tamaño del stock y de todos los parámetros claves de la historia de vida (crecimiento) y de la pesquería (selectividad). Este caso se utiliza PBR genéricos (“proxy”) para sustituir los PBR asociados al RMS que no se pueden estimar confiablemente.

Estándar pobre (“Data-poor”): No existen estimados confiables del rendimiento máximo sostenido, de la abundancia del stock, de los parámetros vitales ni de los parámetros de la pesquería. La evaluación es mínima y la incertidumbre se aproxima sólo cualitativamente. No se pueden realizar cálculos de rendimientos por recluta o biomasa desovantes por recluta. Este caso se utiliza aproximaciones especiales para estimar el RMS, tales como “reglas del pulgar”, promedio de capturas históricas corregidas, o más sofisticadas como aproximaciones bayesianas que usan información desde stock con data rica.



Un sistema similar de niveles de datos e información se aplica en la administración de las pesquerías de Australia.

En tanto en Chile aún no se ha definido formalmente un sistema de niveles de calidad de datos e información no obstante y en la práctica IFOP ha venido realizando estimaciones de PBR “proxy” (nivel medio de data e información) para la mayoría de los recursos y PBR específicos (nivel rico de data e información) para algunos recursos. Los PBR “proxy” más usados por IFOP han sido aproximaciones del RMS, como F40%BDPR y BD40%BD0 (Clark 1983 y Mace 1994). Mientras que IFOP ha estimado PBR específicos para jurel (Serra *et al.* 1998, Canales *et al.* 2009, Canales 2012), langostinos (Canales *et al.* 2000), merluza de común y merluza del sur (Payá y Ehrhardt, 2005; Tascheri 2012) y orange roughy (Payá y Montecinos 2005). Más recientemente, el Departamento de Evaluación de Recursos de IFOP (DER, 2012) ha realizado esfuerzos para avanzar hacia la estimación de estos referentes para cada especie y algunos ejemplos derivados de lo anterior se resumen en el documento de Canales (2012a y 2012b) sobre PBR de jurel y merluza, como también lo indicado por Tascheri (2012) en el seno del Comité Científico de la merluza común, entre otros.

2. Sobre la definición de PBR en el contexto de la LGPA.

La nueva Ley General de Pesca y Acuicultura (LGPA) define en el Título I, Artículo 1°B: “*El objetivo de esta ley es la conservación y el uso sustentable de los recursos hidrobiológicos, mediante la aplicación del enfoque precautorio, de un enfoque ecosistémico en la regulación pesquera y la salvaguarda de los ecosistemas marinos en que existan esos recursos*”. Asimismo, en el Artículo 1°C inciso g) se señala como objetivo “*procurar evitar o eliminar la sobreexplotación y la capacidad de pesca excesiva*”. Estos elementos constituyen el marco sobre el cual se elabora el diagnóstico de los recursos y sus pesquerías.

2.1. Normas y definiciones internacionales

A nivel internacional el enfoque precautorio fue establecido en el ANEXO II del acuerdo de las Naciones Unidas sobre stocks altamente migratorios y transzonales (Rosemberg y Restrepo 1995), es aplicado seguido por el NMFS de los EEUU (Restrepo *et al.* 1998) y el ICES de Europa (ICES 2001). Los lineamientos principales del enfoque precautorio son:

Puntos biológicos de referencia:

- *Un punto biológico precautorio es un valor estimado mediante un procedimiento de acuerdo científico, el cual corresponde al estado del recurso y de la pesquería, y el cual puede ser usado como una guía para el manejo de las pesquerías.*
- *Dos tipos de puntos precautorios de referencia deben ser usados: punto de referencia de conservación o límite y punto de referencia de manejo u objetivo. Los puntos de*



referencia límites están orientados a restringir la pesca a los límites de seguridad biológica, dentro del cual los stocks pueden producir el máximo rendimiento sostenido. Los puntos de referencia objetivos están orientados a alcanzar los objetivos de manejo.

- *Los puntos de referencia deben ser stock-específicos para dar cuenta, entre otros, de la capacidad reproductiva, la resiliencia de cada stock y las características de la pesquería que explota el stock, así como también de otras fuentes de mortalidad y las mayores fuentes de incertidumbre.*

Cuando la información para determinar los puntos de referencia para una pesquería es escasa o inexistente, se deben establecer puntos de referencia provisionales. Los puntos de referencia provisionales pueden ser establecidos mediante analogía con stocks similares y mejor conocidos. En tales situaciones, la pesquería debería estar orientada a mejorar el monitoreo así como a revisar los puntos de referencia provisionales a medida que aumente la disponibilidad y la calidad de la información.

Acciones de manejo

- *Las acciones de manejo deben buscar mantener o recuperar poblaciones de stocks explotados y donde sea necesario las especies asociadas o dependientes, a niveles consistentes con los puntos de referencia precautorios previamente acordados. Tales puntos de referencia deben ser usados para gatillar acciones de manejo y conservación. Las estrategias de manejo deberían incluir medidas, que puedan ser implementadas cuando el sistema se acerque a un punto de referencia.*
- *Las estrategias de manejo pesquero deberían asegurar que el riesgo de exceder los puntos de referencia límites sea bajo. Si un stock cae por debajo del punto de referencia límite o está en riesgo de caer por debajo del tal punto de referencia, acciones de manejo y conservación deberían iniciarse para facilitar la recuperación del stock. Las estrategias de manejo deberían asegurar que en promedio los puntos de referencia objetivos no sean sobrepasados.*

Rendimiento Máximo sostenido

- *La tasa de mortalidad por pesca que genera el rendimiento máximo sostenido, debería ser considerada como un estándar mínimo para los puntos de referencia límites. Para los stocks que no están sobrepescados, las estrategias de manejo deberían asegurar que la mortalidad por pesca no exceda la que corresponde al rendimiento máximo sostenido, y que la biomasa no caiga por debajo de un umbral pre-definido. Para los stocks sobrepescados, la biomasa, que produce el rendimiento máximo sostenido, puede servir como el objetivo de recuperación.*



No obstante estas definiciones, la nueva LGPA de pesca chilena define el enfoque precautorio de una forma más restringida a través de la letra b del Artículo 1° C, donde se indica que al aplicar el principio precautorio en la administración y conservación de los recursos hidrobiológicos y la protección de sus ecosistemas, se debe entender como tal:

- i) Ser más cauteloso en la administración y conservación de los recursos cuando la información científica sea incierta, no confiable o incompleta, y
- ii) No se deberá utilizar la falta de información científica suficiente, no confiable o incompleta, como motivo para posponer o no adoptar medidas de conservación y administración.

Además establece, en la letra C del artículo 3°, el Rendimiento Máximo Sostenible (RMS) como punto biológico de referencia objetivo empleado para la determinación de la cuota global de captura, entendiéndose así la declaración "Mantener o llevar a la pesquería hacia el rendimiento máximo sostenible considerando las características biológicas de los recursos explotados". Aquí es explícito el hecho que la principal diferencia entre el enfoque precautorio definido en la LGPA y el enfoque precautorio en ciencia pesquera, es que en la LGPA chilena se considera el RMS como un objetivo de administración y no como un límite, lo cual vuelve menos precautorio el enfoque chileno.

2.2. Estados de explotación

Los estados de explotación que han sido acordados por los Comités Científicos en Chile distinguen claramente la diferencia entre sobre-explotado y sobre-pesca. La primera de estas se relaciona con el estado de la biomasa por debajo de una referencia límite, mientras la segunda dice relación con la posición de la mortalidad por pesca por sobre un valor considerado límite. Ambos estados pueden coexistir de manera que un recurso puede estar sobre-explotado con o sin evidencias de sobrepesca, donde esta última se entiende como una situación transitoria mientras no se reduzcan las capturas, en tanto la primera puede tomar muchos años dependiendo de la resiliencia del recurso. Del mismo modo, en la mayoría de los recursos se han considerado valores "proxys" al RMS como objetivos de manejo donde la plena explotación se ubica en torno a este.

En términos analógicos, en la LGPA se pueden identificar cuatro estados de un recurso: sub-explotación, plena explotación, sobre-explotación y colapso y sus alcances se detallan en los puntos 58), 59) y 60) de la misma. Las definiciones corresponden a:

58) Punto biológico: valor o nivel estandarizado que tiene por objeto evaluar el desempeño de un recurso desde una perspectiva de la conservación biológica de un stock, pudiendo referirse a: a) biomasa, b) mortalidad por pesca, o c) tasa de explotación.

La determinación de estos puntos se deberá efectuar mediante decreto del Ministerio, según la determinación que efectúe el Comité Científico Técnico.



59) Estado de situación de las pesquerías:

Pesquería subexplotada: aquella en que el punto biológico actual es mayor en caso de considerar el criterio de la biomasa, o menor en el caso de considerar los criterios de la tasa de explotación o de la mortalidad por pesca, al valor esperado del rendimiento máximo sostenible y respecto de la cual puede obtenerse potencialmente un mayor rendimiento.

Pesquería en plena explotación: aquella cuyo punto biológico está en o cerca de su rendimiento máximo sostenible.

Pesquería sobreexplotada: aquella en que el punto biológico actual es menor en caso de considerar el criterio de la biomasa o mayor en el caso de considerar los criterios de la tasa de explotación o de la mortalidad por pesca, al valor esperado del rendimiento máximo sostenible, la que no es sustentable en el largo plazo, sin potencial para un mayor rendimiento y con riesgo de agotarse o colapsar.

Pesquería agotada o colapsada: aquella en que la biomasa del stock es inferior a la biomasa correspondiente al punto biológico límite que se haya definido para la pesquería, no tiene capacidad de ser sustentable y cuyas capturas están muy por debajo de su nivel histórico, independientemente del esfuerzo de pesca que se ejerza.

60) Rendimiento máximo sostenible: mayor nivel promedio de remoción por captura que se puede obtener de un stock en forma sostenible en el tiempo y bajo las condiciones ecológicas y ambientales predominantes.

En la Figura 1 se ilustra la interpretación de estas definiciones sobre un diagrama que representa la curva de producción de largo plazo respecto de la biomasa, en tanto que en la Figura 2 se extiende esta interpretación sobre la relación de biomasa y mortalidad por pesca relativizada a los valores que generan el Rendimiento Máximo Sostenido (Brms y Frms).

Cabe destacar que en la definición del RMS se incluye la frase “bajo las condiciones ecológicas y ambientales predominantes”, lo que implica que si las condiciones ambientales cambian notoriamente, estas nuevas condiciones deberían ser consideradas en la estimación del RMS y sus variables relacionadas Brms y Frms. Aunque el ambiente es fluctuante, en la práctica, las estimaciones de RMS se han realizado bajo el supuesto que estas variaciones corresponden a la variabilidad en torno a la condición promedio de una condición de equilibrio que sustenta los estimados de RMS. Claramente, la identificación de cambios ambientales que afecten en forma notable el RMS es un área de investigación que deberá ser desarrollada en el corto plazo.

De acuerdo con la definición antes descrita, en la Figura 1 la plena explotación cubre una región “cercana” al RMS y se encuentra acotada por límites que en biomasa definen, a la sub-explotación por el lado derecho, y la sobre-explotación por el lado izquierdo. Esta misma situación en términos de la mortalidad por pesca se extiende a un área que es próxima al Frms y se la ubica en la región $F_{rms} \pm c$, y de manera análoga a una región que en biomasa está delimitada a $B_{rms} \pm d$ (Figura 2)

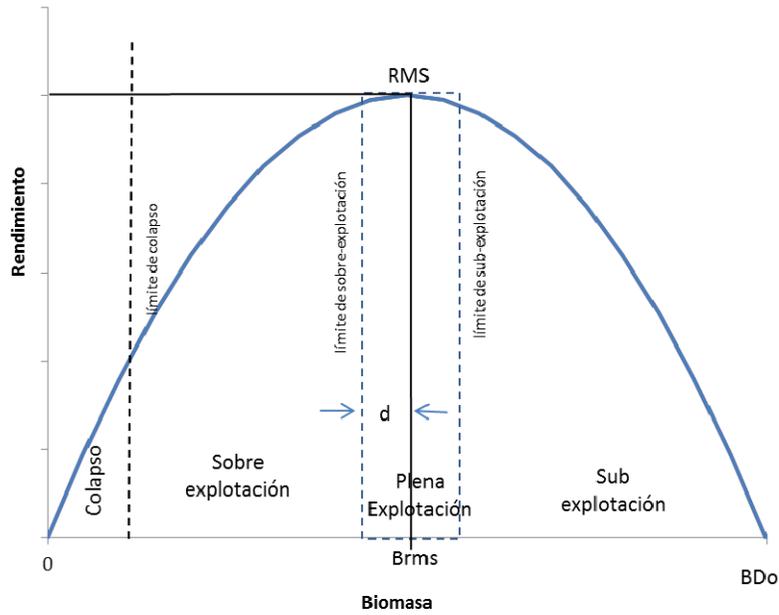


Figura 1. Curva de producción respecto de la biomasa en equilibrio y estados posibles de un recurso.

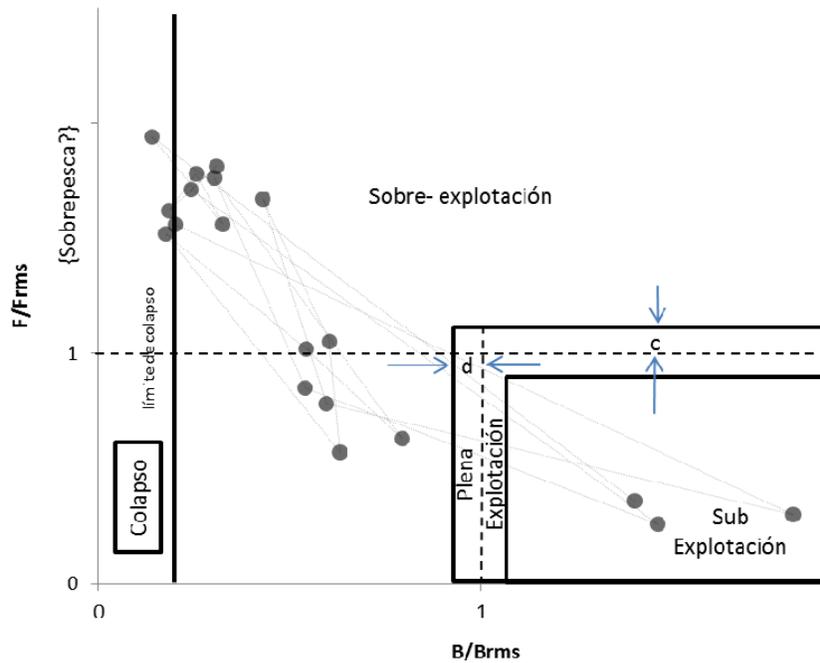


Figura 2. Diagrama B-F de estados posibles de un recurso. Las distancias c y d definen la mitad del rango de variación que es considerado “cerca” al RMS. Los puntos representan solo un ejemplo y la flechas la longitud de los intervalos c y d.



Por su parte, la sobre-explotación ocurre en el área donde $B < B_{mrs-d}$ (Figura 1) entendiendo que una situación de sobre-explotación sostenida provocada por capturas superiores al RMS implican un riesgo inherente de llevar al recurso a la zona de colapso. Asimismo, esta condición también ocurre cuando la mortalidad por pesca está por sobre aquel valor que genera el RMS ($F > F_{mrs+c}$), siendo a la vez independiente del nivel de biomasa (Figura 2). La zona de sobre-explotación debería entonces ser entendida como aquella donde termina la plena-explotación y corresponde cuando $B < B_{mrs-d}$ o bien $F > F_{mrs+c}$.

El punto anterior tiene por desventaja que cualquier nivel de mortalidad por pesca superior a F_{mrs} , generará acciones que mejoren la condición del recurso en el largo plazo (plan de recuperación) aun cuando la biomasa esté por sobre la del RMS. Para obviar esta situación se puede hacer una diferencia incluyendo la expresión de sobrepesca a la situación donde $F > F_{mrs+d}$ (Figura 2)

Al respecto, la sobrepesca en términos simples ocurre cuando la tasa de extracción desde el stock es demasiado alta o más específicamente, cuando la fracción extraída desde el stock es mayor a la requerida para proveer rendimientos máximos sostenibles en el largo plazo. A partir de esta definición, se desprende que la sobrepesca tiene lugar cuando la mortalidad por pesca F excede aquella que produce el Rendimiento Máximo Sostenible, F_{mrs} . Desde la definición legal de Pesquería sobreexplotada se puede entender que la situación de sobrepesca se encontraría contenida en la definición de sobreexplotación.

Sin embargo y si bien la distinción de un estado de sobrepesca (separadamente del estado de sobre-explotación) puede ser considerado sutil, no por ello es menos importante debido al rezago con que ajustes en las tasas de explotación (o F) se traducirán en cambios en la biomasa del stock, y también, porque el tamaño del stock puede caer por debajo de un punto de referencia incluso si F es mantenida por debajo de F_{mrs} , como por ejemplo las disminuciones naturales de una población por fallas en los reclutamientos.

Finalmente, la zona de colapso involucra aquel estado de un stock en el cual la generación de excedentes productivos o renovación poblacional se ha comprometido debido a un reducido tamaño poblacional. Cabe mencionar que siguiendo el modelo logístico de producción, la poca generación de excedentes también se alcanza cuando las poblaciones están en condiciones muy próximas a la situación virginal.

En el caso de las pesquerías Chilenas este límite es difícil de precisar y al igual que en otros casos internacionales, es común adherir a criterios convenidos, los que en todos los casos han sido referidos a proporciones muy bajas de la biomasa desovante virginal. A manera de ejemplo, para las pesquerías demersales de Nueva Zelanda se ha establecido un criterio del 10% como límite “duro” de colapso. Sin embargo, en ese país cuando una pesquería pasa este límite, llamado límite duro, las capturas se prohíben y la pesquería se cierra. En la LGPA chilena el agotamiento implica sólo una rotación de caladeros de pesca, por lo que no parece una condición “dura” y más bien se puede asimilar al límite de colapso usado históricamente a nivel internacional que corresponde al 20% de la biomasa desovante virginal.



2.3. Criterios para la definición de límites

Los límites que definen la plena explotación debieran ser establecidos en términos ideales, en base a criterios de riesgo. Este riesgo puede ser definido como un valor puntual y teórico asociado a la resiliencia del stock y a la dinámica de su explotación pesquera. Alternativamente, también puede ser estimado considerando distribuciones de probabilidad de las variables que definen el RMS (Brms y Frms), como por ejemplo los intervalos de confianza al 90% o 95% del cociente B_{rms}/B_0 y del F_{rms} . Esto último involucra la idea de maximizar la probabilidad de estar en torno al RMS. Un ejemplo de esto se ilustra en la Figura 3.

Sin embargo, el hecho que en la mayoría de los recursos se hayan adoptado proxys del RMS implica que su estimación puntual es aún un tema por investigar y por ende también sus medidas de error de estimación. Esta situación induce la necesidad de adoptar criterios de conveniencia como por ejemplo, como límite de plena explotación una zona acotada por ± 5 puntos porcentuales en torno al proxy que genera el MRS. Así por ejemplo, si se ha definido como objetivo el $40\%B_0$, la zona que define al cercanía al MRS (plena explotación) podría estar contenida en $35\%B_0 - 45\%B_0$, entendiéndose que por sobre ella se encuentra la zona de sub-explotación y bajo ella la de sobre-explotación. Un ejemplo de esto es el caso de la merluza común (ver informe Comité Científico, 2012). La conveniencia de definir un rango acotado de plena explotación es considerar el término “cercanía” a la vez de evitar en términos efectivos la sobre-explotación.

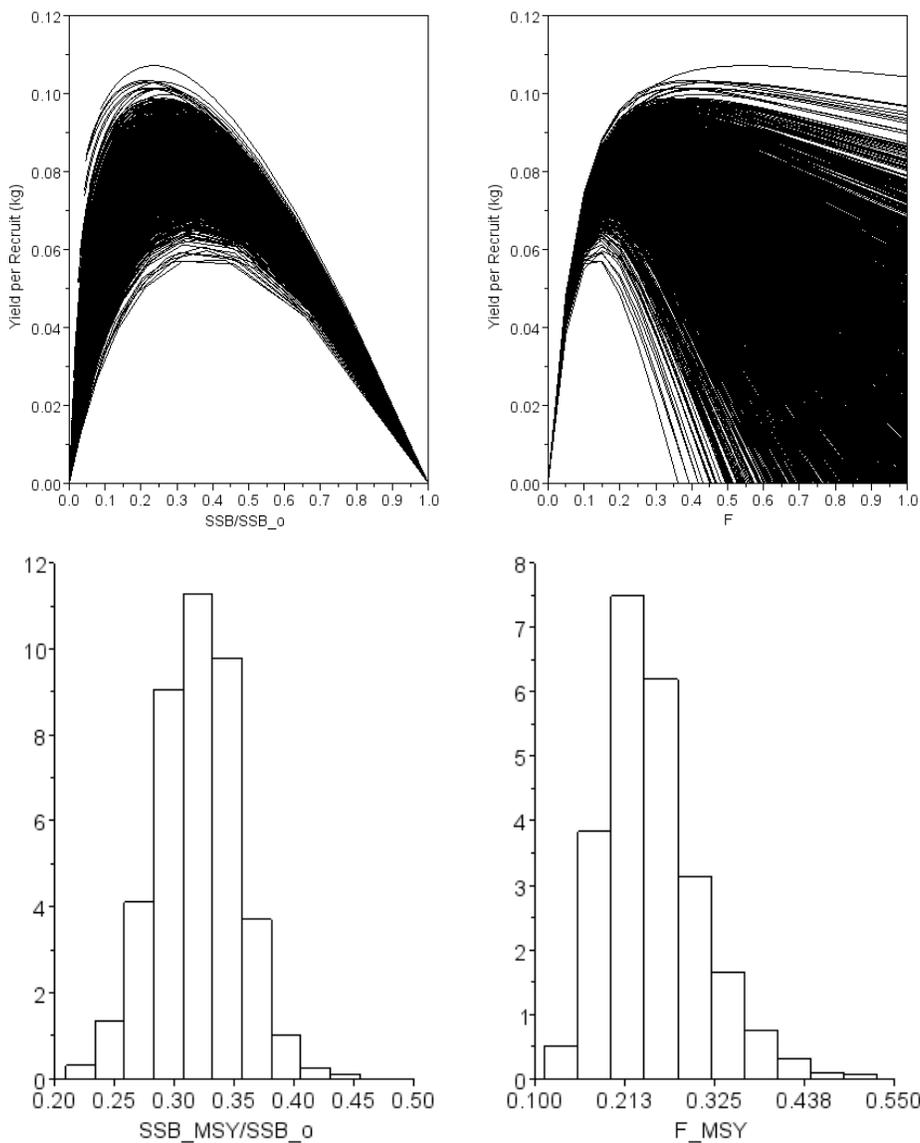


Figura 3. Curvas de biomasa, capturas y mortalidad por pesca de equilibrio del jurel, y distribución de probabilidades de la reducción de stock y mortalidad por pesca que genera el RMS (Fuente: Canales, 2012a).

En igual sentido, el límite de colapso es adoptado sobre la base a referentes internacionales y que corresponden a proporciones de la biomasa virginal que varían entre el 10% y 20%, dependiendo de los antecedentes que se disponga. El supuesto es que si la población ha sido reducida por debajo de estos niveles, esta no podría generar excedentes que permitan su pronta recuperación en el mediano plazo, siendo necesario entonces una suspensión total de la actividad extractiva.

3. Referentes para el diagnóstico de los principales recursos pesqueros en Chile.

Considerando el desarrollo anterior y revisado los antecedentes de cada recurso, en la Tabla 1 y Figura 4 se proponen los referentes límites y objetivos que serán considerados para definir la condición de explotación durante el 2013. Estos referentes son en su mayoría proxys del RMS y serán revisados en el proyecto “Revisión de los puntos biológicos de referencia (Rendimiento Máximo Sostenido) en las pesquerías Nacionales” que realiza IFOP, y en los Comité Científico Técnicos.

En general, la estimación del RMS o la adopción de valores “proxy” se relacionó preliminarmente con el nivel de datos e información de cada pesquería. Se recomienda estimar el RMS y sus valores relacionados cuando se pueden realizar estimaciones confiables del RMS y/o de cantidades relacionadas, así como de la abundancia del stock (Restrepo *et al.*, op. cit). Se recomienda la estimación de los “proxy” para aquellas pesquerías de data y conocimiento intermedio, en las cuales no se dispone de estimaciones confiables del RMS y/o cantidades relacionadas, ya sea porque no están disponibles o bien tienen un uso limitado debido a peculiaridades de la historia de vida del recurso, a la pobreza del contraste de los datos, o a la alta variabilidad del reclutamiento (Restrepo *et al.*, 1998).

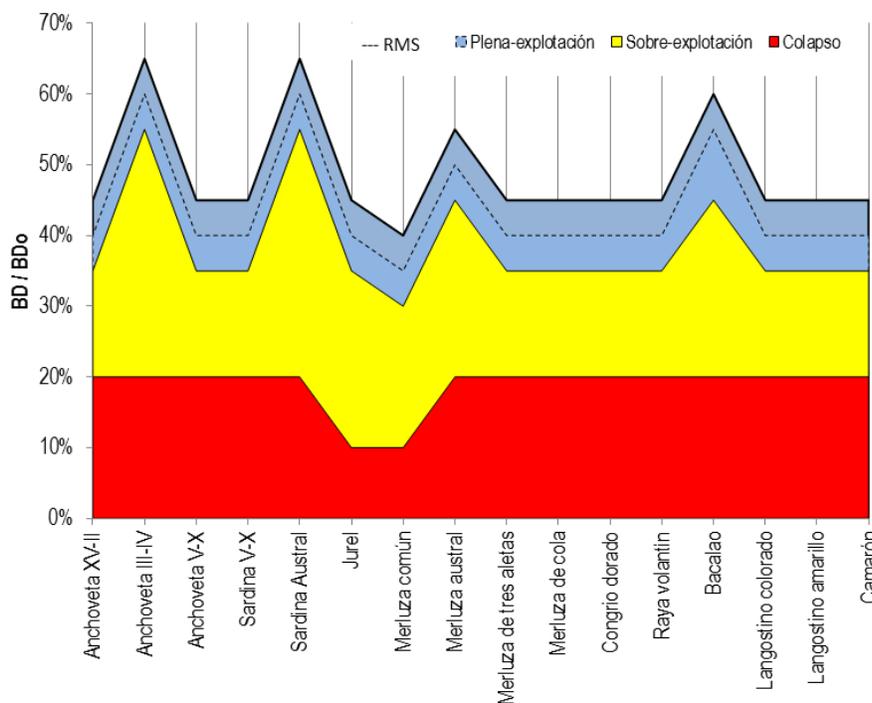


Figura 4. Puntos de Referencia objetivo y límites por recurso según estado de explotación.



Tabla 1.
Puntos de Referencia objetivo y límites por recurso para definir su estado y criterio de explotaci3n.

	Proporci3n de BDo					Mortalidad por pesca (F)			RMS	Referencia
	BDo(*)	Límite sub-explotaci3n	Objetivo	Límite sobre-explotaci3n	Límite colapso	Límite sub-explotaci3n	Objetivo	Límite sobre-explotaci3n		
Anchoveta XV-II	1	45%	40%	35%	20%	F45% BDo	F40% BDo	F35% BDo	3	-
Anchoveta III-IV	1	65%	60%	55%	20%	F65% BDo	F60% BDo	F55% BDo	3	-
Anchoveta V-X	1	45%	40%	35%	20%	F45% BDo	F40% BDo	F35% BDo	4	Canales y Zuñiga, 2012
Sardina V-X	1	45%	40%	35%	20%	F45% BDo	F40% BDo	F35% BDo	4	Zuñiga y Canales, 2012
Sardina Austral	1	65%	60%	55%	20%	F65% BDo	F60% BDo	F55% BDo	3	-
Jurel	2	45%	40%	35%	10%	F45% BDo	F40% BDo	F35% BDo	4	Canales, 2012
Merluza común	2	40%	35%	30%	10%	F40% BDo	F35% BDo	F30% BDo	4	Tascheri, 2012
Merluza austral	2	55%	50%	45%	20%	F55% BDo	F50% BDo	F45% BDo	4	Quiroz <i>et al</i> , 2012
Merluza de tres aletas	1	45%	40%	35%	20%	F45% BDo	F40% BDo	F35% BDo	3	-
Merluza de cola	2	45%	40%	35%	20%	F45% BDo	F40% BDo	F35% BDo	3	-
Congrio dorado	2	45%	40%	35%	20%	F45% BDo	F40% BDo	F35% BDo	3	-
Raya volant�n	2	45%	40%	35%	20%	F45% BDo	F40% BDo	F35% BDo	3	-
Bacalao	2	60%	55%	45%	20%	F60% BDo	F55% BDo	F45% BDo	4	Quiroz y Wiff, 2012
Langostino colorado	1	45%	40%	35%	20%	F45% BDo	F40% BDo	F35% BDo	3	-
Langostino amarillo	1	45%	40%	35%	20%	F45% BDo	F40% BDo	F35% BDo	3	-
Camar3n	1	45%	40%	35%	20%	F45% BDo	F40% BDo	F35% BDo	3	-

(*) BDo: biomasa desovante virginal (1) Dinámico: raz3n potencial reproductivo para cada año; (2) De equilibrio: puede considerar relaci3n s/r, h y Ro; (3) proxy; (4) calculado



3.1. Glosario de términos relevantes

Sin perjuicio de las definiciones dadas en la LGPA, la Tabla 1 involucra ciertas definiciones técnicas que basadas en sus metódicas de cálculo hacen necesario definir las como sigue,

	Forma y descripción de cálculo
(1) BDO de equilibrio	Es la biomasa desovante de equilibrio virginal de los modelos stock-recluta (B-H, Ricker, etc.).
(2) BDO dinámico	Es la biomasa desovante potencial que resultaría de una condición sin pesca, calculada a partir de los reclutamientos estimados en la evaluación de stock.
(3) PBR "Proxy"	PBR que sustituye al PBR real. Se estima como un porcentaje del potencial reproductivo, aproximado como la biomasa desovante por recluta sin pesca.
(4) F rms.	Mortalidad por pesca asociada al RMS estimada desde un modelo de evaluación de stock.
Límite de sub-explotación	El porcentaje de BDo que genera en el RMS más 5 unidades porcentuales o su equivalente en mortalidad por pesca o tasa de explotación en el largo plazo.
Límite de Sobre-explotación	El porcentaje de BDo que genera en el RMS menos 5 unidades porcentuales o su equivalente en mortalidad por pesca o tasa de explotación en el largo plazo.
Límite de colapso	El porcentaje de BDo que compromete severamente la renovación del stock.
%BDO en RMS	El porcentaje de la BDo que genera en el RMS.
%BDO	Proporción de la biomasa desovante con respecto a BDO.
F/Frms	Indicador de la variación de la mortalidad por pesca respecto a la F que genera el RMS.



4. Referencias bibliográficas

- Canales, C. 2012.(a). Jack Mackerel Biological Reference Points (BRP).SWG-11-JM-01. 11th Meeting of Science Working Group, SPFRMO, Lima, 2012, Working paper: 16 pp.
- Canales, C. 2012.(b). Puntos Biológicos de Referencia (PBR) de la merluza común bajo incertidumbre. Anexo 4. En: Reporte RR-CC/SGT PBR-ES 2/2012. Sub-Grupo Técnico PBR y Estatus (SGT PBR-ES). Comité Científico de Merluza Común. 10 p + Anexos.
- Canales, C., y M.J. Zúñiga 2012. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2013. Sardina común V-X Regiones 2013. Segundo Informe. Instituto de Fomento Pesquero. 151 pp.
- Canales, C., R. Serra, C. Martínez, A. Aranís, L. Caballero, J. Córdova, J.C. Quiroz, M. Canales, V. Bocic, A. Sepúlveda, C. Gatica, S. Núñez, M. Aguayo, J. Giacamán, M. Arteaga, R. Alarcón, C. Gonzalez y L. Cubillos. 2009. Revisión de metodologías de evaluación del jurel a nivel subregional. Instituto de Fomento Pesquero. FIP N° 2007-23: 155 pp.
- Canales, C., C. Montenegro, A. Parma, T. Peñailillo, H. Pool y V. Espejo. 2000. Análisis de estrategia de explotación del langostino amarillo y langostino colorado. Informe Final, Proyecto FIP/IT 99-18: 138 pp.
- Clark, 1993. The effect of recruitment variability on the choice of a target level of spawning biomass per recruit. En: Proceedings of the international symposium on management strategies for exploited fish populations. Eds. Kruse *et al.*. Alaska Sea Grant College program report N°93-02, University of Alaska Fairbanks.
- DER, 2012. Puntos Biológicos de Referencia de los principales recursos pesqueros de Chile como base a una aproximación precautoria para el manejo pesquero. Reporte de Taller. Departamento Evaluación de Recursos (DER), Instituto de Fomento Pesquero, Valparaíso 17-19 abril, 2012: 45 pp.
- ICES 2001. Report of the study group on the further development of the precautionary approach to fishery management. Advisory Committee on Fishery Management ICES CM 2001/ACFM:11
- 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.



- Payá I y N. Ehrhardt. 2005. Comparative sustainability mechanisms of two hake (*Merluccius gayi gayi* and *Merluccius australis*) populations subjected to exploitation in Chile. *Bulletin of Marine Science* 76(2) 261-286.
- Payá I. y M. Montecinos 2004. Investigación evaluación y CTP de orange roughy 2005, Fase I. Instituto de Fomento Pesquero. 17 páginas + 2 anexos.
- Quiroz J.C, R. Wiff y L. Chong. 2012. Segundo Informe. Convenio: Estatus y Posibilidades de Explotación Biológicamente Sustentables de los Principales Recursos Pesqueros Nacionales, año 2013. Merluza del sur, 2013. Instituto de Fomento Pesquero, Octubre de 2012. 78 pp+Anexos.
- Quiroz J.C y R. Wiff, 2012. Segundo Informe. Convenio: Estatus y Posibilidades de Explotación Biológicamente Sustentables de los Principales Recursos Pesqueros Nacionales, año 2013. Bacalao de profundidad, 2013. Instituto de Fomento Pesquero, Octubre de 2012. 75 pp+Anexos.
- Rosemberg A. y V. Restrepo. 1995. Precautionary management reference points and management strategies. En *Precautionary approach to fisheries.. Part 2: Scientific papers*. FAO Fisheries technical papers 350/2. Páginas 129 a140.
- Restrepo V. R., G. G. Thompson, P. M. Mace, W. L. Gabriel, L. L. Low, A. D. MacCall, R. D. Methot, J. E. Powers, B. L. Taylor, P. R. Wade, y J. F. Witzig. 1998. Technical Guidance On the Use of Precautionary Approaches to Implementing National Standard 1 of the Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Management Act. NOAA Technical Memorandum NMFS-F/SPO. July 17, 1998.
- Serra, R., A. Zuleta, H. Pool, G. Böhm. 1998. Bases biológicas para prevenir la sobreexplotación en el recurso jurel. Informe Técnico. Fondo de Investigación Pesquera, proyecto 96 – 16. 139 p. + Anexos.
- Tascheri, R. 2012. Referencias para la explotación sustentable de la merluza común. Anexo 3. En: Reporte RR-CC/SGT PBR-ES 2/2012. Sub-Grupo Técnico PBR y Estatus (SGT PBR-ES). Comité Científico de Merluza Común. 10 p + Anexos.
- Tuck, G.N. (ed.) 2010. Stock Assessment for the Southern and Eastern Scafish and Shark Fishery 2009. Part 2: Tier 3 and Tier 4, catch rate standardisations and other work contributing to the assessment and management of SESSF stocks in 2009. Australian Fisheries Management Authority and CSIRO Marine and Atmospheric Research, Hobart. 428 p.



Zúñiga, M.J, y C. Canales 2012. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2013. Anchoveta V-X Regiones 2013. Segundo Informe. Instituto de Fomento Pesquero. 135 pp.

A N E X O 5

PBR para la merluza de cola
en el marco de la nueva LGPA.
(Autor: Ignacio Payá)



PBR para la merluza de cola en el marco de la nueva LGPA

Ignacio Payá C.

Payá y Canales (2013) basados en la lista de revisión del NRC (1998) clasificaron la pesquería de merluza de cola como una pesquería de estándar intermedio, es decir, “no se disponen de estimaciones confiables del rendimiento máximo sostenido (RMS) y/o cantidades relacionadas, ya sea por que no están disponibles o bien tienen un uso limitado debido a peculiaridades de la historia de vida del recurso, a la pobreza del contraste de los datos, o a la alta variabilidad del reclutamiento. Sin embargo, existen estimaciones confiables del tamaño del stock y de todos los parámetros claves de la historia de vida (crecimiento) y de la pesquería (selectividad)” (Restrepo *et al.*, 1998). Esta clasificación también se basa en los resultados de los talleres internacionales de revisión por pares de los datos (Clark y Wilson, 2012) y de la evaluación de stock (Stewart y Hanselman, 2012). 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 RMS. 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 de capturas de cerco que no fueron adecuadamente muestreadas en los primeros años.

Debido a todo lo anterior se considera como PBR en biomasa el 40% y 20% de la biomasa desovante virginal (SB0), y como PBR en tasas de explotación la tasa que reduce el potencial reproductivo al 40% (Clark 1993 y Mace 1994). A continuación se detallan los procedimientos de cálculo y los análisis de sensibilidad que se han realizado y que respaldan los PBR actualmente en uso.

I) Biomasa desovante virginal (SB0).

En la última evaluación de stock (Payá y Canales, 2013), la biomasa desovante virginal (SB0) se estimó considerando el modelo stock-recluta de Ricker (1954) y una condición inicial de equilibrio estocástico con una distribución de errores idénticas para las desviaciones del primer año y para las desviaciones del reclutamiento por año. Estas condiciones son el resultado de una serie de análisis de sensibilidad que se resumen a continuación.

En términos general el modelo de evaluación tiene dos opciones de estimación de SB0, una como un parámetro que corresponde al estimador puntual de equilibrio en la relación stock-recluta y la otra como el producto entre el reclutamiento promedio y la SBPR. En la práctica la estimación de SB0 está asociada a la estimación de la abundancia inicial y de los reclutamientos.



Abundancia Inicial

Para todos los casos siguientes la abundancia a la edad se inicializa usando:

$$N_{a,1} = \begin{cases} R \exp(-M(a-1) + \eta_a) & a < A \\ \frac{R \exp(-M(a-1) + \eta_a)}{1 - \exp(-M)} & a = A \end{cases}$$

Donde R es el reclutamiento, a es la edad ($a=1, 2, \dots, A$), A es el grupo plus, M es la mortalidad natural y η_a es la desviación de número según:

$$\eta_a \sim N(0, \sigma_\eta^2)$$

- a) $SB0$ es un parámetro a estimar en una condición inicial de equilibrio estocástico y con distribuciones independientes para las desviaciones a la edad del primer año (η_a), y las desviaciones anuales del reclutamiento (ε_t). La abundancia se inicializa basada en el reclutamiento de equilibrio ($R0$), el cual se deriva desde:

$$R0 = SB0 / \phi$$

$$\phi = \sum_{a=1}^{A-1} m_a w_a e^{-M(a-1)-8/12M} + m_A w_A e^{-M(A-1)-8/12M} / (1 - e^{-M})$$

Donde w es el peso medio a la edad y m es la proporción de madurez.

(a.1) $\tilde{R} = R_0$

(a.2) $\eta_a \sim N(0, \sigma_\eta^2)$

- b) $SB0$ derivada desde el $R0$ ($SB0 = R0 \phi$), en una condición de no equilibrio en el primer año y distribuciones independientes para las desviaciones a la edad del primer año (η_a), y las desviaciones anuales del reclutamiento (ε_t). En este caso, el reclutamiento promedio (\bar{R}) es usado para establecer la escala de la población inicial.

(b.1) $\tilde{R} = R_0 = \bar{R}$

(b.2) $\eta_a \sim N(0, \sigma_\eta^2)$



- c) $SB0$ es un parámetro a estimar en una condición de equilibrio estocástico y distribuciones idénticas para las desviaciones a la edad del primer año (η_a), y las desviaciones anuales del reclutamiento (ε_t).

$$(c.1) \tilde{R} = R0 = SB0 / \phi$$

$$(c.2) \eta_a \sim N(0, \sigma_R^2)$$

- d) $SB0$ derivada desde $R0$ ($SB0 = R0\phi$), en una condición de no equilibrio y distribuciones idénticas para las desviaciones a la edad del primer año (η_a), y las desviaciones anuales del reclutamiento (ε_t). En este caso, el reclutamiento promedio (\bar{R}) es usado para establecer la escala de la población inicial.

$$(d.1) \tilde{R} = R_0 = \bar{R}$$

$$(d.2) \eta_a \sim N(0, \sigma_R^2)$$

Estimación de reclutamientos

- e) Modelo stock-recluta de Beverton-Holt (1957):

$$e.1) \alpha = \phi \left(\frac{1-h}{4h} \right) \phi$$

$$\beta = \phi \frac{5h-1}{4hSB0}$$

$$e.2) R_t = \frac{\alpha SB_{y-1}}{\beta + SB_{y-1}} e^{\varepsilon_y - \sigma_R^2 / 2}$$

$$e.3) \varepsilon \sim N(0, \sigma_R^2)$$

donde h es el parámetro de escarpamiento o “steepness”.

Dependiendo del escenario de stock inicial, el parámetro $SB0$ para ambos modelos stock-recluta pueden ser derivados e estimados de los cálculos del stock inicial.

- f) Modelo stock-recluta de Ricker (1954):

$$\alpha = 1.25 \log(\%h) - \log(\phi)$$

$$f.1) \beta = 1.25 \log(5h) / SB0$$



$$f.2) R_t = SB0 \exp(\alpha - \beta SB0 + \varepsilon_t - \sigma_R^2 / 2)$$

$$f.3) \varepsilon_t \sim N(0, \sigma_R^2)$$

- g) Sin modelo stock-recluta, los reclutamientos de cada año se suponen que se distribuyen log-normal alrededor de un reclutamiento promedio de largo plazo

$$g.1) R_t \sim \bar{R} \exp(\varepsilon_t)$$

$$g.2) \varepsilon_t \sim N(0, \sigma_R^2)$$

Combinando todas las opciones anteriores se tiene un total de 12 escenarios posibles que están implementados en el modelo y que se resumen en la siguiente tabla.

Tabla 1.
Escenarios posibles de estimación de la abundancia inicial y los reclutamientos que afectan la forma de estimar SB0.

Escenarios	Nombre de escenario	Condición inicial	Distribución de desvíos de $N_{a,t}$ y R_t	Modelo stock-recluta o R promedio
1	Equil:Indep:BH	Equilibrio	Errores independientes	Beverton y Holt
2	Equil:Indep:Rick	Equilibrio	Errores independientes	Ricker
3	Equil:Indep:avgR	Equilibrio	Errores independientes	R promedio
4	Non-Equil:Indep:BH	Sin equilibrio	Errores independientes	Beverton y Holt
5	Non-Equil:Indep:Rick	Sin equilibrio	Errores independientes	Ricker
6	Non-Equil:Indep:avgR	Sin equilibrio	Errores independientes	R promedio
7	<i>Equil:Identical:BH</i>	<i>Equilibrio</i>	<i>Errores idénticos</i>	<i>Beverton y Holt</i>
8	Equil:Identical:Rick	Equilibrio	Errores idénticos	Ricker
9	Equil:Identical:avgR	Equilibrio	Errores idénticos	R promedio
10	Non-Equil:Identical:BH	Sin equilibrio	Errores idénticos	Beverton y Holt
11	Non-Equil:Identical:Rick	Sin equilibrio	Errores idénticos	Ricker
12	Non-Equil:Identical:avgR	Sin equilibrio	Errores idénticos	R promedio

Los análisis de sensibilidad realizados durante el año 2011 (Payá y Canales 2012) indicaron que la biomasa desovante actual está por debajo del 20% de la biomasa virginal. Los mayores agotamientos se estimaron con el modelo de Ricker (1954) y los menores considerando reclutamientos aleatorios sin ningún modelo stock-recluta (Figura 1)

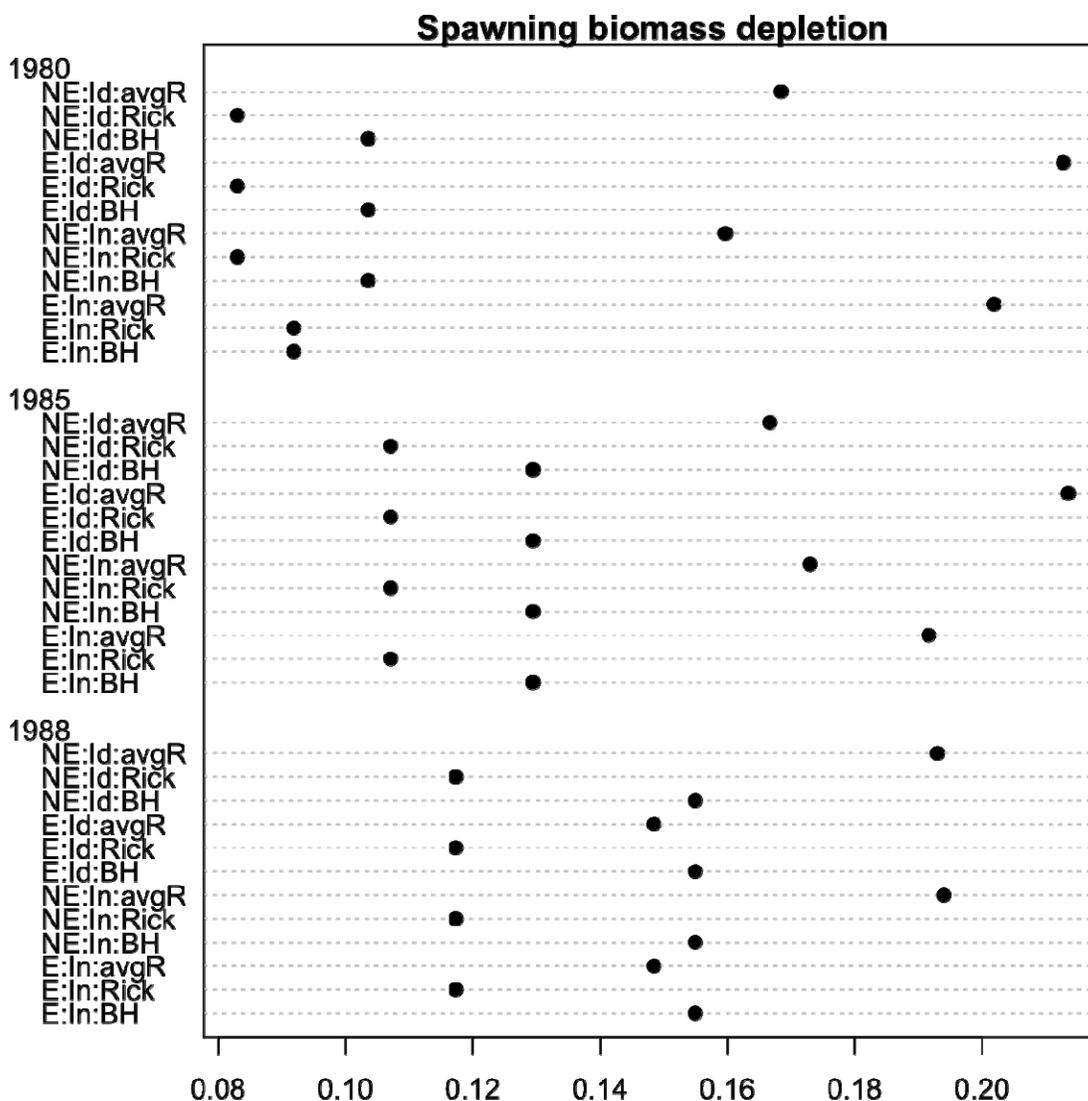


Figura 1. Índice de agotamiento (SB/SB0) estimada para el año 2010, durante el taller de evaluación de stock 2011. La abreviación de los diferentes escenarios se describe en la tabla 1. En la figura se muestran los casos considerando iniciar la evaluación de stock en tres años diferentes (1980, 1985 y 1988).

Quinn y Cox (2012) y Payá y Canales (2012a) realizaron análisis de sensibilidad de tres hipótesis de procesos para los reclutamientos:



- HoR1: Los reclutamientos siguen una relación tipo Beverton y Holt (1957) con la biomasa desovante con desviaciones aleatorias.
- HoR2: los reclutamientos siguen una relación tipo Ricker (1954) con la biomasa desovante con desviaciones aleatorias.
- HoR3: los reclutamientos siguen una conducta puramente aleatoria

Los autores concluyeron que la hipótesis de reclutamiento utilizada no afectó la estimación de los reclutamientos, ya que estos son muy variables, por lo que presentan una gran componente denso-independiente. Debido a esto en la última evaluación de stock sólo se consideró la hipótesis HoR1 y que corresponde al Escenario 7 de la tabla 1, es decir, con una condición inicial de equilibrio estocástico con una distribución de errores idénticas para las desviaciones del primer año y de las desviaciones del reclutamiento por año, con un modelo stock-recluta de Beverton y Holt.

En la última evaluación de stock se usó el escenario 14, pero este fue sensibilizado a 15 casos diferentes descritos en la tabla 2.



Tabla 2.

Definición de los casos analizados. Se destacan en negritas los cambios con respecto al caso inmediatamente anterior. Las capturas reales 1 y 2 incorporan los escenarios 1 y 2 sobre estimaciones preliminares de capturas reales de arrastre y supone que las cifras oficiales de captura de cerco no tienen error.

Caso	CV de índices					N efectivo MultiNomial				CAPTURAS	Modelo, h, Ajuste (h)	Priori qHA		PBR	Inicio Sel2 PDA (2)	Inicio q2 PDA (3)	
	Cerco	A1	A2	A3	HA	Cerco	APDA	ACS	HA			Por Año (1)	Media				CV
1	0.4	0.4	0.4	0.3	0.15	31	25	24	39	Cte	OFICIAL	BH, h=0.75, fijo	0.75	0.05	Huevos	1991-2007	1997-2001
2	0.4	0.4	0.4	0.3	0.15	31	25	24	39	Cte	OFICIAL	BH, h=0.75, fijo	0.75	0.05	Biomasa	1991-2007	1997-2001
3	nd	0.4	nd	0.3	0.15	2	175	57	46	Variable	OFICIAL	BH, h=0.75, fijo	0.75	0.05	Biomasa	1991-2007	1991-2007
4	5	0.4	nd	0.3	0.05	31	25	24	39	Cte	OFICIAL	BH, h=0.75, fijo	0.75	0.05	Biomasa	1991-2007	1997-2007
5	nd	0.4	nd	0.3	0.15	31	25	24	39	Cte	OFICIAL	BH, h=0.75, fijo	0.75	0.05	Biomasa	2002-2007	1991-2001
6	nd	0.4	nd	0.3	0.15	8	133	47	49	Variable	OFICIAL	BH, h=0.75, fijo	0.75	0.05	Biomasa	2002-2007	1991-2001
7	nd	0.4	nd	0.3	0.15	8	133	47	49	Variable	OFICIAL	BH, h=0.75, fijo	0.75	0.05	nd	2002-2007	1991-2001
8	0.4	0.4	0.4	0.3	0.15	31	25	24	39	Cte	REAL 1	BH, h=0.75, fijo	0.75	0.05	Biomasa	1991-2007	1997-2001
9	0.4	0.4	0.4	0.3	0.15	31	25	24	39	Cte	REAL 2	BH, h=0.75, fijo	0.75	0.05	Biomasa	1991-2007	1997-2001
10	nd	0.4	nd	0.3	0.15	7	176	53	61	Variable	REAL 1	BH, h=0.75, fijo	0.75	0.05	Biomasa	2002-2007	1997-2001
11	nd	0.4	nd	0.3	0.15	6	362	74	56	Variable	REAL 2	BH, h=0.75, fijo	0.75	0.05	Biomasa	2002-2007	1997-2001
12	nd	0.4	nd	0.3	0.15	8	133	47	49	Variable	OFICIAL	BH, h=0.73, Estimado	0.75	0.05	Biomasa	2002-2007	1997-2001
13	nd	0.4	nd	0.3	0.15	8	157	56	82	Variable	OFICIAL	BH, h=0.7, Estimado	0.75	0.6	Biomasa	2002-2007	1997-2001
14	nd	0.4	nd	0.3	0.15	8	133	47	49	Variable	OFICIAL	Ricker, h=0.87, Estimado	0.75	0.05	Biomasa	2002-2007	1997-2001
15	nd	0.4	nd	0.3	0.15	8	133	47	49	Variable	OFICIAL	Ricker, h=0.82, Estimado	0.75	0.15	Biomasa	2002-2007	1997-2001

CV : Coeficiente de Variación

N : tamaño de muestra efectivo para distribución multinomial

A1: CPUE arrastre 1985-1996

A2: CPUE arrastre 1997-2001

A3: CPUE arrastre 2002-2011

HA : Biomasa estimada por Hidroacústica

APDA : Arrastre pesquería demersal austral

APCS: Arrastre pesquería demersal centro-sur

(*) N Variable: Solo se presenta el valor promedio

n.d :Excluido

cte = Método de Francis 2011

Variable = Método de Maclister y Ianelli 1997

qAH: Capturabilidad de la Hidroacústica

PBR: Puntos biológico de referencia PHPR or BDPR

BH: Modelo stock-recluta de Beverton y Holt

Ricker: Modelo stock-recluta de Ricker



Los resultados indicaron que el índice de agotamiento (SB/SB0) fue muy poco sensible a los diferentes casos analizados (Figura 2).

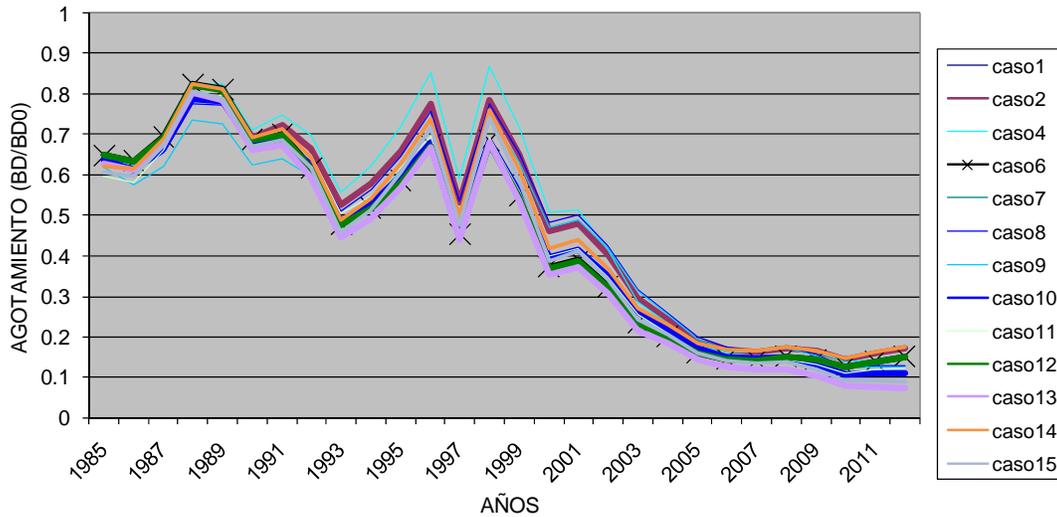


Figura 2. Agotamiento de la biomasa desovante (BD/BD0) para diferentes casos.

En conclusión luego de una serie de análisis de sensibilidad, SB0 se estima considerando el escenario 14, es decir, con una condición inicial de equilibrio estocástico con una distribución de errores idénticas para las desviaciones del primer año y de las desviaciones del reclutamiento por año, con un modelo stock-recluta de Ricker.

II) Tasa de explotación que genera una razón de potencial reproductivo de 0.4.

Como PBR se considera el “proxy” del F en el rendimiento máximo sostenido $F40\%SBPR_{F=0}$, que corresponde al F que genera el 40% del potencial reproductivo (Mace 1994).

Debido a que el modelo de evaluación de stock no estima la mortalidad por pesca, sino las tasas de explotación por flota que ocurren en forma discreta en diferentes momentos del año, no es posible computar una mortalidad por pesca que pueda ser comparable con el $F40\%SBPR_{F=0}$. Por lo tanto, se generó una estimación de PBR acorde con el modelo de evaluación de stock que puede ser comparado con las tasas de explotación que el modelo estima. Para esto se calcula la tasa de explotación global por año y como:

$$U_y = \text{Max}U_{a,y}$$



Donde $U_{a,y}$ es la tasa de explotación global a la edad a y año y , que se deriva de la expresión:

$$U_{a,y} = \frac{\sum_{f=1}^{f=3} C_{a,y}^f}{\sum_{a=1}^{a=A} N_{a,y}}$$

Donde C es la captura en número, N es la abundancia al inicio del año, y f representa las diferentes flotas (2 de arrastre y 1 de cerco). Para expresar el PBR en términos de la tasa de explotación global se desarrollo el siguiente procedimiento de cálculo.

El número de sobrevivientes a la edad por recluta (NPR) se estima como:

$$NPR_a = \begin{cases} 1 & \text{for } a = 1 \\ \left[\left\{ [NPR_{a-1} e^{-\frac{3}{12}M} (1 - \mu_{a-1}^{CT})] e^{-\frac{5}{12}M} \right\} (1 - \mu_{a-1}^{ST}) e^{-\frac{3}{12}M} \right] (1 - \mu_{a-1}^{PS}) e^{-\frac{1}{12}M} & \text{for } 1 > a < A \\ \left[\left\{ [NPR_{a-1} e^{-\frac{3}{12}M} (1 - \mu_{a-1}^{CT})] e^{-\frac{5}{12}M} \right\} (1 - \mu_{a-1}^{ST}) e^{-\frac{3}{12}M} \right] (1 - \mu_{a-1}^{PS}) e^{-\frac{1}{12}M} / (1 - e^{-M}) & \text{for } a = A \end{cases}$$

Donde μ^{CT} , μ^{ST} y μ^{PS} corresponden a las tasas de explotación de las flotas de arrastre de la zona centro sur (CT), sur austral (ST) y cerco (PS).

La biomasa desovante por recluta (SBPR) se calcula como:

$$SBPR = \sum_{a=1}^A \left\{ [NPR_a e^{-\frac{3}{12}M} (1 - \mu_a^{CT})] e^{-\frac{5}{12}M} \right\} (1 - \mu_a^{ST}) \Omega_a w_a$$

Donde Ω_a es la madurez a la edad estimada desde el modelo de Young *et al.* 1998:

$$\Omega_L = \frac{1}{1 + e^{-0.1037*(L-54.03)}}$$

, combinado con el modelo de crecimiento ajustado por Chong *et al.* 2007.



$$L_a = 105.5(1 - e^{-0.167(a+0.8127)})$$

, y w_a es el peso a la edad proveniente del modelo de crecimiento en peso (Chong *et al.*, op. cit.)

$$w_a = 3305.85(1 - (e^{-0.167(a+0.812)})^{2.965})$$

También se estima la producción de huevos por recluta (EPR) como:

$$EPR = \sum_{a=1}^A \left\{ [NPR_a e^{-\frac{3}{12}M} (1 - \mu_a^{CT})] e^{-\frac{5}{12}M} \right\} (1 - \mu_a^{ST}) \Omega_a \Phi_a$$

Donde Φ es la fecundidad a la edad que proviene del modelo de fecundidad a la talla (L) de Young *et al.* (op. cit.),

$$\Phi_L = 22392 L - 10E6$$

, combinado con el modelo de crecimiento ajustado por Chong *et al.* (op. cit.).

La captura por recluta (CPR) por flota se calcula como:

$$CPR^{CT} = \sum_{a=1}^A NPR_a e^{-\frac{3}{12}M} \mu_a^{CT}$$

$$CPR^{ST} = \sum_{a=1}^A [NPR_a e^{-\frac{3}{12}M} (1 - \mu_a^{CT})] e^{-\frac{5}{12}M} \mu_a^{ST}$$

$$CPR^{PS} = \sum_{a=1}^A \left\{ [NPR_a e^{-\frac{3}{12}M} (1 - \mu_a^{CT})] e^{-\frac{5}{12}M} \right\} (1 - \mu_{a-1}^{ST}) e^{-\frac{3}{12}M} \mu_a^{PS}$$

El rendimiento por recluta (YPR) por flota se estima como:

$$YPR^{CT} = \sum_{a=1}^A NPR_a e^{-\frac{3}{12}M} \mu_a^{CT} w_a^{CT}$$

$$YPR^{ST} = \sum_{a=1}^A [NPR_a e^{-\frac{3}{12}M} (1 - \mu_a^{CT})] e^{-\frac{5}{12}M} w_a^{ST}$$



$$YPR^{PS} = \sum_{a=1}^A \left\{ [NPR_a e^{-\frac{3}{12}M} (1 - \mu_a^{CT})] e^{-\frac{5}{12}M} \right\} (1 - \mu_{a-1}^{ST}) e^{-\frac{3}{12}M} \mu_a^{PS} w_a^{PS}$$

El total de la CPR y el YPR se calcula sumando a través de las flotas:

$$CPR = \sum_{f=1}^3 CPR^f$$

$$YPR = \sum_{f=1}^3 YPR^f$$

Las proporciones de rendimiento por flota se calculan como:

$$P^f = \frac{YPR^f}{\sum_{f=1}^3 YPR^f}$$

Para estimar los PBR se siguió el siguiente procedimiento el procedimiento de Payá y Canales (2012a) para cada año.

- 1) Calcular $SBPR_{U=0}$ (o $EPR_{U=0}$).
- 2) Actualizar los vectores de selectividad por flota del año.
- 3) Actualizar los vectores de pesos medios a la edad en las capturas de las flotas (w^{CT} , w^{ST} y w^{PS}).
- 4) Ingresar valores iniciales de tasas de explotación por flota (μ^{CT} , μ^{ST} y μ^{PS}).
- 5) Calcular el YPR por flota y YPR total.
- 6) Calcular la proporción del YPR por flota.
- 7) Calcular la proporción de la captura en peso observada por flota:

$$\pi_y^f = \frac{Y_y^f}{\sum_{f=1}^3 Y_y^f}$$

- 8) Calcular la razón de desove potencial como $SPR = SBPR/SBPR_{U=0}$ (o $SDR = EPR/EPR_{U=0}$).
- 9) Encontrar las tasas de explotación por flota que produce las proporciones de captura observadas por flota y el X valor (por ejemplo 0.4) de SPR, minimizando:



$$SSR = \sum_{f=1}^{f=3} (P^f - \pi^f)^2 + (SPR - X)^2$$

- 10) Calcular $U_a = CPR_a / NPR_a$.
- 11) Asignar el valor máximo de U_a al PBR (U_{XSPR} , por ejemplo $U_{0.4SPR}$).
- 12) Asignar el valor máximo de μ_a^f al PBR por flota (μ_{XSPR}^f).

III) Estimación de la incertidumbre de los PBR.

La incertidumbre de los PBR se obtiene desde la incertidumbre del modelo de evaluación de stock mediante un procedimiento Monte Carlo de una cadena Markoviana (MCMC). En la última evaluación de stock se generó una muestra de 10081 vectores de parámetros mediante un muestro cada 10 iteraciones de una cadena original de 100850 iteraciones.

IV) Literatura citada

Beverton, R. y S.J. Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. FAO, Fishery investigations serie II Volumen XIX. Londres: Her majestys stationery office. 533 p.

Clark, W.G. 1993. The effect of recruitment variability on the choice of a target level of spawning per recruit. Pp. 233-24. In G. Kruse, D.M. Eggers, R.J. Marasco, C. Pautzke and T. Quinn II (eds), Proceedings of the International Symposium on Management Strategies for Exploited Fish Populations. Alaska Sea Grant College Program, P. O. Box. 755040, Fairbanks AK.

Clark, W. G y C. Wilson. 2012. Review of data and external parameter values used in the assessment of the Chilean stock of hoki (merluza de cola). En Payá, I. y C. Canales 2012 b[Eds]. Asesoría integral para la toma de decisiones en pesca y acuicultura 2011. Meta cualitativa N°3. Revisión de la evaluación del stock de la merluza de cola. Instituto de Fomento Pesquero. Anexo 6.
http://biblioteca.ifop.cl/exlibris/aleph/a20_1/apache_media/N3QUA1TNFU9B8P9PK1FAQ86USLBFSR.pdf

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.



- NRC, 1998. Improving fish stock assessments. Committee on fish stock assessment methods, Ocean studies board, Commission on Geosciences, Environment, and Resources and National Research Council. National Academic Press, D.C.
- Payá, I. y C. Canales. 2012a. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales año 2012. Merluza de cola, 2012. Instituto de Fomento Pesquero. 112 páginas + 13 anexos. http://biblioteca.ifop.cl/exlibris/aleph/a20_1/apache_media/MSUDI1YCMVI3VIE233BRKU7NIANL8T.pdf
- Payá, I. y C. Canales. 2013. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales año 2013. Peces Demersales. Merluza de cola. Instituto de Fomento Pesquero. 143 páginas y 10 anexos. http://biblioteca.ifop.cl/exlibris/aleph/a20_1/apache_media/AGDBTMQ3FQARC5IM7XL2X9XSF87M6V.pdf
- Quinn, T.J. y S.P. Cox. 2012. Chilean hoki stock assessment workshop 2011. Workshop report. En Payá, I. y C. Canales 2012a [Eds]. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales año 2012. Merluza de cola, 2012. Instituto de Fomento Pesquero. Anexo 7. http://biblioteca.ifop.cl/exlibris/aleph/a20_1/apache_media/MSUDI1YCMVI3VIE233BRKU7NIANL8T.pdf
- Restrepo, V. R., G. G. Thompson, P. M. Mace, W. L. Gabriel, L. L. Low, A. D. MacCall, R. D. Methot, J. E. Powers, B. L. Taylor, P. R. Wade, y J. F. Witzig. 1998. Technical Guidance on the Use of Precautionary Approaches to Implementing National Standard 1 of the Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Management Act. NOAA Technical Memorandum NMFS-F/SPO. July 17, 1998.
- Ricker, W. E. 1954. Stock and Recruitment. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 11(5): 559–623.
- Stewart, I. y D. Hanselman. 2012. Chilean hoki stock assessment review 2012. CHOSAR2012 Review report. En Payá, I. y C. Canales 2012 b [Eds]. Asesoría integral para la toma de decisiones en pesca y acuicultura 2011. Meta cualitativa N°3. Revisión de la evaluación del stock de la merluza de cola. Instituto de Fomento Pesquero. Anexo 9. http://biblioteca.ifop.cl/exlibris/aleph/a20_1/apache_media/N3QUA1TNFU9B8P9PK1FAQ86USLBF SR.pdf

A N E X O 6

Índice de abundancia basado en las tasas de
captura de la pesquería de arrastre de
merluza de cola, actualizado hasta el 2012.



Índice de abundancia basado en las tasas de captura de la pesquería de arrastre de merluza de cola, actualizado hasta el 2012

Ignacio Payá C.

Contenido

	Página
I. Introducción.....	2
II. Objetivos	3
III. Materiales y métodos	3
1. Actualización de la base de datos de las bitácoras de pesca de arrastre hasta el año 2012	3
2. Revisión y validación de la base de datos actualizada	3
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 Y DISCUSIÓN	8
1. Modelo de capturas positivas por caladeros.	8
2. Modelo de probabilidad de capturas positivas.	12
3. Índice de abundancia relativa en el área total 2002-2012	15
V. Referencias	19



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) está 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.

En el proceso de revisión por expertos independientes sobre las evaluaciones de stock de merluza de cola, los expertos (Stewart y Hanselman, 2012) recomendaron para el índice de abundancia:

1. Emplear el índice para el área total.
2. Estimar separadamente el índice por períodos: 1) 1979-1996, período de pescas incidentales; 2) 2002-2011, período de pescas orientadas a merluza de cola.
3. No considerar el período de transición 1997-2001.

Debido a que en la última evaluación de stock se estimaron en forma independiente (diferentes modelos estadísticos) los índices para los períodos 1979-1996 y 2002-2011, la actualización del índice para el período más reciente no altera el índice estimado para el período inicial. En consecuencia sólo se estima el índice de abundancia para el período 2002-2012.



II. OBJETIVOS

1. Actualizar la base de datos de las bitácoras de pesca de arrastre hasta el año 2012.
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 el índice de abundancia para el período total 2002-2012.
5. Comparar el índice 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 2012

Se actualizó la base de arrastre que está 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 2012, actualizada por I. Payá usando las bases de datos de los programas de seguimiento de pesquerías. Los datos de la pesquería demersal sur-austral fueron entregados por Luís Adasme y los de la pesquería centro-sur por Jessica González.

2. Revisión y validación de la base de datos actualizada

En base de batos Actualización_merluza_cola

1. Se importó tabla Bitácora DCSDSA 2012 con 19539 registros.
2. Se cambiaron los nombres de variables usando la consulta de creación de tabla: crea Bitácora 2012, se seleccionan solo las pesquerías 3, 4, 9 y 90 y los barcos con potencia de motor ≥ 1000 HP. No se encontraron registros con $HP < 1000$ (Puma I, Aquiles Pancho, Don Marcelo, Cazador y Berta) como en años anteriores.
La Tabla Bitácora DCSDSA 2012 creada tiene 17019 registros.
3. Se eliminaron 72 registros duplicados y se generó la tabla Bitácora DCSDSA 2012 sin duplicados, con 16947 registros.
4. Se eliminaron los datos fuera del polígono y se creó la tabla Bitácora DCSDSA 2012 s/d dentro polígono, con 16670 registros.
5. Se excluyeron los lances de < 0.24 y > 30 horas de duración del arrastre. Se generó la Tabla: Bitácora DCSDSA 2012 FINAL, con 16649 registros.
6. Se agregó a tabla Bitácora DCSDSA 2012 FINAL a Tabla BIT ARRASTRE 1979 2011 y se crea Tabla BIT ARRASTRE 1979 2012", con 1230664 registros.
7. Se generó, como respaldo, la base ActualizacionCola_2012.mdb



Se revisó y se aplicaron todos los filtros del análisis del año 2010, 2011 y 2012, es decir:

Registros Eliminados	Criterio
0	Tiempo <0.24 h.a. Se mantuvieron 60 registros de de UNION SUR I con tiempo <0.24 h.a.
0	AF captura >100 t. Mantuvieron 3 registros con capturas de hasta 200 t en el UNION SUR I 200 t)
0	Barco "Líder"
0	Registros duplicados
0	Tiempo mayor 8 horas
0	Diciembre 1978
0	Latitud <=0
0	Longitud <=10
0	Lances ubicados fuera del polígono

En base merluza_cola (1979-2012).

1. Se importó tabla Bitácora DCSDSA 2012 FINAL (desde Actualización_merluza_cola) y se renombró como BIT ARRASTRE 2012 FINAL, y contiene 16649 registros ("BIT ARRASTRE 2011 FINAL" contenía 18361 registros, "BIT ARRASTRE 2010 FINAL" contenía 19405).
2. Se creó BIT ARRASTRE 2012 FINAL caladeros zonas
3. Se actualizó BIT ARRASTRE 1979 2012 CALADEROS ZONAS, totalizando 1221162 registros (Incluye los surimeros UNION SUR y UNIONSUR I).
4. Se eliminaron registros repetidos de BIT ARRASTRE 1979 2012 CALADEROS ZONAS, por lo que quedó con 1219356 registros.
5. Se creó BIT ARRASTRE CON CAPTURAS POR ESPECIES 1997 2012, con 269138 registros.
6. Se creó BIT con proporción de especies 1997 2012, con 269114 registros,
7. Se aplicaron los criterios para seleccionar los datos con intencionalidad sobre merluza de cola.
 - 8042 registros eliminados por Prop Cola >0 y <0.3 para Latitudes <43°S
 - 42149 registros eliminados por Prop Cola >0 y <0.55 para Latitudes >52°S
 - 3270 registros eliminados de UNIONSUR I (940034)
 - 3547 registros eliminados de UNION SUR (18)Se crea BIT para modelo1 con zonas_FINAL 1997 2012, con 212014 registros.
8. Se actualizó y se creó tabla BIT modelo2 por lance 1979 2012, con 303076 registros
9. Se aplicaron los criterios para seleccionar los datos con intencionalidad sobre merluza de cola.
 - 8071 registros eliminados por Prop Cola >0 y <0.3 para Latitudes <43°S
 - 42149 registros eliminados por Prop Cola >0 y <0.55 para Latitudes >52°S
 - 3282 registros eliminados de UNIONSUR I (940034)



3547 registros eliminados de UNION SUR (18)
Se creó BIT modelo2 por lance 1979 2011 FILTRADO, con 245028 registros.

Se revisó y se aplicaron todos los filtros del análisis del año 2010, 2011 y 2012, es decir:

Registros Eliminados	Criterio
0	Tiempo nulo o igual a 0.3014
0	Tiempo <10 minutos
0	AF captura >100 t (se dejó el UNION SUR con capturas de hasta 200 t)
0	Barco "Lider" en el año 2003
0	Registros duplicados
0	Tiempo mayor a 8 horas
0	Tiempo 10-15 minutos
0	Diciembre 1978
0	Latitud 0
0	Latitud en blanco
0	Tiempo mayor 8 horas
0	Sin AÑO, de la zona centro sur AH (Pelagos II, Biomar IV, Bohn, FRIOSURX,etc)

3. Índice de abundancia basado en las tasas de capturas de arrastre.

Se estimaron los índices de abundancia para área total de la pesquería para el período 2002-2012.

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 y 2012, 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 l 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*.

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 ($\ln Y = b \cdot \ln X$). El modelo potencial permite identificar procesos de hiper-estabilidad o hiper-agotamiento.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

1. Modelo de capturas positivas por caladeros.

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

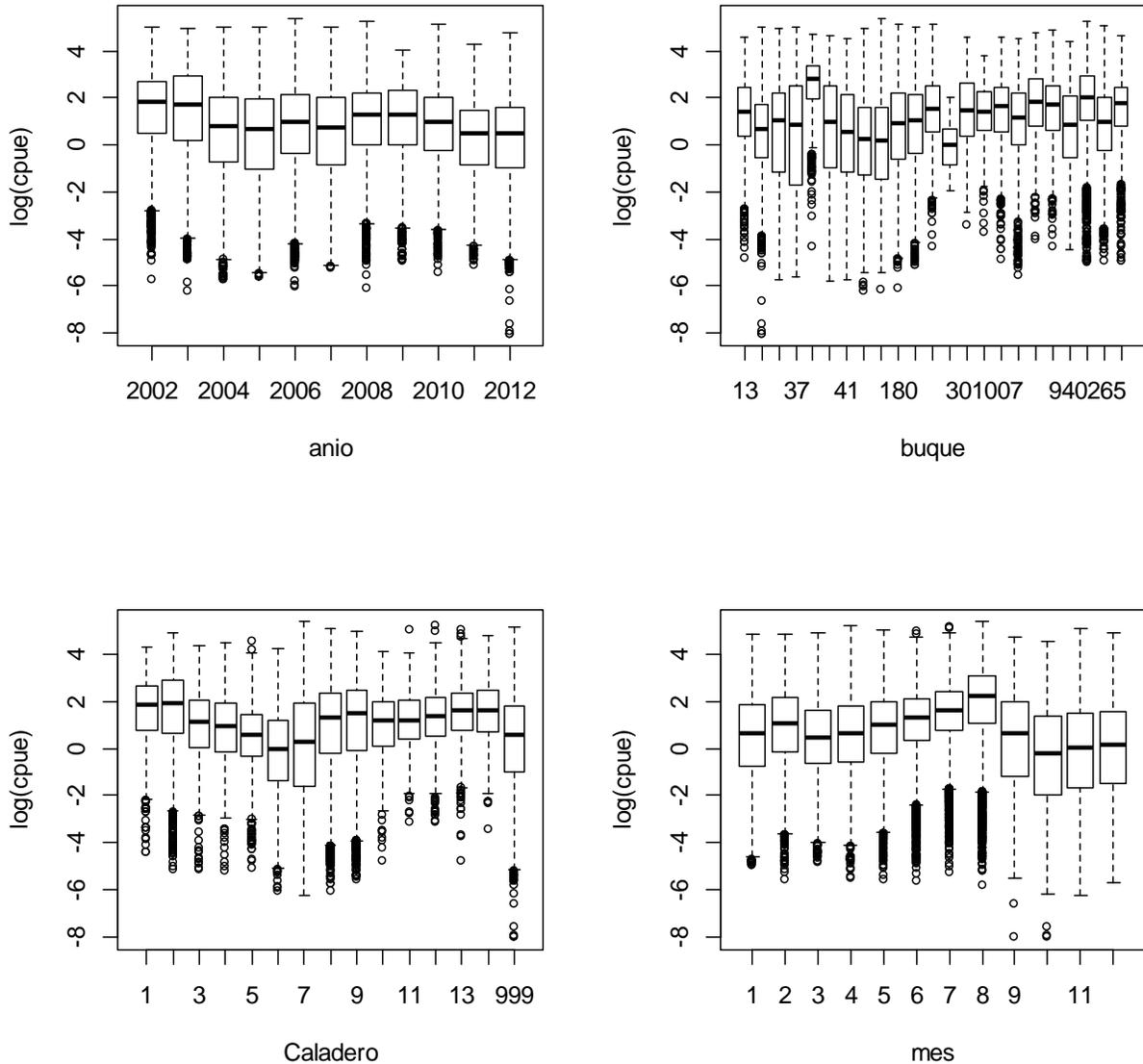


Figura 1. Box-plots de log(CPUE) de los lances positivos con merluza de cola para los factores años, barco, caladero y mes.



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 2).

Tabla 2.
AIC para diferentes modelos GLM ajustados para el período 2002-2012.

	df	AIC
modelo1	47	121647.8
modelo2	45	117978.1
modelo3	58	116412.4
modelo4	190	112178.5
modelo5	190	112178.5
modelo6	190	112178.5
modelo7	187	115214

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

```
log(CCola)~anio+Caladero+mes+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 3 y Figura 2).



Tabla 3.
Resultados del GLMM por caladero para el período 2002-2012 (Debido su gran tamaño, no se muestra la matriz de correlaciones de los efectos fijos).

```
> summary(glmer_3)
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
112701 113193 -56292 112433 112583
Random effects:
Groups Name Variance Std.Dev.
mes:Caladero (Intercept) 0.60654 0.7788
Residual 2.18859 1.4794
Number of obs: 30926, groups: mes:Caladero, 157

Fixed effects:
Estimate Std. Error t value
(Intercept) 0.889081 0.336242 2.644
anio2003 -0.034318 0.046317 -0.741
anio2004 -0.784790 0.042389 -18.514
anio2005 -1.014473 0.044605 -22.744
anio2006 -0.768059 0.045717 -16.800
anio2007 -0.892919 0.048793 -18.300
anio2008 -0.378324 0.048070 -7.870
anio2009 -0.472840 0.048308 -9.788
anio2010 -0.779487 0.048246 -16.156
anio2011 -1.260767 0.052422 -24.050
anio2012 -1.055575 0.052539 -20.091
Caladero2 -0.068811 0.323856 -0.212
Caladero3 -0.393157 0.330357 -1.190
Caladero4 -0.436302 0.330297 -1.321
Caladero5 -0.426849 0.325568 -1.311
Caladero6 -0.901398 0.326264 -2.763
Caladero7 -1.580567 0.326204 -4.845
Caladero8 -1.497677 0.328927 -4.553
Caladero9 -1.417884 0.330550 -4.289
Caladero10 -0.568533 0.362677 -1.568
Caladero11 -0.365852 0.376994 -0.970
Caladero12 -0.448265 0.375082 -1.195
Caladero13 -0.340394 0.362866 -0.938
Caladero14 -0.001481 0.377152 -0.004
mes2 0.813625 0.341695 2.381
mes3 0.884236 0.332055 2.663
mes4 0.809019 0.325228 2.488
mes5 1.003697 0.325312 3.085
mes6 1.353641 0.326778 4.142
mes7 1.539906 0.350679 4.391
mes8 1.410193 0.364923 3.864
mes9 0.629121 0.344351 1.827
mes10 -0.089012 0.328309 -0.271
mes11 -0.142383 0.326409 -0.436
mes12 -0.399595 0.333440 -1.198
buque17 0.251915 0.063549 3.964
buque36 -0.426060 0.086087 -4.949
buque37 -0.306324 0.080422 -3.809
```



buque38	1.663983	0.111473	14.927
buque40	-0.098534	0.098826	-0.997
buque41	-0.281394	0.072579	-3.877
buque42	-0.095844	0.067828	-1.413
buque43	0.014511	0.070139	0.207
buque180	0.035770	0.069665	0.513
buque200	0.129056	0.073421	1.758
buque300659	0.889816	0.092495	9.620
buque301004	-1.141391	1.482760	-0.770
buque301006	0.750387	0.105950	7.082
buque301007	0.748975	0.210146	3.564
buque301017	0.823935	0.088618	9.298
buque301020	0.334838	0.088205	3.796
buque301021	0.934013	0.089273	10.462
buque301215	0.937536	0.094275	9.945
buque940251	0.067991	0.154317	0.441
buque940265	1.060213	0.067675	15.666
buque940392	0.210876	0.066070	3.192
buque940857	0.535658	0.074376	7.202

Los residuales del modelo tuvieron una distribuci3n normal (Figura 2).

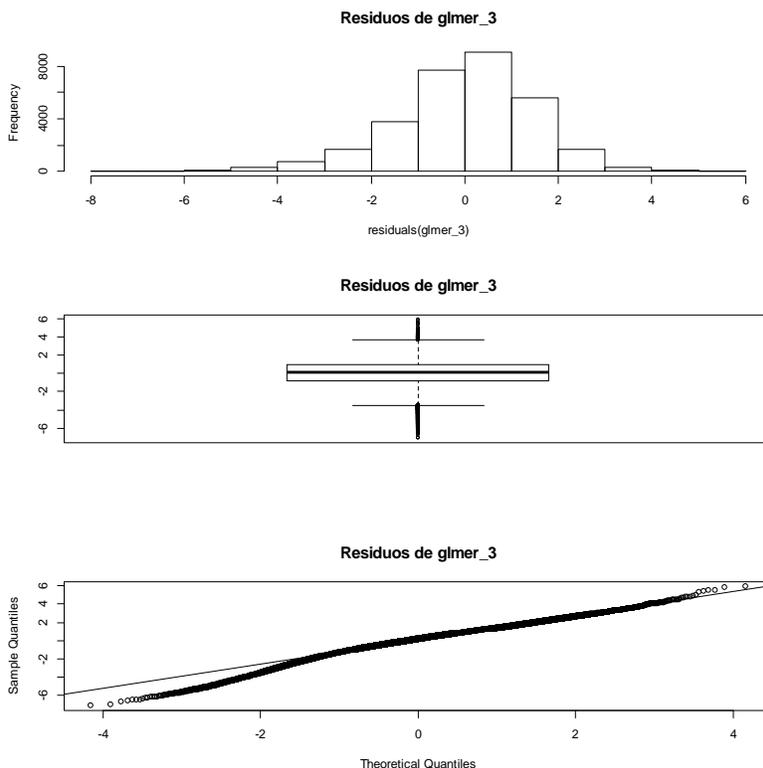


Figura 2. Distribuci3n de los residuales del modelo GLMM de capturas positivas del 1rea total del per3odo 2002-2012.



El efecto anual tuvo una tendencia general decreciente (Figura 3).

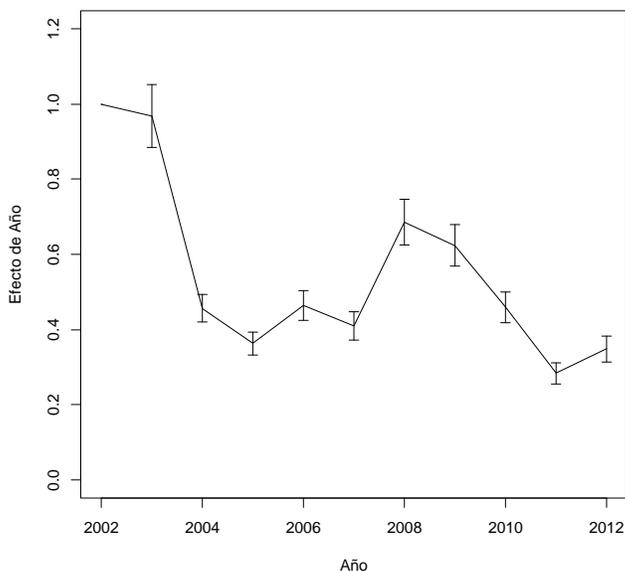


Figura 3. Efecto anual del GLM de capturas positivas del período 2002-2012. Se muestran los intervalos de confianza al 95%.

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 4), el cual tuvo el menor AIC.

Tabla 4.
AIC de los modelos GLM de probabilidad de éxito de captura para el periodo 2002-2012.

	Df	AIC
Bglm1	34	23802.23
Bglm2	47	23052.37
Bglm3	58	20783.55
Bglm4	188	19009.66
Bglm5	191	16342.6



Basado en este modelo se ajustó el siguiente modelo GLMM:

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

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 0,85 entre 2002 y 2012 (Tabla 5 y Figura 4).

Tabla. 5.
Resultados de los modelos GLMM de la
probabilidad de éxito de captura durante el período 2002-2012.

Generalized linear mixed model fit by the Laplace approximation
Formula: respuesta ~ año + Cala + Mes + Buque + (1 | Mes:Cala)
AIC BIC logLik deviance
13264 13628 -6573 13146
Random effects:
Groups Name Variance Std.Dev.
Mes:Cala (Intercept) 1.2683 1.1262
Number of obs: 3527, groups: Mes:Cala, 158

Fixed effects:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	-1.456e+00	4.727e-01	-3.081	0.002066 **
año2003	-2.211e-02	8.123e-02	-0.272	0.785489
año2004	-4.108e-01	7.418e-02	-5.537	3.07e-08 ***
año2005	-4.820e-01	7.801e-02	-6.179	6.47e-10 ***
año2006	-9.941e-01	7.654e-02	-12.988	< 2e-16 ***
año2007	-9.374e-01	8.084e-02	-11.596	< 2e-16 ***
año2008	1.162e-02	8.606e-02	0.135	0.892590
año2009	-3.926e-01	8.169e-02	-4.806	1.54e-06 ***
año2010	-5.316e-01	8.207e-02	-6.478	9.30e-11 ***
año2011	-5.889e-01	8.418e-02	-6.995	2.65e-12 ***
año2012	-6.932e-01	8.330e-02	-8.322	< 2e-16 ***
Cala2	2.087e-01	4.654e-01	0.448	0.653803
Cala3	1.621e+00	4.776e-01	3.394	0.000688 ***
Cala4	5.037e-01	4.709e-01	1.070	0.284763
Cala5	1.583e+00	4.718e-01	3.355	0.000793 ***
Cala6	1.411e+00	4.721e-01	2.989	0.002797 **
Cala7	7.532e-01	4.707e-01	1.600	0.109562
Cala8	4.194e-01	4.746e-01	0.884	0.376855
Cala9	3.684e-01	4.766e-01	0.773	0.439488
Cala10	-4.448e-02	5.092e-01	-0.087	0.930391
Cala11	4.606e-01	5.310e-01	0.867	0.385762
Cala12	7.281e-01	5.219e-01	1.395	0.163020
Cala13	7.259e-01	5.168e-01	1.405	0.160133
Cala14	1.606e+00	5.429e-01	2.959	0.003091 **
Mes2	1.192e+00	4.680e-01	2.547	0.010872 *
Mes3	1.314e+00	4.546e-01	2.891	0.003840 ***
Mes4	1.733e+00	4.467e-01	3.880	0.000104 ***
Mes5	2.050e+00	4.470e-01	4.586	4.53e-06 ***
Mes6	2.620e+00	4.507e-01	5.813	6.14e-09 ***
Mes7	2.590e+00	5.002e-01	5.177	2.25e-07 ***
Mes8	2.202e+00	5.104e-01	4.315	1.60e-05 ***
Mes9	1.274e+00	4.759e-01	2.677	0.007432 **



Mes10	9.021e-01	4.509e-01	2.001	0.045425 *
Mes11	7.442e-01	4.474e-01	1.663	0.096255 .
Mes12	2.853e-01	4.550e-01	0.627	0.530687
Buque17	6.892e-01	1.213e-01	5.682	1.33e-08 ***
Buque36	-1.604e+00	1.627e-01	-9.858	< 2e-16 ***
Buque37	-1.046e+00	1.600e-01	-6.537	6.26e-11 ***
Buque38	1.074e+00	2.012e-01	5.335	9.53e-08 ***
Buque40	-1.655e+00	1.682e-01	-9.838	< 2e-16 ***
Buque41	-9.771e-01	1.365e-01	-7.159	8.11e-13 ***
Buque42	-7.491e-02	1.315e-01	-0.570	0.568831
Buque43	-1.096e-01	1.323e-01	-0.829	0.407334
Buque180	-1.806e-01	1.321e-01	-1.367	0.171722
Buque200	-6.567e-04	1.394e-01	-0.005	0.996240
Buque300659	5.118e-01	1.530e-01	3.344	0.000826 ***
Buque301004	-1.486e+01	2.191e+02	-0.068	0.945922
Buque301006	-2.472e-01	1.628e-01	-1.518	0.129021
Buque301007	-9.610e-01	2.293e-01	-4.191	2.78e-05 ***
Buque301017	2.970e-01	1.500e-01	1.980	0.047702 *
Buque301020	1.486e-01	1.487e-01	0.999	0.317718
Buque301021	-1.026e-01	1.494e-01	-0.686	0.492526
Buque301215	6.447e-01	1.568e-01	4.111	3.94e-05 ***
Buque730568	-1.475e+01	4.008e+02	-0.037	0.970646
Buque940251	-1.529e-01	2.099e-01	-0.729	0.466264
Buque940265	4.069e-01	1.283e-01	3.171	0.001519 **
Buque940392	5.016e-01	1.278e-01	3.925	8.68e-05 ***
Buque940857	2.652e-01	1.389e-01	1.909	0.056220 .

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

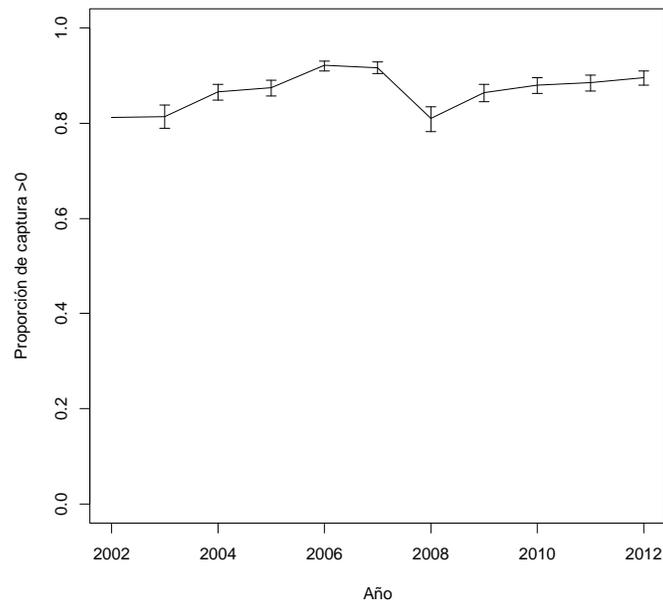


Figura 4. Probabilidad de lances positivos estimados por GLMM para el período 2002-2012. Se muestran los intervalos de confianza al 95%.

3. Índice de abundancia relativa en el área total 2002-2012.

El índice tuvo una tendencia decreciente entre el 2002 y 2012 (Figura 5).

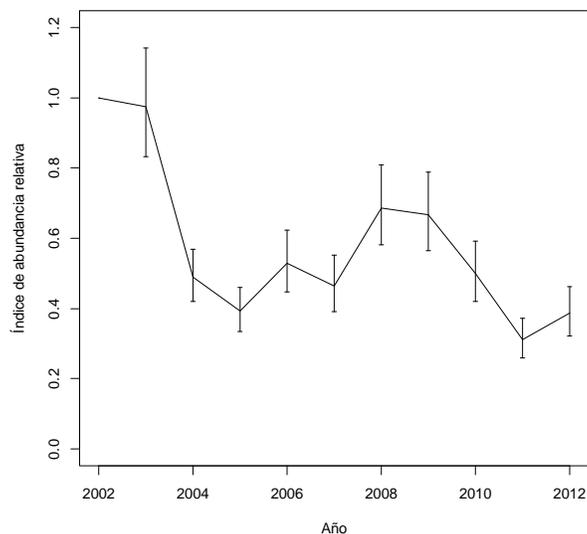


Figura 5. Índice de abundancia relativa para el 2002-2012. Se muestran los intervalos de confianza al 95%.

En relación a los índices de abundancia estimados en las evaluaciones de años anteriores, el índice presentó la misma tendencia central pero con mayor variabilidad (Figura 6).

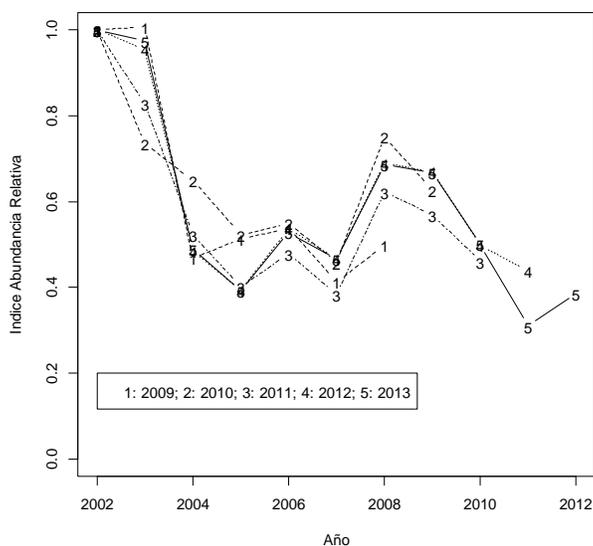


Figura 6. Índice de abundancia relativa para el 2002-2012 comparado con los índices estimados en las evaluaciones de stock pasadas.



El 3ndice de abundancia present3 una tendencia similar a la biomasa ac3stica (Figura 7).

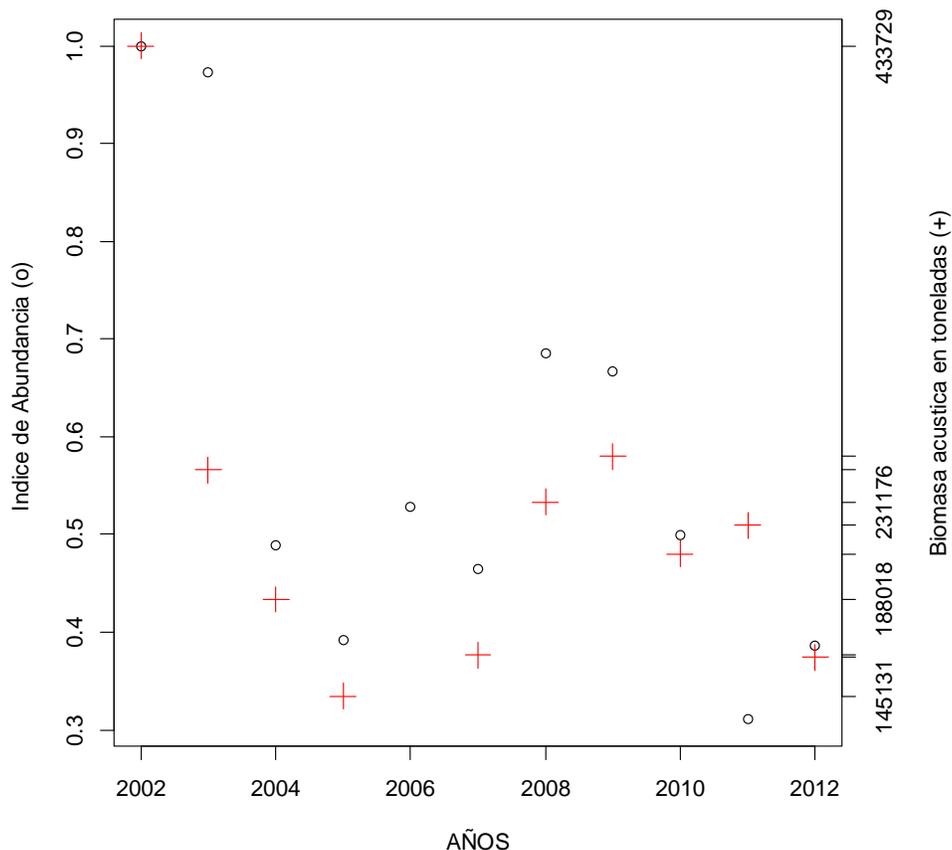


Figura. 7. 3ndice de abundancia relativa para el 2002-2012 (o) y biomasa estimada por ac3sticas (+).

La relaci3n lineal entre el 3ndice y la biomasa ac3stica con intercepto igual a cero, present3 2 de 11 aÑos fuera el intervalo de confianza al 95% (Figura 8).

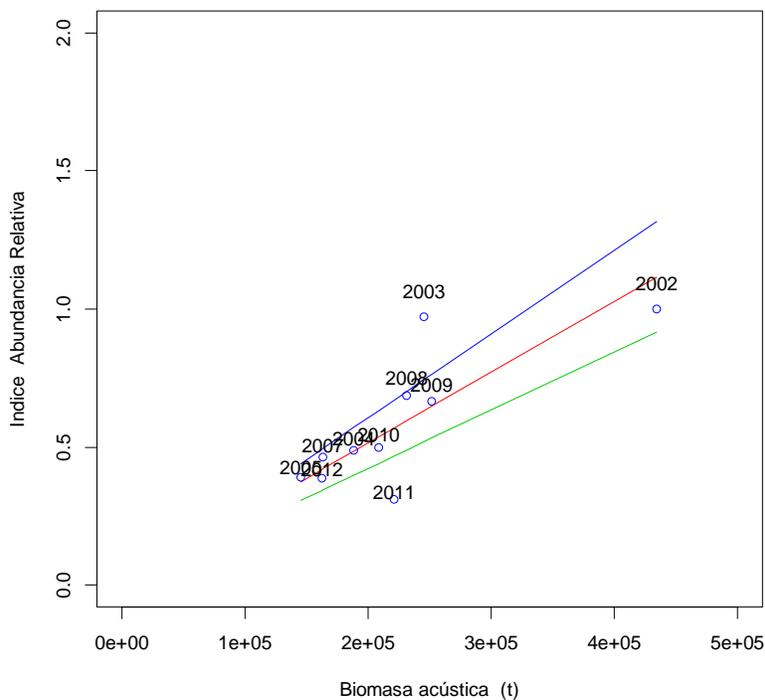


Figura 8. Regresión por el intercepto entre el índice de abundancia relativa del período 2002-2011 y la biomasa estimada por acústica.

El ajuste de la relación potencial entre el índice y la biomasa acústica entregó un estimado muy similar al modelo lineal (Figura 9).

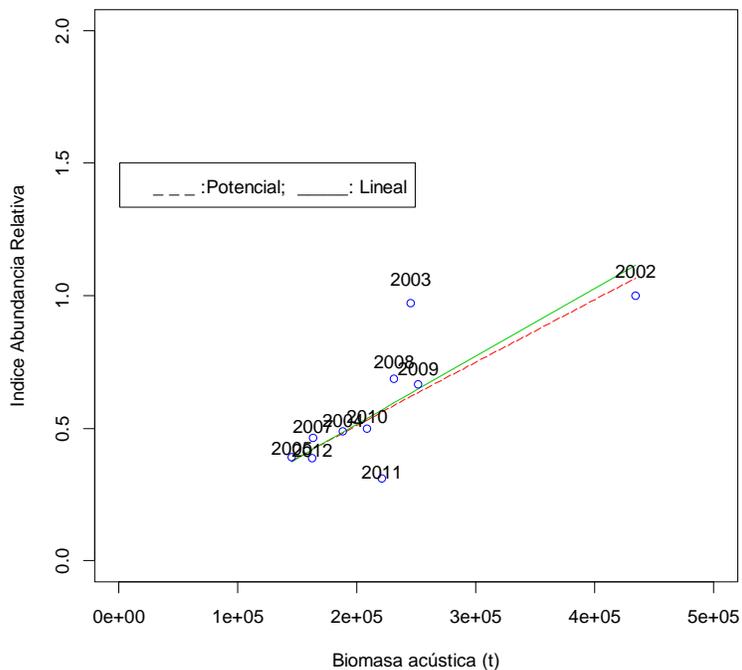


Figura 9. Relaci3n lineal y potencial entre el índice de abundancia relativa para el 2002-2012 y la biomasa estimada por acústica.



V. REFERENCIAS

- Akaike, H. 1973. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. Páginas 267-281. En B.N. Petran y F. Csaki, Eds. International Symposium on Information Theory, 2nd ed. Akademiai 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.
- Nelder, J. A. y R. W. M. Wedderburn. 1972. Generalized Linear Models. J. R. Statistic Soc. A. 135, Part 3, p. 370.
- Payá, I. 2012. Índice de abundancia basado en las tasas de captura de la pesquería de arrastre de merluza de cola. En: Convenio "Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales año 2012. Merluza de Cola, 2012". Payá I y C. Canales 2012. Instituto de Fomento Pesquero. Anexo1. 73 páginas.
- Payá, I. 2011. Índice de abundancia basado en las tasas de captura de la pesquería de arrastre de merluza de cola entre los años 1979 y 2009. En "Convenio: Investigación del estatus y evaluación de estrategias de explotación sustentables 2011, de las principales pesquerías chilenas. Actividad 2: Peces demersales. Merluza de Cola 2011". Payá I. Instituto de Fomento Pesquero. Anexo1. 36 páginas.
- 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 (*Macrurus 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 (*Macrurus 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 7

Impacto del patrón de capturas mensuales sobre la efectividad biológica de una veda reproductiva en la pesquería de merluza de cola.

Autor
Ignacio Payá

Citar como:

Payá I. 2013. Impacto del patrón de capturas mensuales sobre la efectividad biológica de una veda reproductiva en la pesquería de merluza de cola. 10 páginas. En: Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales año 2014. Peces demersales - Merluza de cola. Instituto de Fomento Pesquero.



Contenido

	P3gina
1. Antecedentes.....	2
2. Objetivo general.....	2
3. Objetivos espec3ficos.....	2
4. Materiales y m3todos.....	2
4.1 Datos.....	2
4.2 Modelamiento de la evoluci3n del 3ndice gonadosom3tico a trav3s del a3o.....	3
4.3 Patr3n de capturas mensuales.....	4
4.4 Variable de impacto de la veda.....	4
5. Resultados.....	5
5.1 Ajuste de modelos de IGS semanal.....	5
5.2 Ajuste de modelos de IGS diario.....	6
5.3 Impacto de la veda.....	9
6. Conclusiones.....	10
7. Discusi3n.....	11
8. Agradecimientos.....	11
9. Referencias.....	12



1. Antecedentes.

La subsecretaría de Pesca ha solicitado evaluar el establecimiento de una veda reproductiva para proteger el proceso de desove de merluza de cola. Para este fin se solicitó recomendar el período y el área de la veda reproductiva. La descripción del proceso reproductivo en términos espaciales y temporales será presentada por Renato Céspedes (IFOP), por lo que el objetivo de la presente contribución es desarrollar un procedimiento para evaluar el impacto biológico de la veda.

En la aplicación de una veda reproductiva para la pesquería de merluza de cola, los impactos esperados son aumentar el número de peces que desovan, evitar la perturbación de las agregaciones reproductivas y fortalecer los reclutamientos. El objetivo de este trabajo fue determinar el período de la veda mediante la modelación del índice gonadosomático (IGS) y simular su impacto en el aumento de los peces que alcanzan a desovar antes de ser capturados

2. Objetivo general.

Evaluar el impacto biológico de una veda reproductiva en la pesquería de merluza de cola, en términos de la proporción de peces que alcanzan a desovar antes de ser capturados.

3. Objetivos específicos.

- 3.1 Modelar la evolución del índice gonadosomático a través del año.
- 3.2 Estimar el momento del máximo IGS
- 3.3 Evaluar el impacto de una veda durante todo el mes de agosto considerando los posibles cambios en la distribución mensual de la cuota de captura.

4. Materiales y métodos.

4.1 Datos

Se utilizaron los datos de los muestreos biológicos realizados por los muestreadores de IFOP a bordo de las embarcaciones comerciales y las bases de datos de las bitácoras de pesca comerciales.

La fecha de la luna llena fue obtenida desde el observatorio Naval de los E.E.U.U. (http://aa.usno.navy.mil/cgi-bin/aa_moonphases.pl?year=2002&ZZZ=END)



4.2 Modelamiento de la evoluci3n del 3ndice gonadosom3tico a trav3s del a3o.

El 3ndice gonadosom3tico (IGS) fue calculado usando un estimador de raz3n:

$$IGS_d = \frac{\sum_{t=2002}^{t=2011} PG_d}{\sum_{t=2002}^{t=2011} PE_d}$$

Donde PG es el peso de la g3nada y el PE es el peso eviscerado y d representa el tiempo (d3a o semana). Para evitar efectos espurios generados por la presencia de peces juveniles se excluyeron de los datos los peces menores de 40 cm. de longitud total. Los datos fueron restringidos a la zona de desove principal que abarca desde los 41°30' a los 46°00'S.

Se ajustaron dos modelos:

Modelo 1:

Considera un modelo doble-mitad-normal.

$$IGS_d = \begin{cases} e^{-\frac{1}{2\sigma_1^2}(d-d_{max})^2} & \text{para } d \leq d_{max} \\ e^{-\frac{1}{2\sigma_2^2}(d-d_{max})^2} & \text{para } d > d_{max} \end{cases}$$

Donde:

- d_{max} : D3a donde se alcanza el m3ximo IGS.
- σ_1 : Desviaci3n est3ndar del per3odo de aumento del IGS
- σ_2 : Desviaci3n est3ndar del per3odo de disminuci3n del IGS

Modelo 2:

Considera un modelo doble exponencial.



$$IGS_d = \begin{cases} e^{\frac{1}{\sigma_1^2}(d-d_{\max})} & \text{para } d \leq d_{\max} \\ e^{\frac{1}{\sigma_2^2}(d_{\max}-d)} & \text{para } d > d_{\max} \end{cases}$$

Los modelos fueron ajustados mediante m3nimos cuadr3ticos empleando la funci3n Solver de Excel.

4.3 Patr3n de capturas mensuales.

El patr3n de captura mensual se expres3 en t3rminos de proporci3n de la captura anual total. La captura de merluza de cola por mes corresponde a la suma de las capturas mensuales obtenidas por las flotas de arrastre f3brica congeladora, de arrastre f3brica surimero y arrastre hieleros (ambas unidades de pesquer3a). Se consider3 los datos del a3o 2011, ya que los del 2012 a3n no estaban disponibles a la fecha de este informe.

Se consideraron tres patrones de capturas:

Patr3n 2011: Proporciones mensuales de las capturas registradas en el a3o 2011.

Patr3n Veda 1: Proporciones mensuales de las capturas registradas en el a3o 2011, modificadas considerando un veda en agosto y las capturas de agosto desplazadas a julio.

Patr3n Veda 2: Proporciones mensuales de las capturas registradas en el a3o 2011, modificadas considerando un veda en agosto y las capturas de agosto desplazadas a septiembre.

4.4 Variable de impacto de la veda.

Desde el punto de vista de la din3mica poblacional se espera que una veda reduzca la captura de peces durante el desove, de forma tal de incrementar la liberaci3n de huevos al ambiente y aumentar la fuerza de los reclutamientos futuros. Por lo tanto, la variable de impacto de la veda se defini3 como el porcentaje de la captura que se realiza despu3s que los peces han desovado.

Se consider3 que el desove se inicia y termina cuando el IGS alcanza un valor de 1.2 (Renato C3spedes, com. Pers.) y que alcanza su m3ximo cuando el IGS es m3ximo. Este per3odo cubre todo el mes de agosto. Por lo tanto, la captura que se realiza despu3s del desove corresponde a la efectuada despu3s del mes de agosto.



5. Resultados.

5.1 Ajuste de modelos de IGS semanal.

El ajuste del modelo fue en general bueno, pero subestim3 los IGS de la semana 34, que corresponde al valor m3ximo (Figura 1). La semana 34 corresponde a la semana del 17 al 23 de agosto.

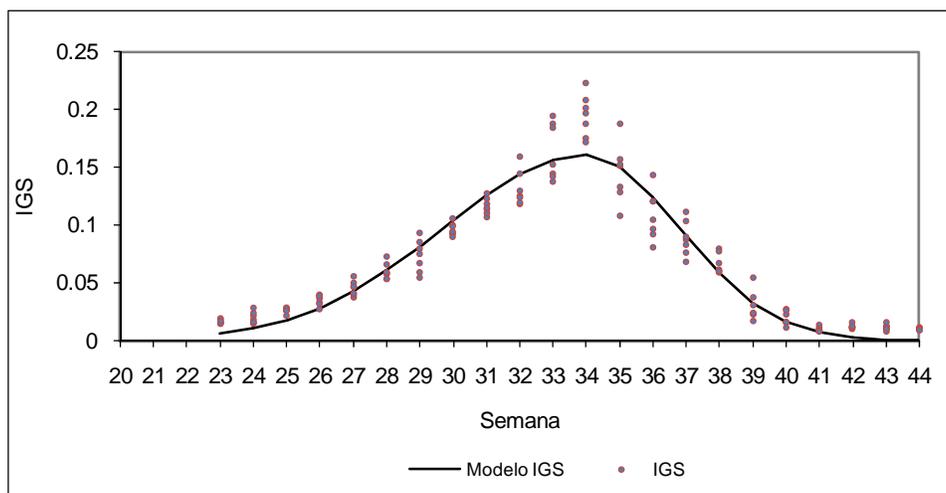


Figura 1. Ajuste del modelo1 (lnea delgada) ajustado a los datos de IGS semanal.

El modelo 2 logr3 un mejor ajuste que el modelo 1, especialmente a los datos de la semana 34 (Figura 2), indicando que lo acotado en el tiempo que se alcanza el IGS semanal m3ximo.

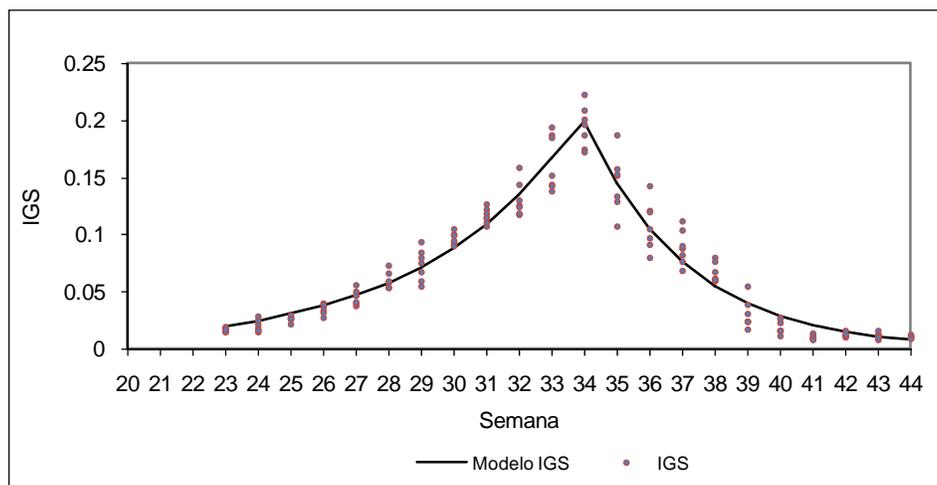


Figura 2. Ajuste del modelo2 (línea delgada) ajustado a los datos de IGS semanal (2002-2011).

5.2 Ajuste de modelos de IGS diario.

El ajuste del modelo 2 al IGS diario fue muy bueno, confirmando que el valor máximo del IGS es muy acotado, se estimó que el IGS máximo ocurre el 19 de agosto (Figura 3). Esta fecha coincide con la fecha promedio de la luna llena entre 2002 y 2012 (Tabla 1).

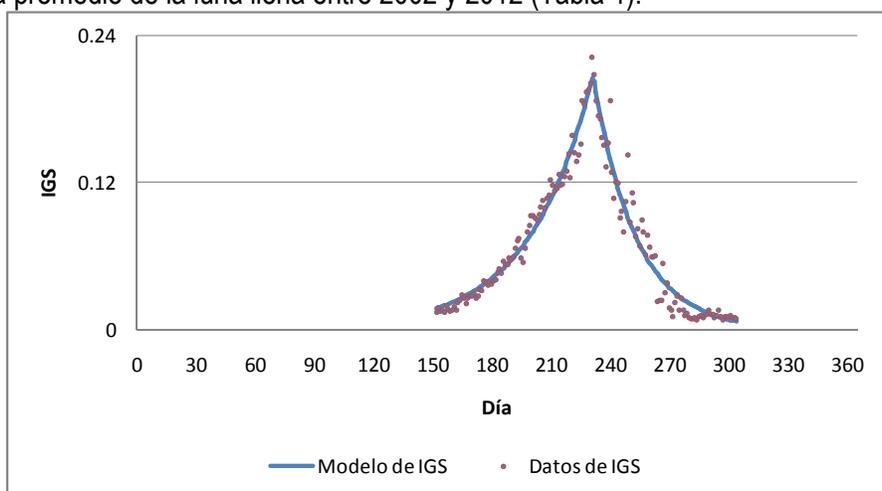


Figura 3. Ajuste del modelo2 (línea delgada) ajustado a los datos de IGS diario (2002-2011).



Tabla 1.
Fecha de la luna llena.

Año	Mes	Día
2002	Agosto	22
2003	Agosto	12
2004	Agosto	30
2005	Agosto	19
2006	Agosto	9
2007	Agosto	28
2008	Agosto	16
2009	Agosto	6
2010	Agosto	24
2011	Agosto	13
2012	Agosto	31
Promedio		19
DE		8.62
C.V.		0.45

El ajuste del modelo 2 por día para los diferentes años fue mejor hacia los años más recientes donde los tamaños de muestras fueron mayores (Figura 4).

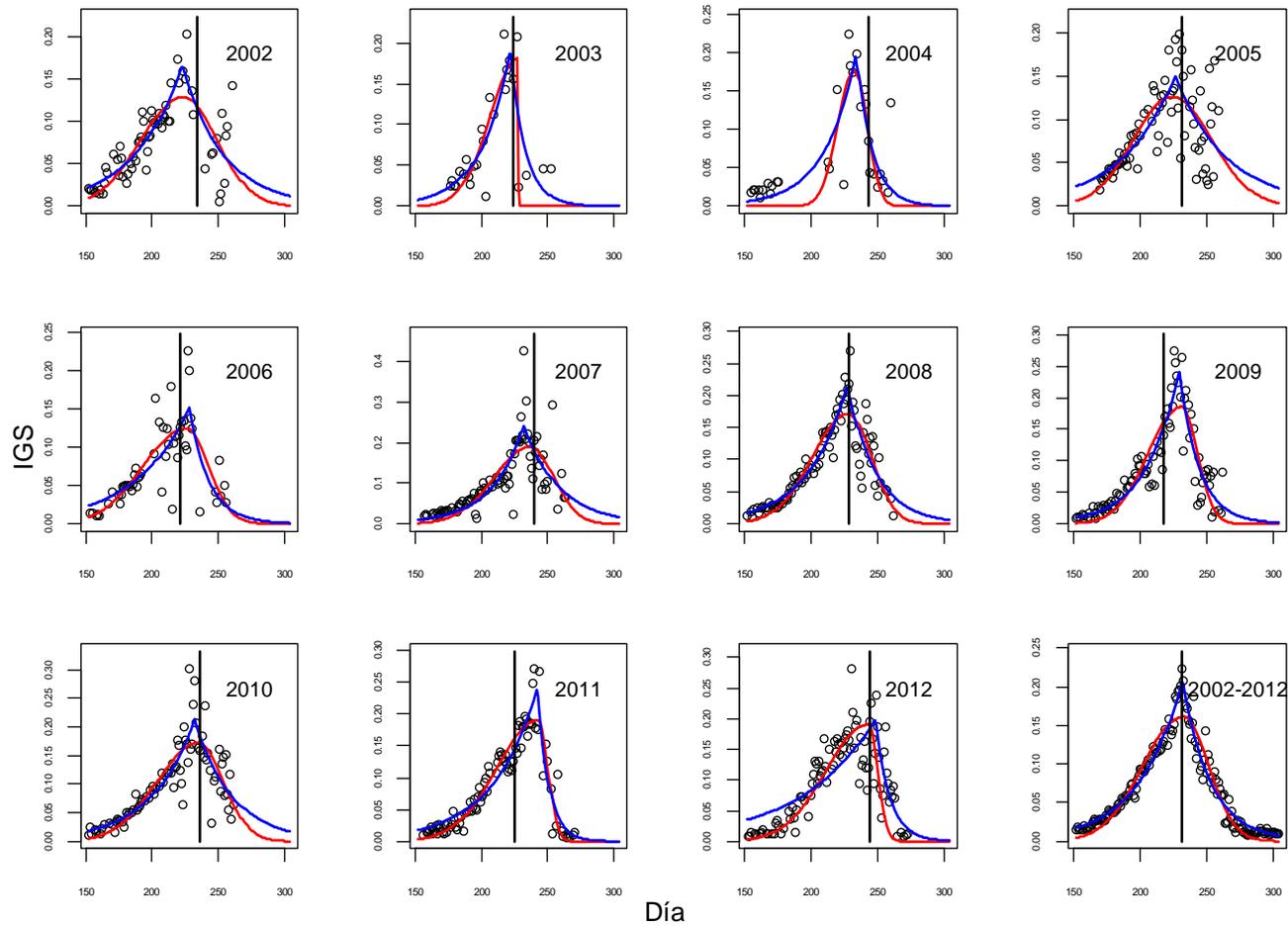


Figura 4. Ajustes del modelo 1 (línea roja) y modelo 2 (línea azul) a los datos diarios de IGS para los años 2002 a 2012 y para todo el período 2002-2012. La fecha de la luna llena de agosto se representa por la línea vertical.

5.3 Impacto de la veda.

El patrón de capturas del 2011 se caracterizó por que las proporciones de captura mensuales fueron similares desde mayo a octubre, aunque con proporciones levemente mayores en agosto y septiembre. El impacto de la veda sólo se verifica en el patrón veda 2, es decir cuando la captura de agosto se reubica en septiembre, no obstante el impacto es más bien menor, ya que sólo se lograría un aumento de solo 14 puntos porcentuales (de 38% a 52%) (Tabla 2 y figuras 5 a 7).

Tabla 2.
Porcentaje de capturas después del desove por patrón de captura.

Patrón	Porcentaje de Capturas después del desove
Patrón 2011	38%
Patrón Veda 1	38%
Patrón Veda 2	52%

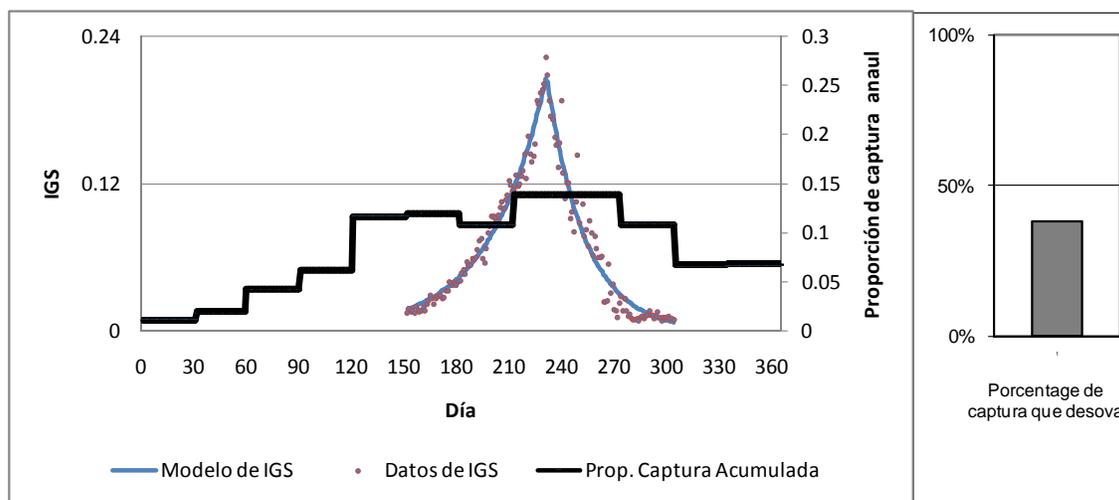


Figura 5. Modelo del IGS diario (línea delgada) ajustado a los datos de IGS diarios (2002-2011) y proporción la captura anual por mes (línea gruesa) registrada en el 2011. El panel de la izquierda muestra la proporción de la captura que fue realizada después del desove.

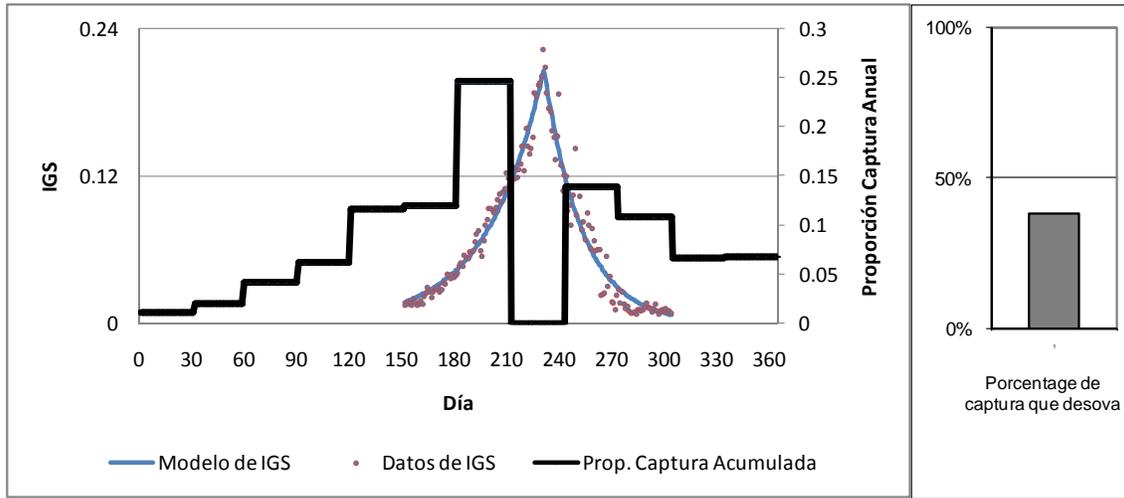


Figura 6. Igual a figura 4 pero con proporci3n de capturas mensuales segun patr3n Veda 1, es decir, capturas de agosto desplazadas a julio.

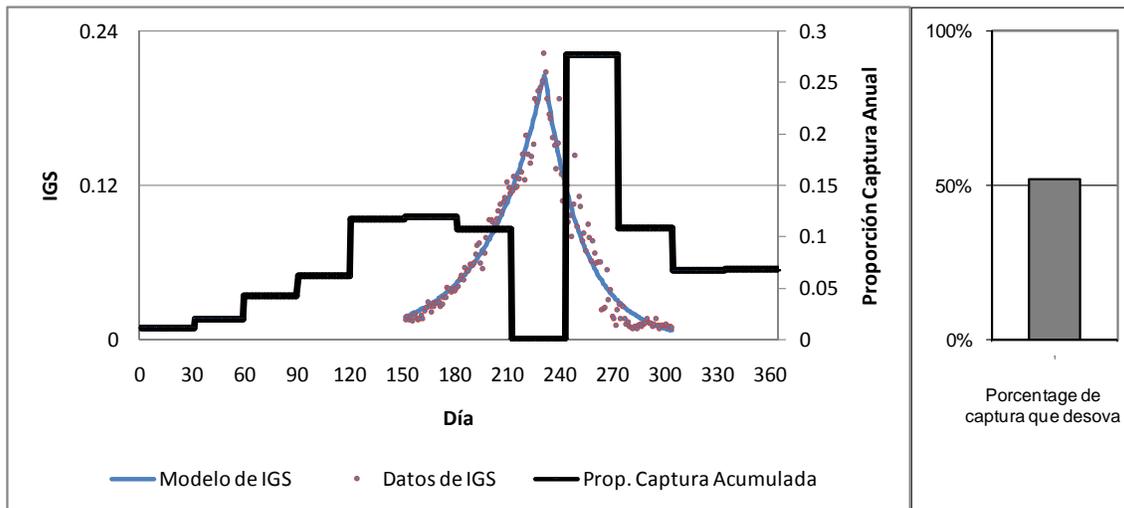


Figura 7. Igual a figura 4 pero con proporci3n de capturas mensuales segun patr3n Veda 2, es decir, capturas de agosto desplazadas a septiembre.

5. Conclusiones.

1. El IGS semanal se ajusta mejor a un modelo doble-exponencial que a un modelo doble-mitad-normal.
2. El IGS semanal m3ximo ocurre en la semana 34 (17 al 23 de agosto).
3. El IGS diario m3ximo ocurre el 19 de agosto.



4. Considerando como referencia de inicio-término de desove un IGS igual a 1.2, el desove ocurre durante casi todo agosto.
5. El impacto de la veda reproductiva durante agosto dependerá de cómo las capturas de agosto se reubiquen en el resto del año.
6. Si las capturas de agosto se re-ubican en julio, la veda no tendrá efecto en términos de aumentar el número de peces que logran desovar.
7. Si las capturas de agosto se re-ubican en septiembre, la veda tendrá efecto bajo, ya que el porcentaje de capturas después del desove solo aumentaría desde 38% a 52%.
8. El impacto de la veda dependerá del patrón de capturas mensuales, pudiendo ser nulo.

6. Discusión.

Tanto el modelo de IGS semanal como el de IGS diario indican que el máximo IGS ocurre en un momento muy acotado, lo cual seguramente está asociado a que merluza de cola es un desovante sincrónico (Chong 2000) y posiblemente a las condiciones ambientales, entre las cuales la presencia de la luna llena podría ser importante. La relación entre el ciclo lunar y la reproducción de peces está documentada en peces tropicales (Takemura *et al.* 2010) y recientemente en peces e invertebrados de aguas profundas (Wagner *et al.* 2007, Mercier *et al.* 2011). Aunque los fundamentos de esta relación aún no están claros, estudios recientes han revelado que las fluctuaciones de la hormona melatonina se relacionan con el brillo de la noche, los campos magnéticos y los ciclos de marea (Takemura *et al.* 2010).

Para el análisis de los impactos se usó la captura en toda el área de la pesquería, debido a que los peces migran y antes del desove pueden ser capturados fuera de la zona de desove. También se supuso que la veda reproductiva se aplicaría en toda el área de la pesquería o bien que durante la veda reproductiva la merluza de cola está muy poco disponible fuera de la zona de desove principal por lo que sus capturas serán muy bajas. Por lo tanto, el análisis de capturas mensuales debería ser refinado considerando las capturas diarias por flota y por zonas.

Lo más notable de los resultados es que la veda podría tener un efecto nulo desde el punto de vista biológico, ya que los peces pueden ser igualmente pescados antes de la veda, algo similar sucedió después que se aplicó la primera veda reproductiva en la merluza del sur. Esto indica que el diseño de la veda también debería incluir la regulación del patrón de capturas mensuales, quizás mediante cuotas de captura por períodos.

7. Agradecimientos.

Se agradece a Renato Céspedes, Luís Adasme y Andrés Flores de IFOP, por facilitar los datos biológicos y pesqueros tan rápidamente y por sus aportes a la discusión del proceso de reproducción.



8. Referencias.

- Chong J.V., 2000. Ciclo de maduración ovárica, fecundidad y talla de madurez en *Macrurus magellanicus* (Lönnerberg, 1907) de la zona sur de Chile. *Biología Pesquera*. 28:3-13.
- Mercier A., Z. Sun, S. Baillon y JF. Hamel. 2011. Lunar Rhythms in the Deep Sea: Evidence from the Reproductive Periodicity of Several Marine Invertebrates. *J Biol Rhythms* February 2011 26: 82-86.
- Takemura A., M. S. Rahman, e Y. J. Park. 2010. External and internal controls of lunar-related reproductive rhythms in fishes. *Journal of Fish Biology Special Issue: Reproductive Physiology of Fishes*. Volume 76, Issue 1, pages 7–26, January 2010.
- Wagner, H.-J., Kemp, K., Mattheus, U. y Priede, I. G. 2007. Rhythms at the bottom of the deep sea: Cyclic current flow changes and melatonin patterns in two species of demersal fish. *Deep-Sea Research I* 54, 1944–1956.

A N E X O 8

Chilean HOki Stock Assessment Model,
CHOSAM version 2.1

Author: Ignacio Payá.

Proper Citation:

Payá I. 2013. Chilean Hoki Stock Assessment Model, CHOSAM, version 2.1. In Payá 2014. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales año 2014. Proyecto 2.2: Merluza de Cola 2014. Instituto de Fomento Pesquero.



Chilean Hoki stock assessment model, CHOSAM versión 2.0.

Author: Ignacio Payá

The following files are delivered in the attached CD.

chosam.tpl
chosam.dat
chosam.pin
chosamControl.ctl.
chosam.exe
chosam.rep

Version 2.1 was based on version 1.2 by Sean Cox, Cristian Canales and Ignacio Payá, which was part of Chilean Hoki Stock Assessment Workshop done in 2011. Version 2.0 includes the following upgrades done by I. Payá:

Upgrade 2011:

1. Spawning time amend. Version 1.2 assumed spawning at January, version 2.0 assumed spawning at August.
2. Addition of Biological Reference Points (BRP) and Biological Allowable Catch (BAC) estimations.

Upgrade 2012:

1. Addition of bias corrections for recruitment deviations ($-\sigma R^2/2$).
2. Addition of weights (sample size) for age proportions by year or blocks based on McAllister and Ianelli 2007.
3. New option for excluding some indices based on commercial trawl catch rates.
4. Outputs of index variances.
5. New option for controlling (on/off) the BRP and BAC estimations.
6. Addition of Markov Chain Monte Carlo (MCMC) for parameters and main variables

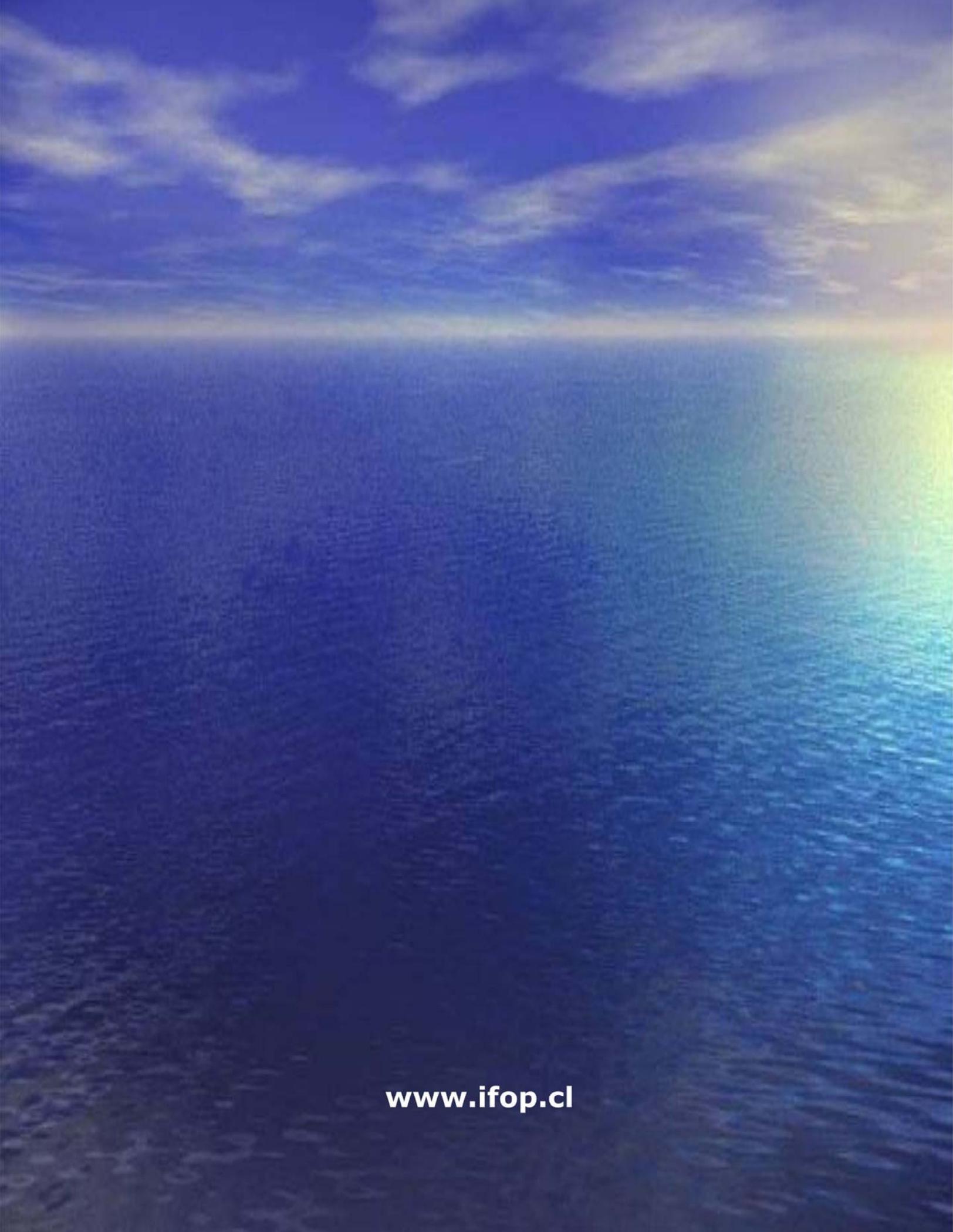
A N E X O 9

Datos y código ADMB (CD)





INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO
Sección Ediciones y Producción
Blanco 839, Fono 56-32-2151500
Valparaíso, Chile
www.ifop.cl



www.ifop.cl