



SEGUNDO INFORME - FINAL

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

Proyecto 2.9: Investigación del estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables en Merluza común, año 2014:

Merluza común, 2014

SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA / Septiembre 2013



SEGUNDO INFORME - FINAL

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

Proyecto 2.9: Investigación del estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables en Merluza común, año 2014:

Merluza común, 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

Jefe División Investigación Pesquera
Jorge Castillo Pizarro

Director Ejecutivo
José Luis Blanco García

JEFE DE PROYECTO

Renzo Tascheri Oyaneder

AUTORES

EVALUACIÓN DE STOCK
Renzo Tascheri Oyaneder

SITUACIÓN ACTUAL DE LA PESQUERÍA
Patricio Gálvez Gálvez
Jorge Sateler Galleguillos



ÍNDICE GENERAL

	Página
1. RESUMEN EJECUTIVO.....	1
2. INTRODUCCIÓN.....	2
3. OBJETIVOS DEL PROYECTO.....	3
3.1 Objetivo general.....	3
3.2 Objetivos específicos.....	3
4. ANTECEDENTES.....	4
4.1 Biología.....	4
4.2 Interacciones ecosistémicas.....	9
4.3 Pesquería.....	10
4.4 Manejo y su desempeño.....	27
5. DATOS E INFORMACIÓN.....	32
5.1 Datos dependientes de la pesquería.....	33
5.2 Datos independientes de la pesquería.....	40
6. MODELO DE EVALUACIÓN.....	45
6.1 Descripción general del modelo.....	45
6.2 Supuestos fundamentales y decisiones estructurales.....	45
7. RESULTADOS.....	51
7.1 Medidas de ajuste.....	51
7.2 Estimaciones de los parámetros.....	57
7.3 Diagnóstico del modelo.....	66
7.4 Resumen de la evaluación de stock.....	86
7.5 Estatus del stock de merluza común.....	87
7.6 Simulación de los efectos futuros de la explotación.....	94
8. DISCUSIÓN.....	106
9. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	110
10. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	111



ANEXOS:

- ANEXO 1:** Estandarización del esfuerzo de pesca de las flotas de arrastre y espinel.
- ANEXO 2:** Descripción matemática del modelo de evaluación y código computacional.
- ANEXO 3:** Estimación de los puntos biológicos de referencia asociados al Rendimiento Máximo Sostenible bajo incertidumbre.
- ANEXO 4:** Marco de Referencia para el diagnóstico de los recursos pesqueros 2013.
- ANEXO 5:** Lista de verificación adaptada del NRC-National Research Council. 1998.
- ANEXO 6:** Modelo y Datos (en CD).



1. RESUMEN EJECUTIVO

En este Segundo Informe se reportan los análisis y resultados de una evaluación de stock de merluza común actualizada al año 2013. En este contexto, se informan el estatus actualizado del recurso y los análisis de simulación de estrategias de explotación sustentables. Esta actualización, consideró información completa hasta el año 2012 e información parcial del año 2013.

El detalle de este reporte incluye, todos los antecedentes relevantes de la evaluación indirecta del stock de merluza común, tales como: biología, historia de vida, ecología, una descripción de la actividad pesquera desarrollada sobre el recurso, un resumen de los indicadores producidos por el proyecto de seguimiento de la pesca demersal dando cuenta del desempeño de la pesca y de las características de las capturas observadas en el año 2012, las medidas de administración aplicadas sobre el recurso, los datos, supuestos, métodos, códigos computacionales y resultados de los análisis de la evaluación de stock.

Se utilizó un modelo de análisis integrado para ajustar datos de captura total, composición de edades de la biomasa estimada mediante métodos acústicos (1995, 1997, 1999 - 2001, 2004 - 2012), composición de edades de la captura de la flota de arrastre (1968 - 2012 y composición preliminar 2013) y dos índices de abundancia relativa: i) estimados por medios acústicos (1995, 1997, 1999 - 2001, 2004 - 2012) y ii) desde de las tasas de captura de la flota de arrastre (1983 - 2012). Los principales parámetros estimados, son los reclutamientos, las mortalidades por pesca, la selectividad de la flota y capturabilidad del crucero de evaluación directa.

Se estimaron también los puntos biológicos de referencia asociados al Rendimiento Máximo Sostenible específicos de la merluza común, usando la información producida por el modelo de evaluación.

Las estimaciones puntuales de la biomasa desovante presente en el año 2013, variaron entre 122 mil y 126 mil toneladas, lo que equivale a un 17% o 18% de la biomasa virginal, respectivamente.

Se revisó y modificó el marco biológico de referencia para esta pesquería, manteniendo su armonía con la definición N°59 contenida en el Artículo 2° del Título I de la Ley General de Pesca y Acuicultura. Las modificaciones fueron discutidas y consensuadas con el equipo técnico de la Subsecretaría de Pesca. De acuerdo con este marco y los resultados del caso base de evaluación de stock, el estado de situación de la pesquería de merluza común es de sobreexplotación con riesgo de colapso con una probabilidad de 95%. La probabilidad de una situación de sobrepesca es en tanto 0%.



De acuerdo las simulaciones de escenarios de explotación futura, la jibia continúa siendo una fuente importante de incertidumbre para la recuperación del stock desovante de merluza común, la que determina casi completamente (en combinación con la hipótesis que se adopte respecto de los niveles futuros de reclutamiento) las posibilidades de recuperación de la biomasa desovante en los horizontes de tiempo estudiados. Los escenarios de reclutamiento sin embargo, no condicionan el nivel de captura biológicamente aceptable (CBA) para el año 2014.

Dada la condición presente y las características biológicas del recurso, la CBA debería ser fijada en un valor inferior a las 40 mil toneladas, a fin de revertir la actual condición de riesgo de colapso del recurso.

2. INTRODUCCIÓN

Este proyecto hace uso de métodos indirectos de evaluación de stock para integrar información actualizada acerca de la biología, demografía y pesquería de la merluza común (*Merluccius gayi gayi*, Guichenot, 1848), a fin de actualizar su estado de situación conforme a las disposiciones del Artículo N°2 Título I de la Ley General de Pesca y Acuicultura (LGPA) y de recomendar Capturas Biológicamente Aceptables (CBA).

En este contexto, como información actualizada se entiende aquella disponible a la fecha de ejecución de este estudio, la que incluye tanto aquella producida por el programa de investigación permanente para la administración pesquera (el seguimiento sistemático de la pesquería, los cruceros de evaluación directa de la abundancia y este proyecto), como también la investigación de carácter ocasional acerca de la biología, ecología y explotación pesquera de este recurso, disponible a través de publicaciones científicas o reportes de carácter público.

Los resultados de este estudio forman parte de la base de antecedentes necesarios para la fundamentación de las medidas de administración y conservación del recurso merluza común.



3. OBJETIVOS DEL PROYECTO

3.1 Objetivo general

Actualizar el estatus del recurso y analizar sus posibilidades de explotación biológicamente sustentables en horizontes de corto y mediano plazo, considerando su incertidumbre asociada.

3.2 Objetivos específicos

- i. Implementar procedimientos de evaluación basados en protocolos científicos para la determinación del estatus de los recursos seleccionados con arreglo al nivel de conocimiento, información e incertidumbre correspondiente, conforme a estándares definidos por la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura al efecto (DAP, 2013).
- ii. Calcular los Puntos Biológicos de Referencia para cada recurso con la mejor información científica disponible, conforme a lo establecido por la Ley General de Pesca y Acuicultura, informando su incertidumbre asociada.
- iii. Establecer el estatus actualizado de estos recursos, sobre la base de sus principales indicadores de estado y flujo, estimando la incertidumbre de estimación involucrada, empleando el mejor conocimiento e información disponible a la fecha de ejecución del estudio, acorde con los estándares definidos por la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura.
- iv. Calcular los niveles de Captura Biológicamente Aceptable, con su análisis de incertidumbre y riesgo asociado, debidamente informado en tablas de decisión, considerando las directrices de explotación establecidas por la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (DAP, 2013) o el Plan de Manejo o de Recuperación respectivo, según corresponda. Analizar estocásticamente las posibilidades de explotación de estos recursos en el mediano plazo y el riesgo de no alcanzar los objetivos de conservación, considerando la incertidumbre de estimación de sus indicadores y los probables estados de la naturaleza. Conforme a las directrices de explotación establecidas por la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (DAP, 2013), o el Plan de Manejo o de Recuperación respectivo, según corresponda.
- v. Informar el avance del Programa de Mejoramiento Continuo de la Calidad de la Asesoría Científica (PMCCAC) realizado durante el presente proyecto.



4. ANTECEDENTES

4.1 Biología

4.1.1 Distribución y estructura del stock

La merluza común (*Merluccius gayi gayi*, Guichenot, 1848) es una especie demersal que se distribuye en la costa de Chile desde Antofagasta (23°38'S) hasta el canal Cheap (47°08'S) (Martínez 1976) entre los 50 m y 500 m de profundidad (Aguayo 1996) pero la mayor parte de la biomasa se encuentra entre Coquimbo (29°57.2' S) y Valdivia (39°48' S), a profundidades menores a 400 m. La presencia de merluza común no ha sido detectada hasta una distancia de 20 millas náuticas al oeste del veril de 500 m (Lillo *et al.* 2002) (**Figura 1**).

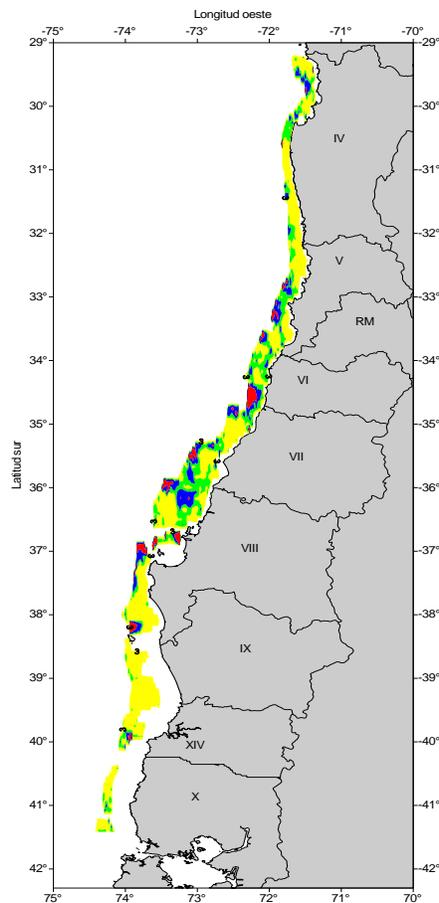


Figura 1. Distribución espacial de la biomasa de merluza común. Julio-agosto de 2012 (Lillo *et al.* 2012).



Usando métodos morfológicos, genéticos, parasitológicos y una comparación latitudinal de la longitud media de madurez sexual, Payá *et al.* (1997) concluyeron que *Merluccius gayi gayi* conforma una unidad de stock. Desde el punto de vista de la morfología sin embargo, se observaron diferencias significativas entre los individuos muestreados en Coquimbo y Puerto Montt (los extremos del área estudiada) y una situación similar fue observada en los datos de parásitos tomados en el mismo proyecto, a partir de los cuales se discriminó una unidad asociada a la zona de Puerto Montt y otra menos definida, asociada a la zona de Coquimbo. Estas zonas a su vez, se diferenciaron de la zona de San Antonio – Talcahuano (George-Nascimento 1996, Oliva y Ballón 2002).

Galleguillos *et al.* (2000), examinó 6 loci polimórficos en muestras de Coquimbo, San Antonio, Talcahuano y Puerto Montt, sin encontrar diferencias en las frecuencias alélicas, lo que confirió soporte a la hipótesis de una solo stock genético de *Merluccius gayi gayi*.

Un estudio reciente, reexaminó la variación genética y divergencia entre muestras de *Merluccius gayi* tomadas en Coquimbo, Valparaíso, Corral y el norte de Perú, esta vez usando ADN mitocondrial (DNAm) (Vidal *et al.* 2012). Los resultados de este estudio, revelaron la existencia de al menos 3 unidades genéticas diferentes, asociadas a Perú y a las áreas de 1) Valparaíso-Coquimbo y 2) Corral. De acuerdo con estos autores, si consideramos en conjunto los datos de DNAm y los resultados de los estudios parasitológicos (George-Nascimento 1996, Payá *et al.* 1997, Oliva y Ballón 2002), se puede plantear la hipótesis alternativa de 2 unidades de stock de *Merluccius gayi gayi*, una al sur de Talcahuano y otra al norte de esta localidad.

Los resultados de Vidal *et al.* (2012) sugieren un limitado movimiento de la merluza común en el eje norte-sur. La retención de huevos y larvas en la vecindad de las áreas de desove (Vargas *et al.* 1997, Payá y Ehrhardt 2005, Landaeta y Castro 2006) y posiblemente la fidelidad de los adultos con éstas áreas (Bernal *et al.* 1997, Landaeta y Castro 2012), serían las principales causales.

Los experimentos de marcación realizados por Villegas y Saetersdal (1968), demuestran que la merluza común es capaz de realizar importantes desplazamientos latitudinales (> 350 km), sin embargo el detalle de sus resultados revela que un 60% a 75% de los individuos marcados en su experimento, permaneció cerca del lugar en que fue liberado (Tascheri *et al.* 1999, Vidal *et al.* 2012), sugiriendo que la mayoría de la población adulta no realiza grandes desplazamientos en latitud.

4.1.2 Historia de vida

La merluza común es un desovador parcial (Balbontín y Fischer, 1981; Herrera *et al.*, 1988) siendo posible encontrar hembras sexualmente maduras, huevos y larvas prácticamente en cualquier mes del año (Alarcón y Arancibia 1993, Bernal *et al.* 1997, Alarcón *et al.* 2009). Sin embargo el examen de datos de frecuencia de estados de madurez sexual y/o de ictioplancton, permiten distinguir un período de desove principal entre julio y noviembre y un período de desove secundario entre enero y



abril (Balbontín y Fischer 1981, Bernal *et al.* 1997, Alarcón y Arancibia 1993, Tascheri *et al.* 2006, Alarcón *et al.* 2009).

Los datos de ictioplancton muestran que los estadios tempranos de merluza común se pueden encontrar entre Antofagasta (23°39' S) y Chiloé (44°00' S) (Rojas *et al.* 1983, Bernal *et al.* 1997), pero desde una perspectiva histórica las principales áreas de desove se observan entre Punta Papudo (32°30' S) y San Antonio (33°35' S) y entre Constitución (35°20') y San Vicente (37°00' S) (Bernal *et al.* 1997, Vargas y Castro, 2001).

Estas áreas concuerdan bien con los datos recopilados en los cruceros de evaluación acústica de la abundancia (Braun *et al.* 1999, 2001), pero en estos datos también se pueden observar áreas de desove al norte y sur de las áreas principales. Estas últimas, se han identificado también mediante el análisis de frecuencia de estadios de madurez sexual macroscópicos, observados en muestras tomadas tanto en los cruceros de evaluación directa como en las capturas comerciales (Avilés *et al.* 1979, Gálvez *et al.* 1999a).

Longitudinalmente, los huevos y larvas se distribuyen a lo largo de la costa, evidenciando un desove nerítico (Rojas y Blanco 1981; Rojas *et al.* 1983). El proceso de desove, con relación al ambiente físico en las principales áreas de reproducción, es caracterizado en Montecinos y Balbontín (1993) para el caso del área entre Los Vilos y Valparaíso; 31°56' - 33°02' S y en Arcos *et al.* (1996), Vargas *et al.* (1997), Landaeta y Castro (2006) y Landaeta y Castro (2012), en el caso del área comprendida entre las latitudes 36°S y 37°30' S.

La merluza común desova a media agua en frentes de surgencia (Vargas y Castro 2001), en donde los huevos y larvas se distribuyen en aguas estratificadas en y bajo la termoclina (Rojas y Blanco, 1981; Braun *et al.* 1999). Luego del desove los huevos y larvas en estado de preflexión, son transportados hacia la costa por corrientes subsuperficiales (Vargas y Castro 2001, Landaeta y Castro, 2012).

Como en la mayoría de las especies del género, los juveniles de merluza común se encuentran generalmente cerca de la costa, mientras que los peces más viejos tienden a estar distribuidos en aguas más profundas (San Martín *et al.* 2011). Este patrón de distribución se modifica durante el periodo de desove, cuando los individuos sexualmente maduros se acercan a la costa a desovar. Este movimiento es referido generalmente como migración batimétrica (Alheit y Pitcher 1995, Avilés *et al.* 1979, Lillo y Rojas 1999).

La merluza común también realiza migraciones nictamerales, en las que durante las horas del día forma densas agregaciones en o en las proximidades del fondo, mientras que en el atardecer y durante horas de la noche, asciende y se dispersa en la columna de agua alejándose del fondo (Vestnes *et al.* 1965; Guzmán *et al.* 1981; Lillo y Rojas 1999). Este comportamiento se inicia ya en estado larval, a una longitud de aproximadamente 7 mm y una vez que se ha formado la aleta caudal (Landaeta y Castro 2012).



Empleando datos de frecuencia de longitud de las capturas comerciales y usando una longitud total de 37 cm como criterio para la discriminación de los peces juveniles, se han descrito variaciones temporales en esta fracción del stock, las que se han interpretado como una señal de la estacionalidad de los reclutamientos. A partir de estos datos, se observan reclutamientos durante todo el año con incrementos relativos en los meses de febrero y junio (Gálvez *et al.* 1999b), lo que es consistente con comportamiento reproductivo del recurso. Las áreas en donde se describe una mayor densidad de juveniles, corresponden con las principales áreas de reproducción (Payá *et al.* 1995, Gálvez *et al.* 1999b).

Un número de estimaciones de mortalidad natural, tanto para sexos separados como combinados, han sido obtenidas usando el modelo bio-analógico de Pauly (1980), los parámetros de crecimiento estimados por Aguayo y Ojeda (1987) y una temperatura promedio del mar de 11°C (Payá 1992, Cubillos y Arancibia 1992, Cubillos *et al.* 1999). Estimaciones de este parámetro se han obtenido también mediante el análisis de la curva de captura (Aguayo y Robotham 1984, Arancibia y Cubillos 1993).

Ojeda *et al.* (1997) realizaron también estimaciones de la mortalidad natural utilizando los métodos de Rikhter y Evanov (1976), Alverson y Cartney (1975) y Pauly (1980).

Las diferentes estimaciones y rangos de M estimados para machos, hembras, para ambos sexos combinados y los métodos empleados en cada caso, se presentan en la **Tabla 1**.

Tabla 1.
Estimaciones de mortalidad natural de merluza común por sexos y de acuerdo con diferentes autores y métodos (Ambos: ambos sexos combinados).

Autores	Método	M		
		Machos	Hembras	Ambos
Aguayo y Robotham (1984)	Chapman y Robson (1960)	0,45	0,28	0,4
Payá (1992)	Pauly (1980)	0,43	0,26	
Cubillos y Arancibia (1992)	Pauly (1980)			0,24
Arancibia y Cubillos (1994)	Chapman y Robson (1960)			0,31
Ojeda <i>et al.</i> , (1997)	Rikhter y Evanov (1976)	0,38	0,39	0,37
	Pauly (1980)	0,42	0,26	0,24
	Alverson y Carney (1975)	0,43	0,21	0,20
Cubillos <i>et al.</i> , (1990)	Pauly (1980)	0,43 – 0,44	0,26	
	Rikhter y Evanov (1976)	0,38	0,38	
	Hoening (1983)	0,43	0,24	



El conocimiento del crecimiento está fundado en la lectura de anillos de crecimiento en otolitos (Aguayo y Ojeda 1987) y las estimaciones de los parámetros de crecimiento y los métodos empleados en el estudio de la edad fueron revisados en 1995 (Ojeda *et al.* 1997).

Las tasas de crecimiento difieren entre los sexos, siendo las hembras las que alcanzan las mayores longitudes). La edad máxima de longevidad teórica (Tylor 1959) es de 10,2 años para los machos, 18,8 años para las hembras y 20,6 años para ambos sexos en conjunto (Ojeda *et al.* 1997). En las capturas comerciales en tanto, las edades máximas observadas son: 11 años en machos y 14 años en hembras (Gálvez *et al.* 2011a).

Estimaciones recientes de los parámetros de crecimiento (Cerna 2010), muestran que el crecimiento de la merluza común no ha experimentado cambios con relación al estudio de Ojeda *et al.* (1997) (**Tabla 2**).

Tabla 2.

Parámetros de la función de crecimiento en longitud de von Bertalanffy estimados para merluza común.

Autores	Sexo	L_{∞}	K	t_0
Aguayo y Ojeda (1987)	Machos	57,4	0,29	-0,232
	Hembras	78,1	0,15	-0,781
	Ambos	80,04	0,14	-0,918
Ojeda <i>et al.</i> (1997)	Machos	52,8	0,36	-0,256
	Hembras	69,4	0,20	-0,657
Cerna (2010)	Machos	57,00	0,23	-1,370
	Hembras	69,27	0,14	-2,170

En el año 2003, la información biológica recopilada tanto en los proyectos de monitoreo de la pesquería (Alarcón *et al.* 2009, Gálvez *et al.* 2011a) como en los cruceros de evaluación directa de la abundancia, comenzó a registrar una disminución de la longitud/edad media de madurez sexual (**Figura 2**). De acuerdo con la información disponible hasta el año 2003, la edad media de madurez sexual se encontraba en alrededor de 3,5 años pero a partir del año 2004, se estima que ésta se encuentra en alrededor de los 2,5 – 3 años de edad (**Figura 2**).

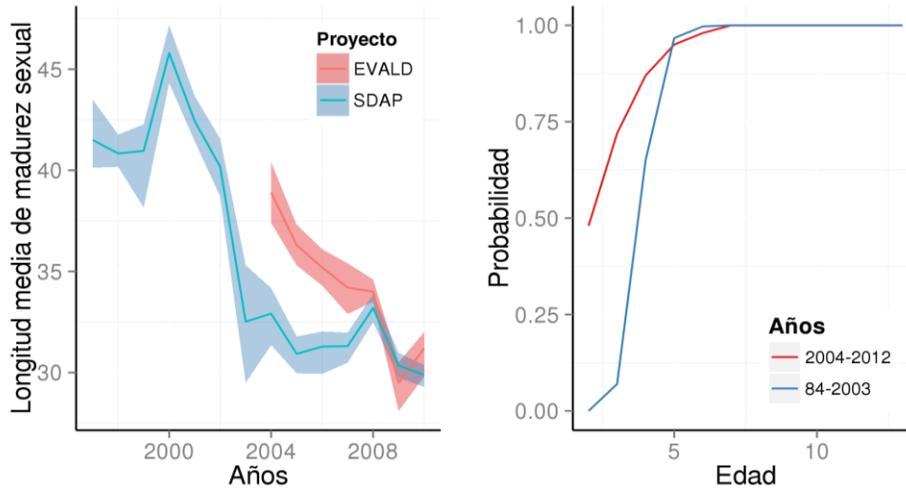


Figura 2. Panel izquierdo: Reducción en la longitud media de madurez sexual medida en el proyecto de monitoreo (SDAP) y el crucero de evaluación directa de la abundancia (EVALD); y Panel derecho: Ojivas de madurez sexual por edades representativas de los años anteriores y posteriores al año 2004 (Las ojivas fueron estimadas en longitud y transformadas a edades usando los parámetros de crecimiento estimados por Aguayo y Ojeda (1987).

4.2 Interacciones ecosistémicas

El sistema de Chile central está dominado por especies pelágicas, con el mayor componente de la biomasa representado por especies pelágicas de tamaño mediano. Si se consideran sólo los peces demersales, en términos de biomasa la merluza común es claramente el principal componente (Neira y Arancibia, 2004).

El sistema está organizado en 4 niveles tróficos (NT; 1: fitoplancton y detritus; 4: altamente migratorios y cetáceos), en donde la pesquería se localiza en un $NL=2.97$ con desembarques dominados por pequeños pelágicos y merluza común. Este sistema puede ser caracterizado como inmaduro con cadenas tróficas cortas y de baja eficiencia (Neira y Arancibia 2004).

La merluza común depreda sobre anchoveta, sardina común, invertebrados bentónicos y peces demersales, incluyendo la propia merluza. De este modo, la predación es un importante componente de la mortalidad total, que remueve la mayor parte de la producción de los recursos más importantes pero también la pesquería tiene un gran impacto sobre el jurel, la sardina común, anchoveta y la merluza común (Neira y Arancibia 2004; Neira *et al.*, 2004).

La jibia (*Dosidicus gigas*) exhibe incrementos de abundancia de baja frecuencia en el Pacífico Oriental (Litz *et al.* 2011) que se traducen en expansiones de su rango de distribución, las que pueden ser causadas por las condiciones del océano e interacciones predador-presa pero también



pueden deberse a exploraciones oportunistas con fines de alimentación y eventual colonización (Rodhouse 2008; Litz *et al.* 2011).

Este calamar *ommatrephido* es endémico de la región Este del Océano Pacífico y su rango geográfico está comprendido entre los 40° N (California, Estados Unidos) y los 47° S (Sur de Chile) (Nigmatullin *et al.*, 2001).

A partir del año 2000, la jibia expandió su distribución hacia aguas localizadas tanto hacia el norte como el sur de sus límites geográficos (Keyl *et al.*, 2008). En particular, desde el año 2002 la zona de distribución de la merluza común se ha visto afectada por una alta abundancia de jibia, la que entre los años 2005 y 2006 se convirtió en la principal especie del sistema demersal. A partir del año 2006 sin embargo, la merluza común ha recuperado su lugar como la especie demersal dominante en este ecosistema (Lillo *et al.* 2010).

Usando el modelo Ecopath (Christensen y Pauly, 1992) desarrollado por Neira *et al.* (2004), Arancibia y Neira (2006) estimaron para la jibia un NT= 4,54 y bajo el supuesto de un control trófico tipo top-down concluyeron que el incremento en abundancia de jibia en Chile central entre los años 2000 y 2005, pudo haber tenido un fuerte impacto en la biomasa de merluza común. De modo similar, usando una aproximación geoestadística y asumiendo la información de la dieta y razón consumo/biomasa de jibia reportada por Arancibia *et al.* (2007), Alarcón *et al.* (2008) concluyeron que la predación de merluza común por jibia jugó un importante rol en la reducción de su biomasa.

Field *et al.* (2007) incluyeron también a la jibia en un modelo trófico de balance de masa del ecosistema de la corriente de California, en donde la merluza del norte (*Merluccius productus*) es una especie demersal dominante. En base a su información de la dieta de la jibia y a los resultados de su modelo, estos autores estimaron para la jibia un NT=4,4 y concluyeron que es un predador oportunista, con una alta tasa de renovabilidad y consumo, que incluye entre sus principales presas varios de los recursos que sostienen las pesquerías más grandes de ese ecosistema en términos de desembarque, incluida la merluza.

4.3 Pesquería

4.3.1 Pesquerías de merluza común y sus características

La pesquería demersal centro sur comprende las actividades industriales desarrolladas en el área marítima que abarca desde el paralelo 29°10,58' S. (Punta Zorros; límite norte de la IV Región) y el paralelo 43°44,28' S. (Punta Guala; aguas exteriores hasta el límite sur de la X Región), mediante el uso de redes de arrastre (fondo, media agua y multipropósito) mayoritariamente sobre la plataforma continental. En esta pesquería operan barcos de 20 a 64 m de eslora, con una potencia de motor entre 230 y 2.400 hp. Frecuentemente en esta flota se reconocen dos componentes de acuerdo con la información de potencia del motor principal, los que se pueden clasificar en mayores y menores a 1.000 hp.



La mayoría de las embarcaciones de la flota operan regularmente desde Talcahuano (36°41' S) y San Vicente (36°44' S), puertos base de las naves de mayor tamaño y puntos donde se concentra la mayor fracción de los desembarques industriales. Un número reducido de naves con pequeña potencia de motor (2 a 5 embarcaciones) tienen su puerto base en San Antonio (33°35' S). Las naves de pesca pueden eventualmente cambiar sus puertos base, desplazándose desde las Regiones V y VIII en función de la disponibilidad geográfica del recurso, de este modo también se ha observado la operación de embarcaciones desde Valdivia (39°48' S), Corral (39°52') y Puerto Montt (41°28,18'). En esta pesquería también operan arrastreros hieleros que realizan sus actividades extractivas regulares en la pesquería demersal austral (Al sur del paralelo 43°44,28' S.) y que tienen su puerto base en Puerto Chacabuco (45°28' S).

La pesquería demersal comprende también un importante sector artesanal, cuya flota se compone de botes (embarcaciones de casco de madera o fibra de vidrio, con motor fuera de borda de 25 -105 hp y un rango de eslora de 4,2 – 10,8 m) y lanchas (embarcaciones de casco de madera, con motor interno de 36 - 440 HP y un rango de eslora de 10,9 – 18 m). La mayor parte de los botes se encuentra en caletas de las Regiones IV a la VII, mientras que las embarcaciones de mayor eslora se concentran en la VIII Región.

Los centros de desembarque de mayor importancia histórica de esta flota son: San Antonio (33°35' S) y Valparaíso (33°02' S) en la V Región, Duao (34°53' S) en la VII Región y Tomé (36°37' S), Talcahuano (36°41' S), San Vicente (36° 44' S) y Coronel (37° 00' S) en la VIII Región. En los últimos años, el puerto de Constitución (muelle Maguelines, 35°21' S) en la VII Región y Pichilemu (34° 23' S) en la Región VI, se han convertido en un puntos de desembarque relevantes, incluso superando en desembarque a algunos de los puertos más tradicionales.

Desde una perspectiva histórica, el principal método de pesca artesanal era el espinel y secundariamente la red de enmalle cuyo uso se encontraba restringido a la VIII Región. Posterior a los años 2003-2004 y debido a una reducción en la abundancia del recurso, se produjo la adopción gradual de la red de enmalle y de esta manera, a partir del año 2008 la red de enmalle se convirtió en el principal arte de pesca artesanal.

Simultáneamente a la adopción de la red de enmalle, se produjo una reducción sostenida en el tamaño de malla de la redes, con consecuentes efectos sobre la selectividad y en los rendimientos obtenidos con este arte de pesca.



4.3.2 Historia de la pesquería

La pesquería de merluza común se inició en 1938, localizada en Valparaíso y San Antonio como principales centros de desembarque y con capturas cercanas a las 10 mil toneladas (Yañez, 1985). En la segunda mitad de los años 50s, los desembarques se incrementaron hasta las 90 mil toneladas y se estabilizaron en torno a las 80 mil toneladas. Los años 60s se caracterizaron por grandes fluctuaciones en el desembarque, los que eran destinados en su mayor parte a la elaboración de harina de pescado. En 1968 el desembarque alcanzó un primer máximo histórico de 128 mil toneladas (**Figura 3**). En los años 70, la operación de la flota de arrastre comienza a desplazarse gradualmente hacia el sur, debido a una disminución en el éxito de pesca en la zona de Valparaíso (Pavez 1970). En estos años, los desembarques experimentaron una notable reducción y se estabilizaron en torno a un valor medio de 30 mil toneladas, nivel que se mantuvo hasta la década de los 80s. A fines de los años 70 e inicios de los 80, la flota creció por el ingreso de barcos de mayor potencia y autonomía que establecieron su puerto base en Talcahuano. En 1980, San Antonio dejó de ser un puerto importante para el desembarque industrial y la flota de Talcahuano se convirtió en la principal flota de arrastre de esta pesquería (Aguayo *et al.* 1981, Aguayo y Young, 1982). A partir del año 1971, disminuyó el uso de merluza común como materia prima para la fabricación de harina de pescado y luego del año 1974, el desembarque prácticamente ya no era destinado a esta línea de elaboración (Aguayo *et al.* 1981). El reducido mercado nacional para consumo humano directo (alrededor de 20 mil toneladas), contribuyó en parte a mantener bajos los desembarques de los años 80s (Aguayo y Young, 1982).

Hacia fines de la década de los 80s, se inician las exportaciones de productos congelados y fresco refrigerados de merluza común, actividad que se vio incentivada por el ingreso de clases anuales fuertes al stock que a mediados de los años 90s impulsaron un rápido incremento en la biomasa, sosteniendo un incremento de los desembarques que se extendió hasta los primeros años de la década del 2000 de manera que la pesquería alcanza un segundo máximo histórico de 121 mil toneladas en el año 2001.

Posteriormente los desembarques cayeron, primero gradualmente en los años 2002 y 2003 y luego rápidamente hacia el año 2005, alcanzando las 74 mil toneladas en el año 2004 y 47 mil 400 toneladas en el año 2005 (**Figura 10**).

La tendencia en los desembarques totales, claramente sigue el desembarque industrial (**Figura 10**). En el caso del sector artesanal, durante la mayor parte de su desarrollo histórico, el desembarque fue mayoritariamente producido por las caletas de la V Región, en particular por la pesca con espinel. Consecuentemente la evolución de las capturas artesanales entre los años 1940 y 2002, sigue el desarrollo de la pesca con este aparejo de pesca.

En el año 2001, el desembarque artesanal alcanzó un máximo histórico de 32 mil toneladas (**Figura 10**) y entre los años 2003 y 2008, se produjo una transición al uso del enmalle a escala nacional de



modo que con posterioridad a este 3ltimo a1o, los desembarques de este sector son mayoritariamente producidos usando este arte de pesca.

Actualmente, los principales demandantes de merluza en el mercado externo, corresponde a pa3ses europeos los que importan el 64,7% de la merluza congelada ofertada a nivel mundial y el 78% de la merluza fresco enfriada (FAO, 2009). Los principales oferentes de merluza a nivel mundial corresponden a pesquer3as establecidas en 3frica (Namibia y Sud3frica) y Sud Am3rica (Argentina y Chile) (Palta *et al.* 2012).

Las especies de merluza mejor cotizadas en el mercado internacional son la merluza europea (*Merluccius Merluccius*), la merluza argentina (*Merluccius hubbsi*) y la merluza austral (*Merluccius australis*). En este contexto, la merluza com3n (*Merluccius gayi*), es una especie sustituta de los productos se1alados (Palta *et al.* 2012).

En el a1o 2010, el 97% del desembarque artesanal fue destinado al consumo nacional en fresco (Palta *et al.*, 2012).

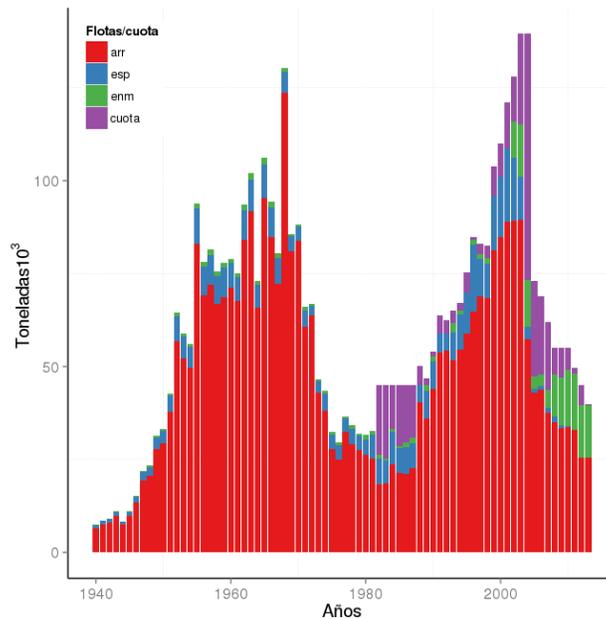


Figura 3. Desembarque de merluza com3n por arte/aparejo de pesca entre los a1os 1940 y 2012 (arr: arrastre; esp: espinel; enm: enmalle). Se incluye tambi3n el valor de la cuota global de captura en los a1os en los que se aplic3 esta medida.



4.3.3 Situación actualizada de la pesquería

4.3.3.1 Aspectos Biológicos

A partir del año 2004, el tamaño del stock se redujo notablemente y en el año 2005, los resultados del crucero de evaluación directa indicaron que el tamaño del stock era de 222 mil toneladas (el valor más bajo de la serie de biomاسas estimadas por medios acústicos). Desde entonces, el stock de merluza común mantiene la tendencia observada en los últimos años: una stock de abundancia reducida y una estructura demográfica compuesta por un rango estrecho de edades, siendo los grupos de edad más importantes el GE II en machos y los GE II y III en hembras (Lillo *et al.* 2012).

Pesquería industrial

De acuerdo con los datos de muestreo de las capturas de arrastre del año 2012, las composiciones de longitud (sin diferenciar por sexo), muestran que la estructura anual no exhibe cambios relevantes desde el año 2005, la que se caracteriza por una gran fracción de individuos con longitudes inferiores a 37 cm LT (longitud empleada como referencia en el proyecto de monitoreo) (**Figura 4**).

En un contexto histórico, la longitud total promedio mensual/anual de las capturas (**Figuras 5 y 6**) disminuyó en el año 2012, mostrando una reducción con relación a los años 2010 y 2011 y aproximándose al valor del año 2005 (la situación más mala desde una perspectiva historia). Otro criterio diagnóstico de esta situación, es el incremento que exhibió en el último año la proporción mensual de individuos bajo la longitud de referencia (**Figura 7**).

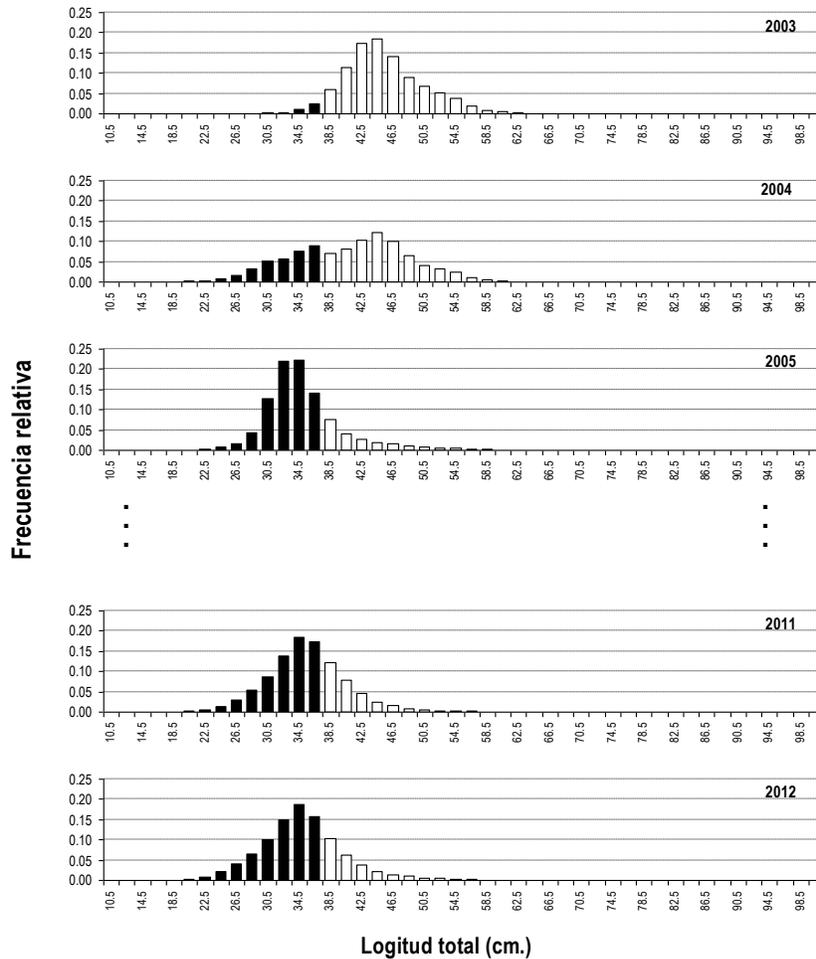


Figura 4. Distribuciones de frecuencia de longitud anuales de ambos sexos combinados en las capturas de arrastre en la zona centro sur de Chile. Serie 2003-2005 / 2011-2012. Las barras negras sealnan las fracciones bajo 37 cm. LT.

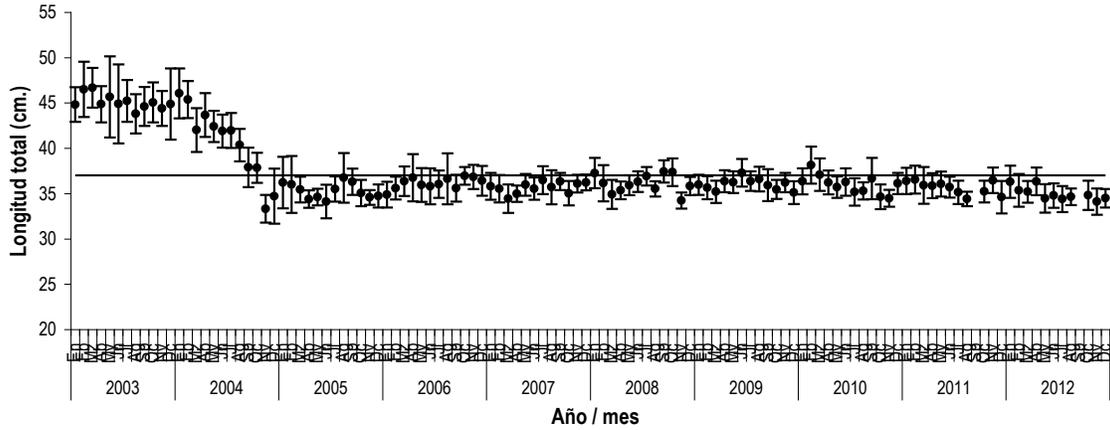


Figura 5. Talla media mensual de merluza común para zona centro sur (Unidad de Pesquería), en las capturas industriales, ambos sexos combinados, serie 2004 - 2012. Línea horizontal indica los 37 cm LT y las barras verticales, el intervalo de confianza de 95%.

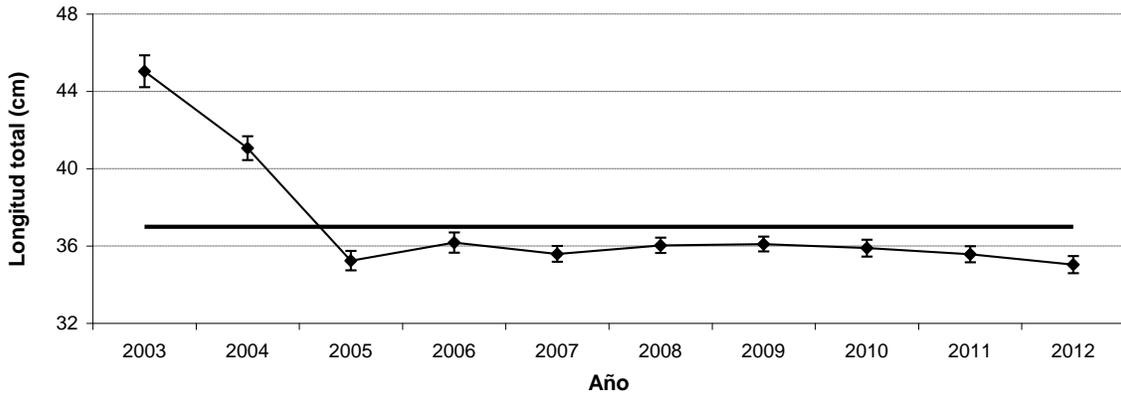


Figura 6. Talla media anual en las capturas industriales de merluza común para la zona centro sur, ambos sexos combinados, serie 2001 - 2012. Línea horizontal indica los 37 cm LT y las barras verticales, el intervalo de confianza de 95%.

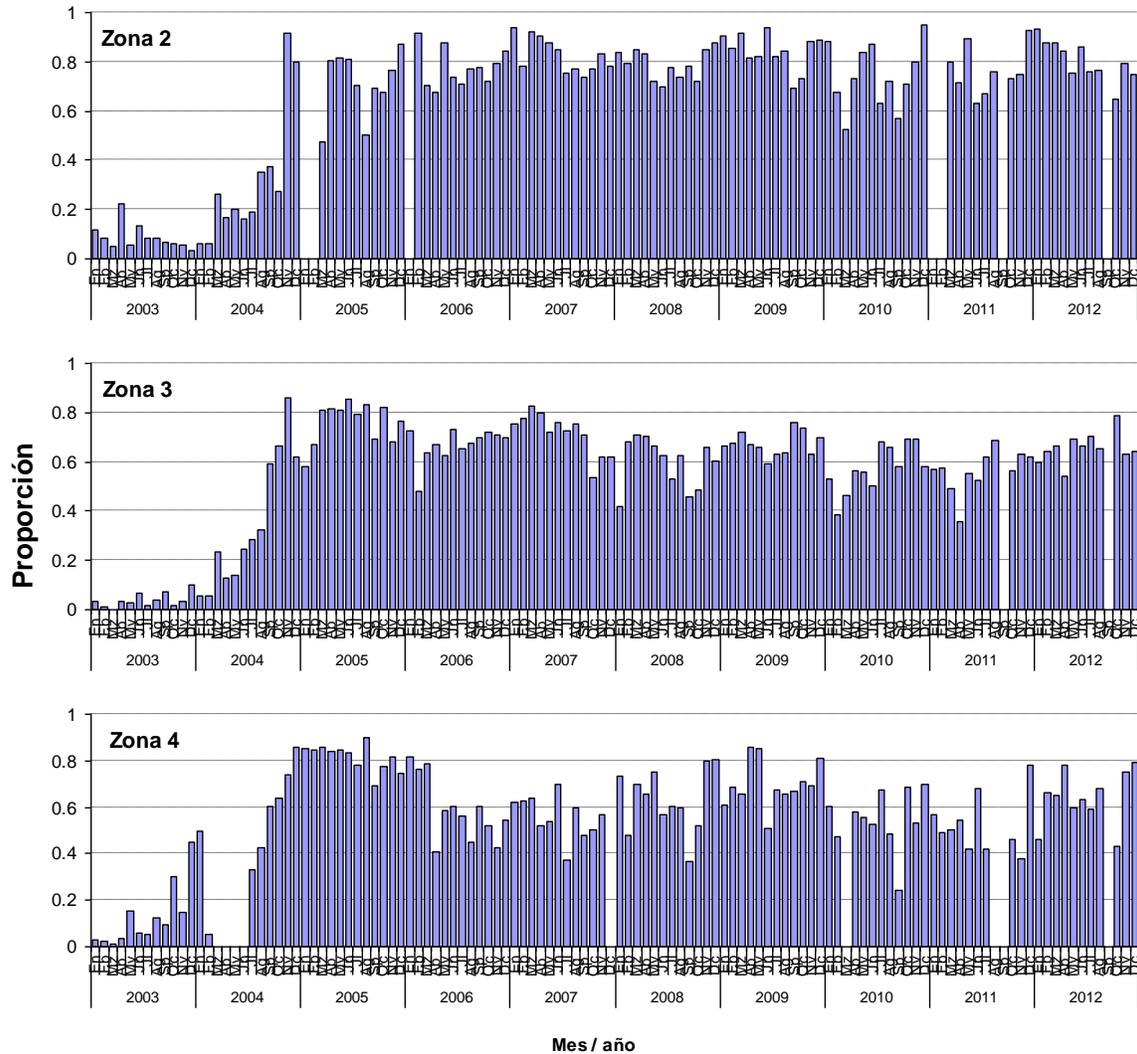


Figura 7. Proporci3n mensual hist3rica de ejemplares de merluza com3n en las capturas industriales bajo la talla de referencia de 37 cm. LT y por zona de pesca. Zona2: 31°25' – 35°30'; Zona 3: 35°30' – 38°39'; Zona 4: 38°39' – 42°00'. Serie 2003 - 2012.

Pesquería artesanal

La condici3n del recurso se observ3 igualmente desfavorable en la pesca artesanal, ya que en la 3ltima temporada no hubo recuperaci3n de la estructura de la zona centro sur (**Figura 8**), disminuy3 levemente la talla media anual (**Figura 9**) y aument3 la proporci3n de individuos peque3os en las capturas (**Figura 10**), indicando que el deterioro de la composici3n de tama3os del stock persiste. No obstante, destaca la situaci3n de San Antonio que desde el a3o 2008, registra la mayor talla media entre todos los puertos monitoreados desde la IV a la VIII Regi3n siendo el 3nico puerto



donde este indicador se mantiene por sobre la talla de referencia utilizada en este estudio (37 cm L.T.).

Las estructuras de la captura artesanal reflejan la composici3n demogr3fica de la poblaci3n establecida por el crucero de evaluaci3n hidroac3stica en el 2012, la cual estuvo compuesta mayoritariamente por individuos peque1os (Lillo *et al.*, 2013). El crucero evidenci3 tambi3n que los ejemplares menores a 37 cm se distribuyen principalmente bajo los 250 metros, lo que justifica las estructuras artesanales, dado que en esta franja batim3trica se realizan casi la totalidad de los lances de la flota artesanal.

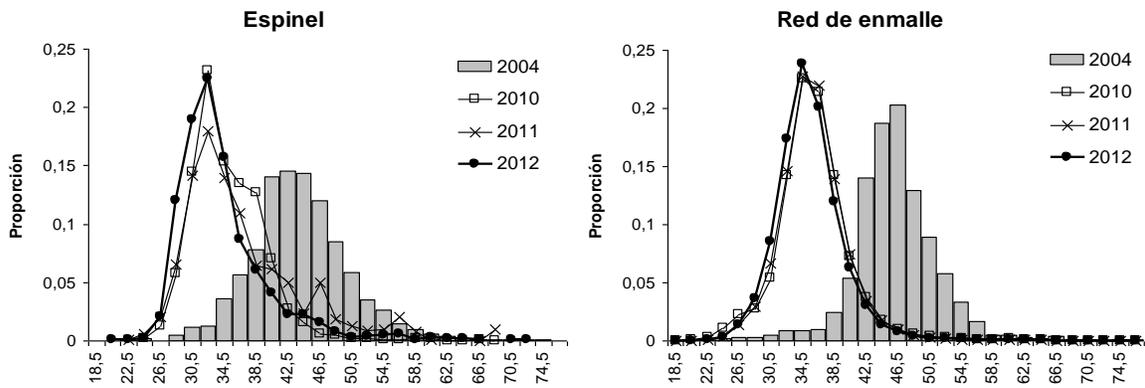


Figura 8. Distribuci3n de frecuencia de tallas de merluza com3n, por sistema de pesca y a1o, correspondiente a la pesquer3a artesanal. Se compara el a1o 2004 (barras) con los 3ltimos tres a1os (l3neas). Fuente IFOP.

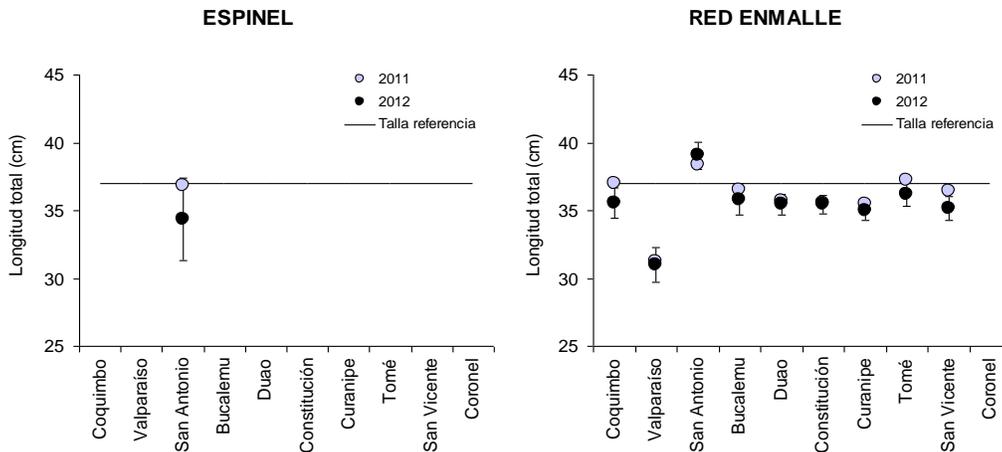


Figura 9. Talla media (cm.) anual de merluza com3n (ambos sexos), por puerto y sistema de pesca, en la pesquer3a artesanal durante el periodo 2011-2012. La l3nea horizontal representa la talla de referencia (37 cm. LT). Fuente IFOP.

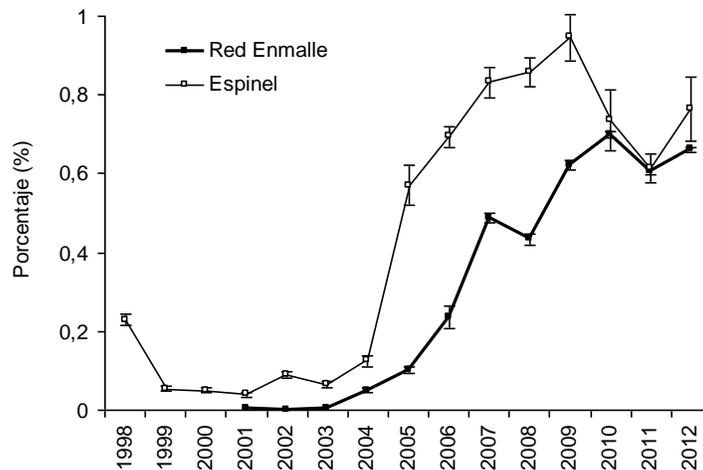


Figura 10. Proporción (%) de ejemplares bajo la talla de referencia (37 cm. LT), por sistema de pesca, para el conjunto de los puertos monitoreados en la pesquería artesanal de merluza común. Ambos sexos. Período 1998-2012. Fuente IFOP.

4.3.3.2 Aspectos Pesqueros

Pesquería Industrial

Los indicadores de la pesquería de arrastre de merluza común permiten señalar una continuidad en los patrones negativos observados desde la temporada 2010, año en que se revirtió la tendencia leve pero positiva, observada desde inicios de la crisis del recurso alcanzada en el año 2005. A partir de dicha temporada y hasta el año 2012, los indicadores pesqueros principalmente el rendimiento de pesca ha mostrado un retroceso constante entre temporadas, llegando a un nivel similar al registrado en el año 2005.

Las actividades pesqueras de la flota de arrastre que operó sobre merluza común en el año 2012, distribuyeron el esfuerzo entre San Antonio y Valdivia (**Figura 11**), en donde se identificaron al menos cuatro caladeros: sur de San Antonio, Constitución a Talcahuano, isla Santa María a isla Mocha y al sur de esta última (IX Región).

Los patrones de operación no han variado sustancialmente, en donde los barcos de menor potencia realizan sus actividades en caladeros acotados y asociados a los puertos bases, mientras que la flota de mayor potencia, presenta una mayor cobertura espacial, centrando sus actividades en aquellas zonas y periodos de mayor disponibilidad de recurso (**Figura 11**). Así a medida que se aproximó el periodo reproductivo principal, la operación se concentró mayoritariamente en los caladeros asociados al área entre Constitución y Talcahuano.

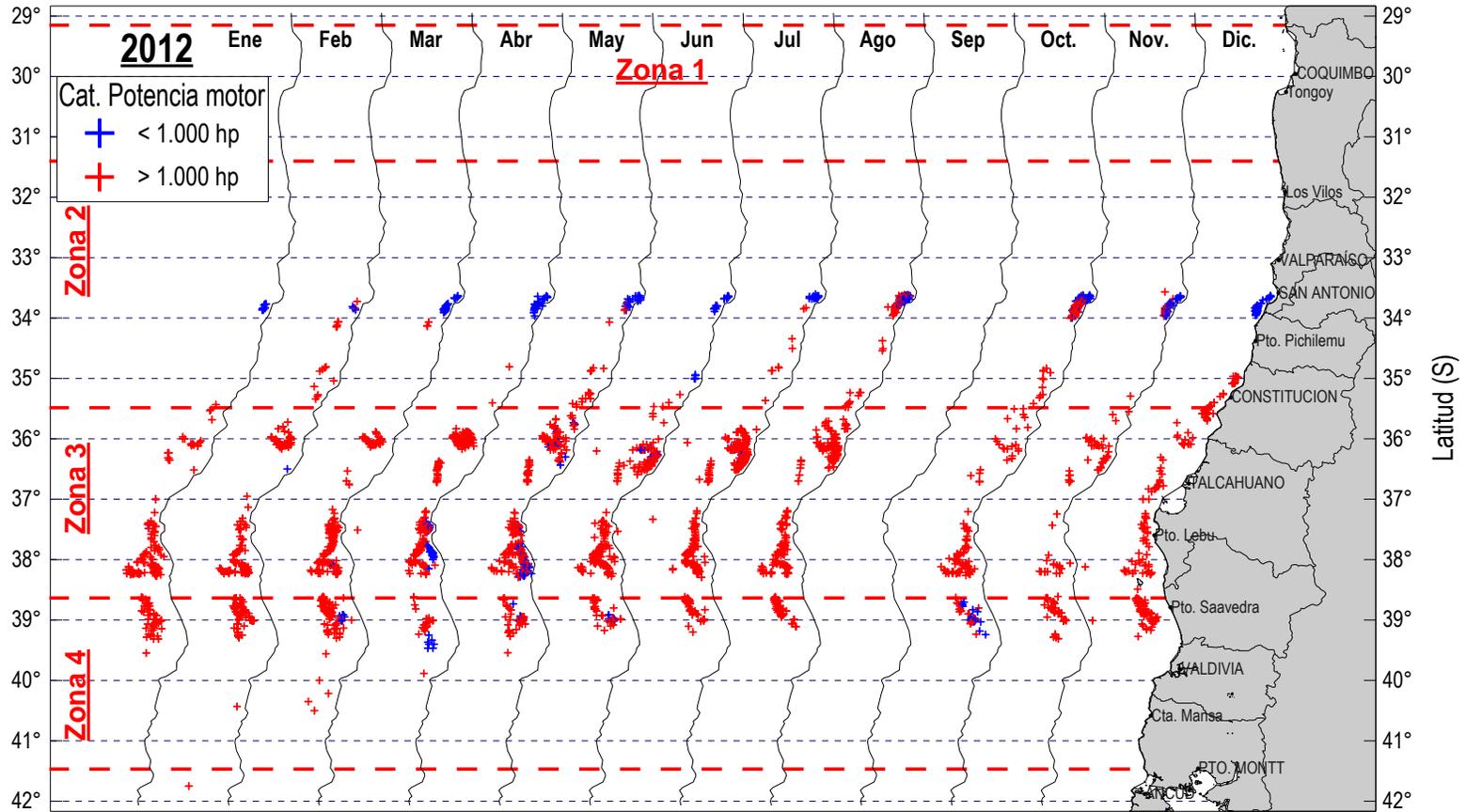


Figura 11. Distribución geográfica mensual de los lances de pesca con merluza común, por categoría de flota industrial. Temporada 2012.



Seg3n el registro preliminar de control de la captura (Sernapesca), durante el a3o 2012 un total de 40 naves declararon desembarques de merluza com3n, de las cuales 19 se orientaron a la captura de crust3ceos y 21 a peces demersales. En el marco del proyecto de seguimiento, se monitorearon las capturas de arrastre de fondo de un total de 17 naves.

Los indicadores operacionales de estas naves, reflejaron un comportamiento característico (**Figura 12**), con una mayor concentraci3n de los lances durante el periodo abril octubre, viajes y lances m3s cortos en la flota de barcos menores y mayores profundidades de operaci3n en la flota de barcos grandes.

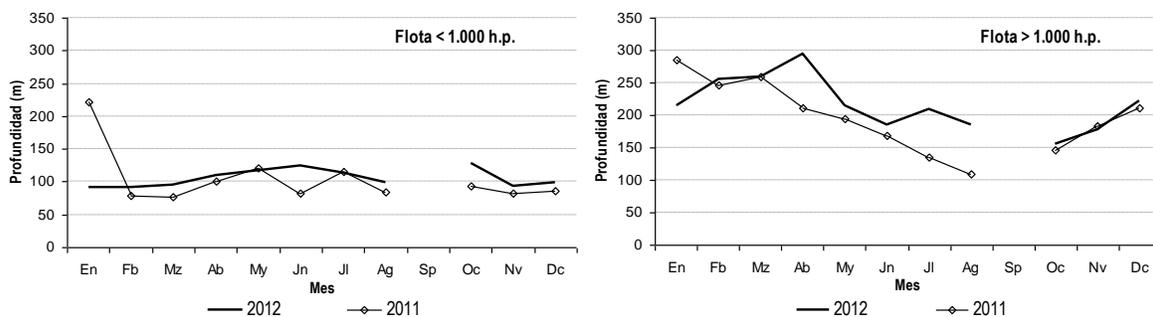


Figura 12. Profundidad promedio mensual (m) de los lances de pesca por categor3a de potencia de motor en la pesquer3a industrial de merluza com3n, temporadas 2011 y 2012.

El esfuerzo de pesca monitoreado durante el a3o 2012, mostr3 un incremento de 5% en relaci3n a la temporada anterior debido a un aumento en la flota de menor potencia, sin embargo este cambio no signific3 una variaci3n positiva en el rendimiento de pesca, el que baj3 en ambas flotas en aproximadamente un 13% con relaci3n al a3o 2011.

En t3rminos temporales (**Figura 13**), la flota de menor potencia registr3 una relaci3n positiva entre esfuerzo y rendimiento, lo que se puede explicar por una operaci3n m3s costera y asociada a agregaciones reproductivas en los periodos con mejores resultados operacionales. Con todo, las tendencias mensuales y por zona del rendimiento de pesca del a3o 2012 reflejaron una reducci3n con relaci3n a lo observado en la temporada anterior (**Figura 14**; en particular entre abril y agosto y en la Zona 2: 31°25' – 35°30' S). De este modo y en un contexto hist3rico reciente, a partir del a3o 2010 el rendimiento de pesca ha mostrado una tendencia negativa, la que se ha mantenido hasta el a3o 2012 (**Figuras 15 y 16**).

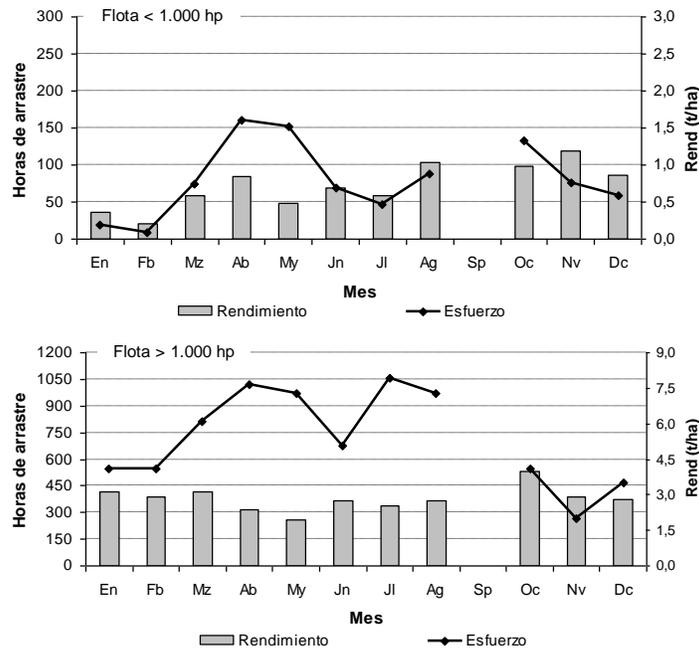


Figura 13. Distribución mensual del esfuerzo y el rendimiento de pesca obtenido por la flota de arrastre sobre merluza común (por categoría de embarcación), durante la temporada 2012. Fuente: Bitácoras IFOP + Sernapesca.

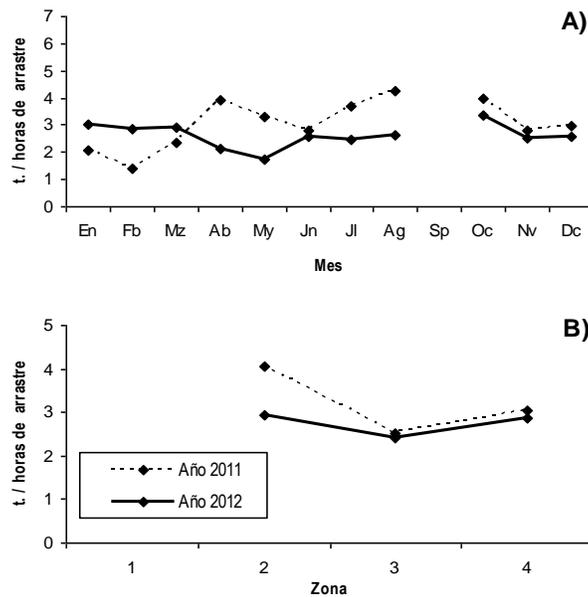


Figura 14. Rendimiento de pesca (t/h.a.) mensual (A) y por zona (B) de merluza común, temporadas 2011 y 2012. Total flota industrial de arrastre orientada a peces. Zona1: 29°10' – 31°25'; Zona2: 31°25' – 35°30'; Zona 3: 35°30' – 38°39'; Zona 4: 38°39' – 42°00'. Serie 2003 – 2012.

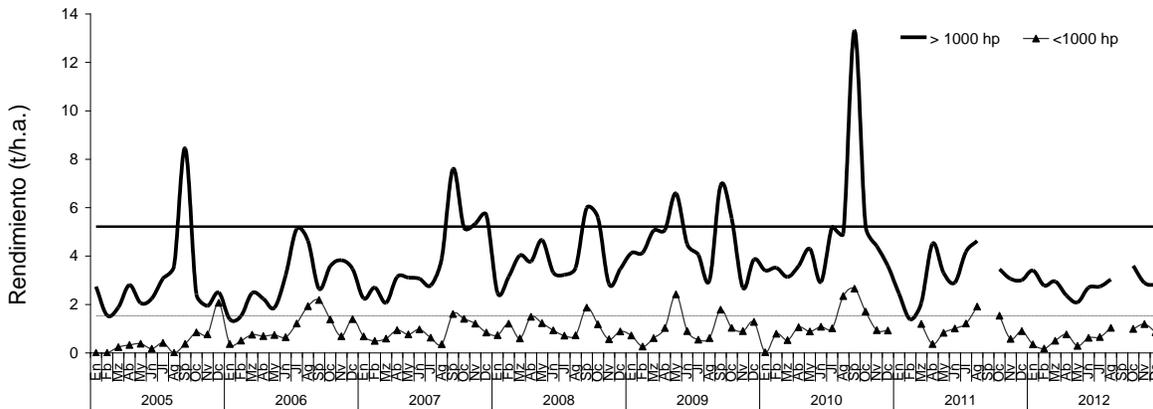


Figura 15. Rendimiento de pesca mensual (t/h.a.) de merluza com3n entre enero del 2005 y diciembre del 2012, por categor3as de embarcaci3n industrial. L3neas horizontales son los valores promedio monitoreados en el per3odo 2001 – 2004, para cada categor3a de barco. La serie s3lo considera las bit3coras de pesca de aquellos viajes cubiertos con observador cient3fico embarcado.

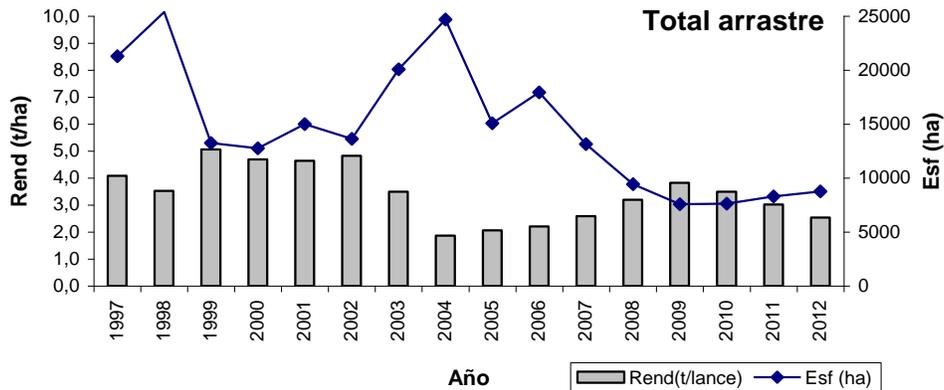


Figura 16. Rendimiento (t/h.a.) y esfuerzo de pesca (h.a.) anual ejercido por la flota industrial de arrastre sobre merluza com3n, serie 1997 - 2012. La serie considera las bit3coras de pesca IFOP y Sernapesca.

Pesquer3a artesanal

Durante la temporada 2012, las zonas principales que exhib3an buenos indicadores pesqueros comenzaron a reducir su desempe1o o mostrar inestabilidad. Esta nueva situaci3n queda bien ilustrada por la baja en los rendimientos de pesca que afect3 a las Regiones VI, VII y en menor medida a la VIII Regi3n, lo que tuvo impactos importantes en el desembarque a escala nacional (**Figura 17**). Este 3ltimo exhibi3 una recuperaci3n entre los a1os 2008 y 2010, debido precisamente



los resultados positivos obtenidos en estas regiones, sin embargo los rendimientos se estabilizaron el año 2011 y luego disminuyeron en la temporada 2012 (**Figuras 18 y 19**).

Estos cambios no sorprenden, porque los buenos resultados pesqueros no estuvieron acompañados de una recuperación de la condición biológica del recurso, por el contrario estas zonas exhibieron el mismo deterioro de la estructura de edades de las capturas observada en el resto de la zona centro sur y por lo tanto fueron originados por una mayor disponibilidad local del recurso y por factores operacionales (Gálvez *et al.*, 2012). El área norte tampoco evidenció mejoras, lo que se refleja en los cambios poco significativos en el rendimiento de espinel (gramos por anzuelo) en Valparaíso y San Antonio, el que se mantiene prácticamente estacionario desde el año 2006 (**Figura 19**).

Esta situación es consistente con los resultados del último crucero de evaluación hidroacústica, ya que según los mapas de distribución de la biomasa, hubo desplazamientos de los “núcleos más densos” respecto del 2011, particularmente frente a las costas de la VII Región y VIII Región, lo que justifica los cambios en los rendimientos de la pesquería.

Es sabido que las embarcaciones artesanales tienen limitada autonomía y radio de operación, de modo que los cambios de disponibilidad local pueden determinar importantes alteraciones en los resultados, como los observados el año 2012.

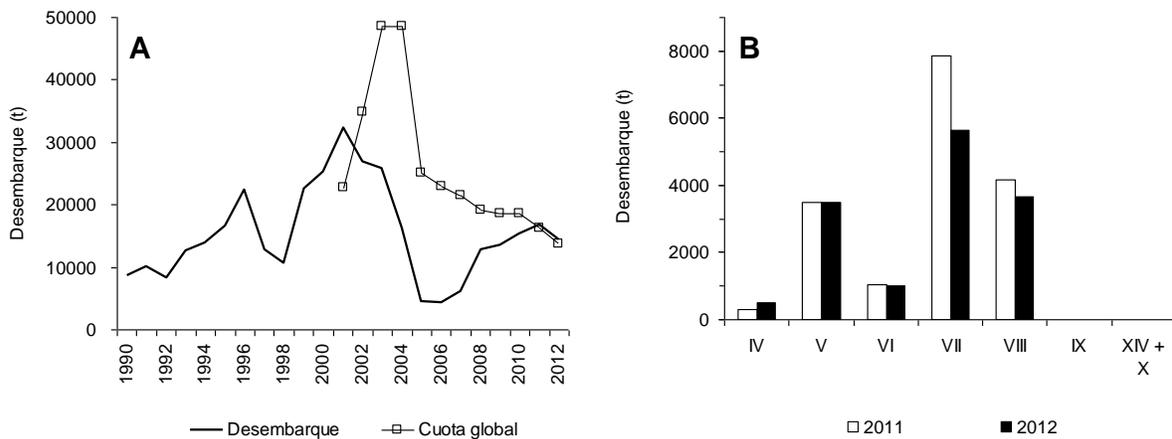


Figura 17. Desembarque (t) artesanal de merluza común: (A) anual 1990-2012, (B) regiones 2011 y 2012. Elaborado a partir información SERNAPesca.

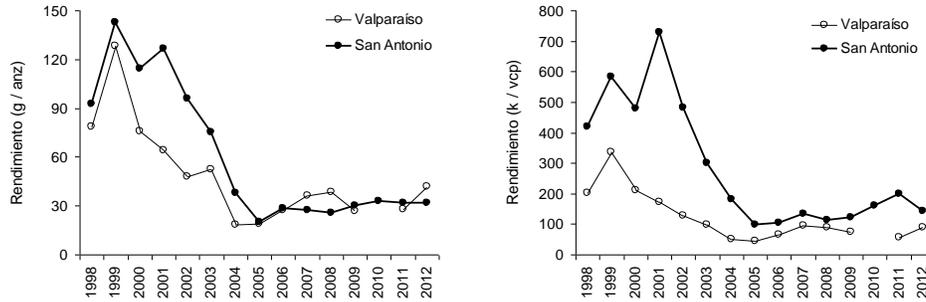


Figura 18. Rendimientos de pesca (g/anz y k/vcp) con aparejo espinel por puerto monitoreado, en la pesquería artesanal de merluza común entre los años 1998 y 2012. Fuente IFOP.

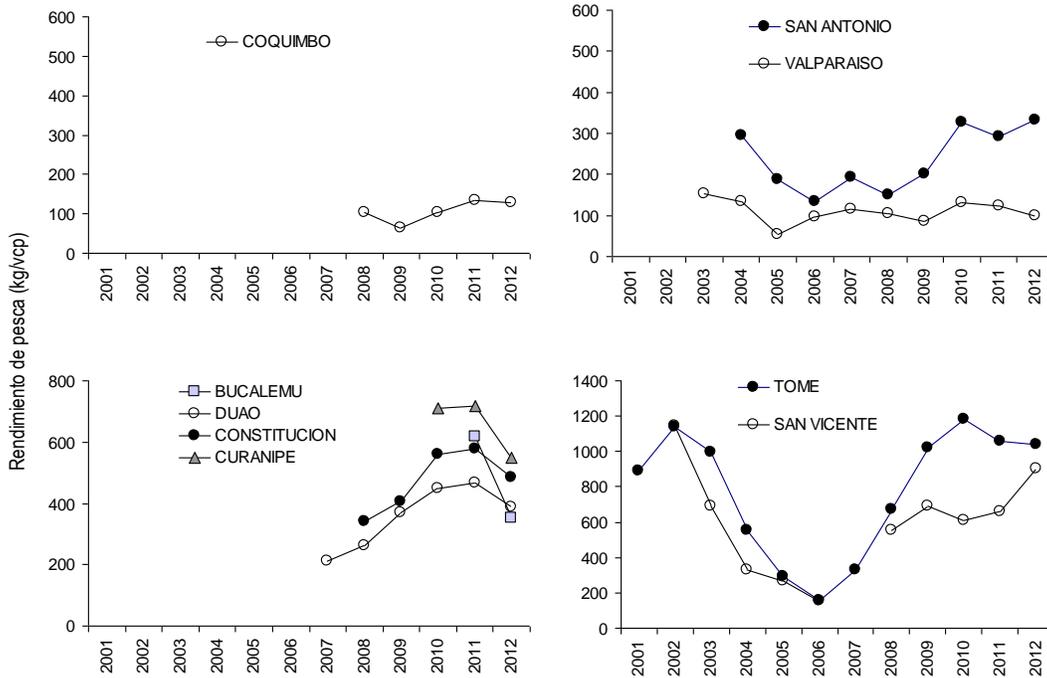


Figura 19. Rendimientos de pesca (kg/vcp) con arte red de enmalle, por puerto monitoreado, en la pesquería artesanal de merluza común, durante el período 2001 - 2012. Fuente IFOP.

Uno de los principales cambios de la pesquería en la última década, ha sido la masificación en el uso de la red de enmalle a partir del año 2003, pero el hecho esencial es que el tamaño de malla ha tendido a disminuir sistemáticamente a través de los años favoreciendo la retención de una alta proporción de individuos cada vez más pequeños con un impacto progresivo en las estructuras de tamaño y longitud media de las capturas (**Figuras 9 y 20**).



La selección de determinados tamaños de malla ha sido una reacción por parte de los pescadores ante la condición juvenilizada de la población de merluza común, evidenciado en la clara tendencia lineal entre la longitud media de la captura y el tamaño de malla empleado (Queirolo *et al.*, 2011).

Las mayores capturas se han asociado a los tamaños de malla más bajos (Queirolo *et al.* 2013), siendo otra probable explicación a la constante modificación de las redes a través de los años. En el año 2012 sin embargo, no se observó este patrón general de modo que los cambios de disponibilidad local en la las regiones VII y VIII norte, tuvieron un papel más preponderante, lo que se reflejó en la notoria profundización de los lances de pesca en la última temporada.

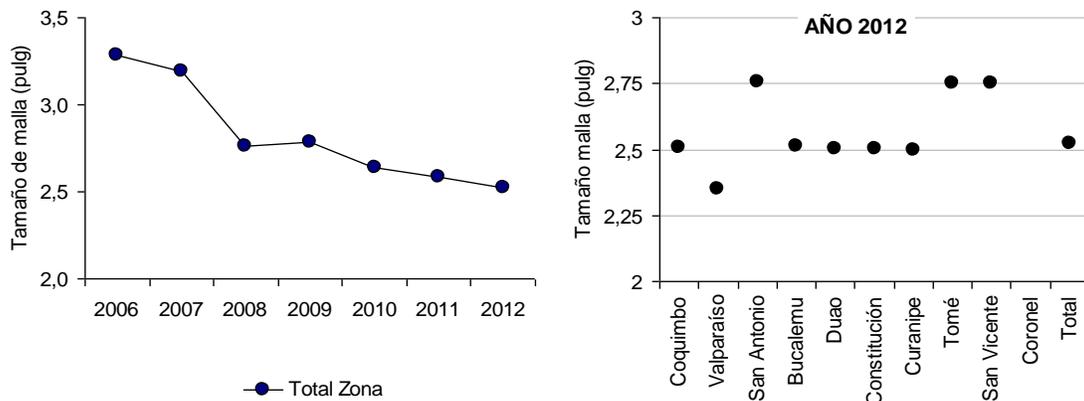


Figura 20. Tamaño de malla de las redes de enmalle, utilizadas en la pesquería artesanal de merluza común, durante las temporadas 2006 a 2012. Fuente IFOP.

En el lapso de siete años (2004-2012), la longitud media de las redes utilizadas por las flotas más importantes ha experimentado un escaso crecimiento, indicando que no hay un esfuerzo desmedido asociado a este factor, lo que suele ser una preocupación constante en una pesquería basada en redes de enmalle.

El número promedio anual de embarcaciones del período 2008-2012 ha sido muy superior al promedio mensual, indicando que la flota intensifica las actividades extractivas durante los períodos de mejores rendimientos y disminuye o discontinúa su operación en determinadas épocas del año.

Esto demuestra que existe un gran esfuerzo potencial en término de número de embarcaciones, sin embargo el esfuerzo efectivo es muy inferior, porque no obstante el incremento de embarcaciones en ciertas caletas, el número de viajes se mantiene estabilizado.

Los tiempos de viaje de las embarcaciones sólo registran pequeñas variaciones desde el año 2002 y el tiempo de reposo por lance ha registrado reducciones a través del tiempo. Este último cambio



obedece principalmente a dos razones, por una parte evitar pérdidas de captura y daño a los artes ocasionados por lobos marinos y por otra, mejorar la calidad y precio del producto sobre la base de merluza más fresca, proveniente de lances de menor duración.

Desde el punto de vista pesquero, ambos factores (duración de los viajes y reposo), indican que tampoco hay un crecimiento del esfuerzo por esta la vía, sino que por el contrario, en muchas zonas se encuentra en valores mínimos.

4.4 Manejo y su desempeño

En 1961 se reguló la utilización del recurso (D.S.760-61 (MINAGRI), prohibiendo la instalación de nuevas plantas de harina de pescado que procesaran merluza común como materia prima entre los paralelos 30° S y 39° S y finalmente, el D.S.316-85 (MINECON) establece los recursos autorizados para la elaboración de harina, excluyendo a la merluza común.

En 1982 se fijó una cuota de captura de 45 mil toneladas en la zona situada entre los paralelos 19°00' y 43°00' S. La cuota comenzó a regir a partir del año 1983 (D.S. 237-82 MINECON).

Ese mismo año, el tamaño de malla en el copo de las redes de arrastre de fondo y de arrastre pelágico utilizadas en actividades extractivas de merluza común y realizadas en la zona situada entre los paralelos 19°00' y 43°00' S. fue fijada 100 milímetros (D.S. 238-82 MINECON).

En 1990 se fija un nuevo nivel de cuota, esta vez en 54 mil toneladas para el área definida entre los paralelos 19°00' y 43°00' S. (D.S. 441-90 MINECON). En adelante, las cuotas serían fijadas anualmente.

En 1993, se declara la pesquería en estado y régimen de plena explotación (D.S.354-93 MINECON) y para efectos de su administración, se define la Unidad de Pesquería de merluza común entre el límite norte de la IV Región y el paralelo 41°28.6' S en la X Región y hacia el oeste hasta las 60 mn.

En los años 1995-96, los artes y aparejos empleados en la pesca artesanal son restringidos a red de enmalle o espinel y en el caso industrial, al uso de red de arrastre de fondo o espinel (Res. 1557-95, 119-96, 120-06 SUBPESCA).

El 1 de febrero del año 2001 entra en vigencia la Ley 19.713, medida que establece límites máximos de captura por armador (LMCA) y que consistía en distribuir anualmente la cuota global anual de captura asignada al sector industrial para la unidad de pesquería, entre los armadores que tuviesen naves con autorización de pesca vigente para desarrollar actividades extractivas en ella. El artículo 12 de esta ley, definió que el descarte era ilegal con una sanción equivalente al 30% del LMCA para un año calendario. El inciso 1 del artículo 19 de esta ley establecía obligatoriedad de aceptar a bordo observadores científicos designados por la Subsecretaría de Pesca. La Ley 19.713 tenía carácter transitorio con una vigencia de 2 años.



El 18 de diciembre del año 2002 se promulgó la Ley 19.849 que extendió por diez años el régimen de LMCA. Esta ley introdujo además el uso obligatorio de posicionador satelital para naves pesqueras industriales y artesanales con eslora superior a 15 m y crea el régimen artesanal de extracción (RAE), el que faculta a la autoridad pesquera a distribuir la cuota de captura artesanal en una determinada Región ya sea por área, tamaño de las embarcaciones, caleta, organizaciones o individualmente.

En el año 2005 la Res. Ex. 2808-05 (SUBPESCA) reitera que las redes de arrastre deben tener un tamaño mínimo de malla de 100 milímetros pero requiere además la utilización de un dispositivo de escape de juveniles en la forma de un panel rectangular de malla cuadrada de 90 m.m., ubicado en el panel superior del copo.

En el año 2006 se dispuso una veda biológica en esta pesquería, la que rigió entre agosto y septiembre de ese año (D.Ex. 959-06 SUBPESCA). Entre los años 2007 y 2012, esta veda se ha renovado, rigiendo durante los mismos meses de cada año.

En el año 2012 se promulgó la Ley 20.625, que define el descarte de las especies hidrobiológicas y establece medidas de control y sanciones para quienes incurran en esta práctica en faenas de pesca. En el marco de este cuerpo legal, la autoridad pesquera aprobó un programa de investigación destinado a recopilar antecedentes técnicos que permitan elaborar un plan de reducción del descarte. Este programa comprende la cuantificación del descarte, la determinación de sus causas, la forma en que se realiza y los medios para registrar esta información. El programa involucra el embarco de observadores científicos acreditados.

El mismo año y considerando que a partir del año 2004 el recurso presenta una biomasa desovante bajo los límites de seguridad biológica encontrándose en estado de sobreexplotación, la Subsecretaría de Pesca presentó los lineamientos y la base técnica de un *Plan de Recuperación de la Pesquería de Merluza Común*.

El plan creó la *Comisión de Manejo*, integrada por los representantes de las principales organizaciones de usuarios de la pesquería, como una instancia asesora de la autoridad pesquera en el proceso de toma de decisiones y reconoce al *Comité Científico* como la instancia de asesoría técnica al Plan de Recuperación.

Este último tiene por tarea: determinar el estatus y las tendencias de la población, evaluar los efectos de las medidas de conservación, establecer los procedimientos metodológicos que se deben utilizar, informar los resultados de los estudios, formular propuestas de acciones de investigación y monitoreo que se estimen necesarias y proponer el Plan de Investigación sobre el recurso y su pesquería.



El objetivo general del plan:

Identificar, diseñar e implementar medidas de administración que propendan a la restauración de la pesquería de merluza común, en el menor plazo y con los menores costos sociales y económicos posibles.

Objetivos específicos:

- i) Recuperar la abundancia y estructura del stock (fracción adulta) por sobre el nivel precautorio equivalente al $BD_{0,4BD_0}$ con los menores impactos sociales y económicos de las medidas de recuperación del recurso que se adopten. En una primera fase se deberá recuperar por sobre el nivel límite equivalente al $BD_{0,2BD_0}$.
- ii) Identificar y mitigar los riesgos generados por las acciones de manejo sobre los grupos más impactados por las medidas.
- iii) Rediseñar los mecanismos de monitoreo, control y fiscalización que permitan su viabilidad en el largo plazo.
- iv) Establecer un régimen de ordenamiento que contemple mecanismos de gestión que asegure la conservación del recurso, la viabilidad social y económica de las actividades pesqueras, con cumplimiento de los principios de equidad y gobernabilidad (LMCA y RAE).
- v) Identificar el programa de investigación que sea funcional a estos propósitos.

El año 2013 entró en vigencia la nueva Ley General de Pesca y Acuicultura. Desde la perspectiva de la pesca, las modificaciones a la ley cubrieron cinco aspectos fundamentales, la sustentabilidad, regulaciones de la pesca artesanal e industrial, la investigación y la fiscalización.

La nueva ley explicita que su objetivo es: *lograr la conservación y el uso sustentable de los recursos hidrobiológicos mediante la aplicación del enfoque precautorio y de un enfoque ecosistémico en la regulación pesquera.*

Al momento de aplicar e interpretar la ley, se debe tener en consideración el listado de principios del Artículo 1 letra C. Este Artículo entre otras consideraciones incluye:

- La adopción de objetivos de largo plazo para la conservación y administración de las pesquerías.
- Identifica la necesidad de definir una política pesquera nacional.
- Requiere la aplicación de y define el *principio precautorio*.
- Requiere de la aplicación de un enfoque ecosistémico en la conservación y administración.
- Procurar evitar o eliminar la sobreexplotación.



La ley crea 8 Comités Científicos Técnicos pesqueros, como organismos asesores y de consulta de la Subsecretaría de Pesca, los que deben determinar:

- El estado de situación de las pesquerías.
- Determinar los puntos biológicos de referencia.
- Determinar el rango dentro del cual se deben fijar las cuotas de pesca.

Los Comités Científicos son incorporados de manera vinculante en el proceso de toma de decisiones en materias de sustentabilidad.

De acuerdo con la ley y en cada área de pesca, el Ministerio de Economía mediante decreto supremo fundado con informe técnico de la Subsecretaría y comunicación previa al Comité Científico Técnico, podrá entre otras facultades fijar cuotas anuales de pesca por especie o cuotas globales de captura, independientemente del régimen de acceso a que se encuentre sometida la pesquería. En la determinación de la cuota global de captura, se debe mantener o llevar la pesquería hacia el Rendimiento Máximo Sostenible (RMS).

La ley incorpora la definición de *estado de situación de las pesquerías*: estos estados son fundamentalmente cuatro: 1) Pesquería subexplotada, 2) en plena explotación, 3) sobreexplotada y 4) pesquería agotada o colapsada. Para estos efectos, la ley define el concepto de *Puntos Biológicos de Referencia* (PBR) y especifica todos los estados de situación excepto la pesquería agotada o colapsada, en función a los PBRs asociados al RMS (La mortalidad por pesca que produce el RMS: F_{RMS} y la biomasa desovante asociada al RMS: BD_{RMS}).

Otros aspectos relevantes son:

- El carácter obligatorio de los Planes de Manejo para las pesquerías con acceso cerrado (como es el caso de la merluza común).
- La exigencia de establecer programas de recuperación de pesquerías sobreexplotadas o agotadas (Ya propuesto por la Subsecretaría de Pesca en el caso de la merluza común).
- La incorporación de la Ley 20.625 en el párrafo 1° Bis.
- La obligatoriedad de informar las capturas por bitácoras de pesca.
- Distinción entre desembarque y captura y la determinación de las causas si estos difieren.
- Certificación de los desembarques industriales y naves artesanales mayores a 12 metros.
- Obligación y regulación de pesaje.

Se incorpora una definición para Informe Técnico, que especifica que los datos e información que sustentan el informe serán públicos, así como el informe técnico, el que será publicado en la página de dominio electrónico de la Subsecretaría.



Respecto de las nuevas normas que la ley especifica por sector, se destacan entre otras:

Sector industrial: la creación de licencias transables de pesca (LTP) clase A para las pesquerías que se declaren en plena explotación y en que se establezcan cuotas globales de captura. Estas licencias se asignan por capturas históricas de los 3 años anteriores y son plenamente transferibles y divisibles. Las LTP, tienen una duración de 20 años renovables por igual período.

Sector artesanal: se permite el traspaso de cuota RAE entre artesanales y entre artesanales e industriales, con un límite de 50% en tres años.

Respecto del desempeño reciente del manejo y desde la perspectiva de la actual ley de pesca, en el año 2005 la pesquería de merluza común entró en un estado de sobreexplotación, a lo que se suma una estructura de edades donde las hembras capaces de un mayor esfuerzo reproductivo (edades 5+) se encuentran prácticamente ausentes de la población.

A pesar de haberse regulado los artes de pesca de arrastre, reducido significativamente las cuotas de captura entre los años 2005 y 2012, establecido una veda biológica entre agosto y septiembre desde el año 2006 y propuesto un plan de recuperación en el año 2012, la pesquería no exhibe indicios de recuperación con respecto al año 2005 y consecuentemente, ésta se ha encontrado en estado de sobreexplotación durante los últimos 8 años.



5. DATOS E INFORMACIÓN

La implementación de un modelo de evaluación de stock requiere de tres categorías básicas de información: (1) la captura total; (2) un índice de la abundancia; (3) y características de la historia de vida del recurso.

Si se cuenta con un procedimiento para determinar la edad, la captura se puede descomponer en el número de peces capturados por clase de edad. Esta información permite usar un modelo estructurado por edades y estimar la mortalidad por pesca edad específica.

Las principales datos y fuentes de información disponibles para realizar una evaluación del stock de merluza común, son las siguientes:

- **Flota industrial (Pesquería de arrastre)**
 - Capturas 1940 - 2012.
 - Composiciones de edad 1968 – 2012 (Composición preliminar 2013).
 - Pesos medios a la edad 1968 – 2012 (Información preliminar 2013).
 - Bitácoras de pesca 1983 - 2012.

- **Flota artesanal**
 - Capturas 1960 - 2012.
 - **Pesquería de espinel**
 - Capturas 1979 - 2012.
 - Composiciones de longitud 1998 - 2009.
 - Registros de captura 1998 - 2009.
 - **Pesquería de enmalle**
 - Capturas 1979 - 2012.
 - Registros de captura 2003 - 2012.
 - Composiciones de longitud 2001 - 2012.

- **Crucero de evaluación directa**
 - Estimaciones de biomasa 1995, 1997, 1999 - 2001, 2004 - 2012.
 - Composiciones de edad 1995, 1997, 1999 - 2001, 2004 - 2012.
 - Pesos medios a la edad 1995, 1997, 1999 - 2001, 2004 - 2012.
 - Captura por unidad de área (CPUA; kg/km²) de jibia, estimada con datos de los lances de investigación, 1999 - 2002, 2004 - 2012.

Con relación a su origen, las fuentes de datos disponibles para la evaluación de stock se pueden clasificar en: a) datos dependientes de la pesquería; b) datos independientes de la pesquería.



5.1 Datos dependientes de la pesquería

5.1.1 Capturas

En general los métodos de evaluación de stock requieren conocer las remociones totales de la población, lo que incluye tanto a los peces que son retenidos luego de la operación de pesca como también aquellos que son descartados. Resulta evidente que un reporte inexacto de la captura retenida, contribuirá también a la distorsión de los registros de la captura total y consecuentemente, a la subestimación de la mortalidad por pesca.

En el caso base de la evaluación de stock, se asume que los desembarques oficiales reportados por el SERNAPesca representan la mortalidad por pesca, pero con un margen de error. En el Comité Científico de la pesquería, existe consenso en que estos errores se originan mayoritariamente debido a descartes en el caso de la pesca de arrastre y por subreportes en el caso de la pesca con espinel y enmalle (RR-CC GTE-MC 09/2011, RR-CC GTA-MC 11/2011).

En el marco del párrafo 1° Bis, Artículo 7°A de la LGPA, el IFOP está ejecutando el “Programa de Investigación de Fauna Acompañante e Interacciones. Programa de Investigación del Descarte”. De acuerdo con la ley, este tipo de estudios deberán investigar la cuantificación del descarte, la determinación de sus causas, la forma en que se realiza y los medios para registrar esta información. Además, las nuevas disposiciones incorporadas en la LGPA, incluyeron nuevas facultades y herramientas de fiscalización que deberían repercutir en una reducción de los subreportes.

La eventual adopción de procedimientos rutinarios para estimar los descartes, producirá información importante para las evaluaciones indirectas del stock. Sin embargo, la serie de desembarques de merluza común se inicia en el año 1940 (**Figura 3**), de manera que las estimaciones del descarte en el presente no proveen información respecto de las distorsiones de los datos de captura histórica, los que responden a las condiciones operacionales, legislativas y de mercado imperantes en el pasado. Este tema fue planteado al Comité Científico de la pesquería (RR-CC GTE-MC 09/2011) sin avances significativos en esta materia.

Arancibia *et al.* (2010), propusieron una corrección a los desembarques que se presenta en la **Tabla 3** y en la **Figura 21**, señalando que estas correcciones por descarte/subreporte se basaron en el trabajo de Arancibia y Neira (2003). En este último trabajo sin embargo, el porcentaje de descarte industrial entre los años 1990 y 2002 es menor (15%) al reportado en Arancibia *et al.* (2010). La misma situación ocurre con el año 2003, para el cual Arancibia y Neira (2003) estiman que el descarte industrial era del orden de un 2% a 3% (**Tabla 3**).



Tabla 3.

Porcentajes descartados/subreportados en la pesquería artesanal e industrial de merluza común entre los años 1997 y 2008, según Arancibia *et al.* (2010).

	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
industrial	25%	27%	27%	27%	30%	30%	9%	9%	9%	7%	7%	7%
artesanal	25%	25%	25%	25%	25%	25%	25%	25%	25%	25%	25%	25%

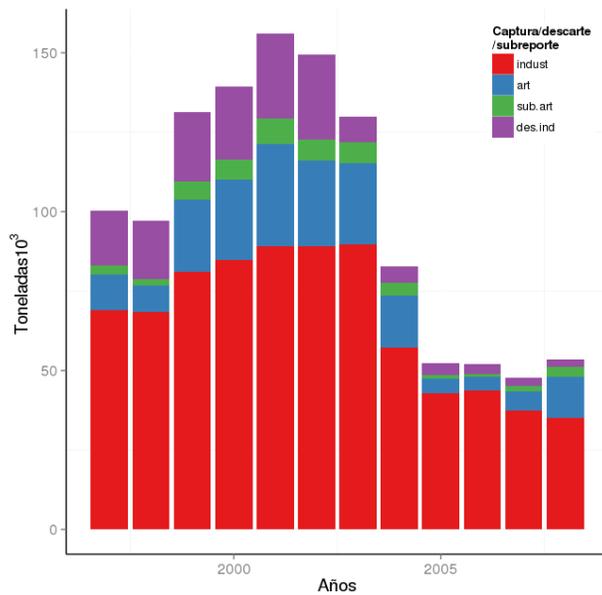


Figura 21. Capturas artesanal (art), industrial (indust), subreporte artesanal (sub.art) y descarte industrial (des.ind) entre los años 1997 y 2008 (Fuente: Arancibia *et al.* 2010).

Los registros de desembarque de merluza común se inician en el año 1940, son distinguidos por sector (artesanal e industrial) a partir de 1960 y son reportados por Región Administrativa desde el año 1979.

Históricamente, la pesca artesanal de merluza común se desarrolló con el uso del espinel principalmente en las caletas de la V Región. La pesca con enmalle se realizaba casi exclusivamente en la VIII Región con desembarques comparativamente menores. Una consecuencia de esto, es que entre los años 1940 y 2002 las capturas artesanales siguen el desarrollo de la pesca en la V Región (**Figura 3**).

La historia de las capturas por método de pesca (arrastre, espinel y enmalle), fue reconstruida de acuerdo con los registros oficiales de desembarque (Sernapesca) y complementada con información del RAE, en combinación con la información aportada por el proyecto de seguimiento de la pesquería.



Considerando lo anterior, para aproximar las capturas obtenidas con cada método de pesca entre los años 1940 y 2012, se aplicaron los siguientes criterios:

Se asumió que a escala de toda la pesquería las capturas de arrastre entre los años 1940 y 1959 representaban el 90% del desembarque total. Este supuesto se basó en la proporción del desembarque artesanal respecto del total entre los años 1960 y 1967, la que anualmente alcanzaba un 10%. Esta proporción se asumió constante para toda la primera etapa de desarrollo de la pesquería (**Figura 3**).

La captura con enmalle entre los años 1940 y 1978, se asumió como el 17% del desembarque artesanal total. Este porcentaje se basó en la proporción media del desembarque artesanal de la VIII Región entre los años 1979 y 1997. La captura con enmalle entre 1979 y el año 2000, se asumió igual al desembarque producido en la VIII Región.

La captura con espinel se asumió como la diferencia entre el desembarque artesanal total y la pesca con enmalle (**Figura 3**).

Las capturas de arrastre, espinel y enmalle reconstruidas entre los años 1940 y 1967, sólo han sido usadas para lograr una mejor aproximación de la mortalidad por pesca de cada pesquería en el año 1968. Este valor ha sido empleado luego para estimar la condición inicial de un modelo que incluyó los patrones de explotación de las tres pesquerías (Tascheri *et al.* 2013). En un modelo como este, los criterios usados para reconstruir los desembarques sólo afectan la captura artesanal de los primeros 12 años.

5.1.2 Composición de edades, longitudes y pesos medios a la edad/longitud

Las composiciones de edades de las capturas utilizadas en la evaluación de stock, provienen de la base de datos que mantiene la sección de edad y crecimiento del IFOP (<http://www.ifop.cl/eyc/index.html>). Esta base de datos consiste de matrices de la captura en número por clase de longitud, grupo de edad, sexo, zona latitudinal y semestre. Estas matrices son elaboradas a partir de los muestreos periódicos de frecuencia de longitudes de las capturas de arrastre, expandiendo las frecuencias de longitud a las capturas/desembarques para cada combinación de sexo-semestre-zona y transformándolas a edades, mediante claves talla-edad elaboradas por sexo y semestre, las que son construidas a partir de la lectura de otolitos (Ojeda, *et al.* 1997, Aguayo y Ojeda 1987, Gálvez *et al.* 2011b).

La asignación de los GE comprende a todos los peces nacidos en un mismo año (clase anual); corresponde a un número entero de años y se basa en el número de anillos observado en el otolito, el tipo de borde y la época del año en que se obtuvo la muestra. Se emplea el primero de enero como fecha arbitraria de nacimiento (Ojeda *et al.* 1997).



Esta información es integrada, para producir la composición de edades anual de la captura de arrastre. Las matrices de captura por clase de edad están disponibles para los años 1968 a 2012.

Para obtener la composición de edades preliminar del año 2013, se utilizaron las composiciones de tamaño por zona y sexo disponibles al momento de la preparación de este informe, una relación longitud-peso también parcial del año 2013 y las claves edad-talla por sexo, correspondientes al primer semestre del año 2012. Esto es necesario, debido al tiempo que toma leer las muestras de otolitos tomadas durante el transcurso de este año.

La composición de edades de la captura industrial estimada por IFOP no está sujeta a los efectos del descarte, porque las muestras biológicas para este estudio son tomadas a bordo antes de que la captura sea manipulada por la tripulación de los barcos.

Una representación gráfica de la composición de edades de la captura industrial se presenta en la **Figura 22**.

La recopilación de datos biológicos y de longitud de merluza común desde las capturas de arrastre, espinel y enmalle, es realizada por el proyecto de seguimiento de la pesquería a través del despliegue de observadores científicos. En el caso de la pesca con arrastre, estos muestreos son realizados por observadores embarcados.

Los centros de actividad pesquera cubiertos para efectos del seguimiento de la pesquería de merluza común son Coquimbo (IV Región), Valparaíso y San Antonio en la Región de Valparaíso (V); Bucalemu (VI); Duao, Constitución y Curanipe (VII) y Talcahuano, San Vicente, Tomé, Coronel (VIII).

Los procedimientos de recopilación de datos y el diseño de muestreo para la recopilación de los datos biológicos y de longitud son descritos en detalle por Gálvez *et al.* (2011b).

Las composiciones de tamaño de las capturas con espinel y enmalle se grafican en la **Figura 23**.

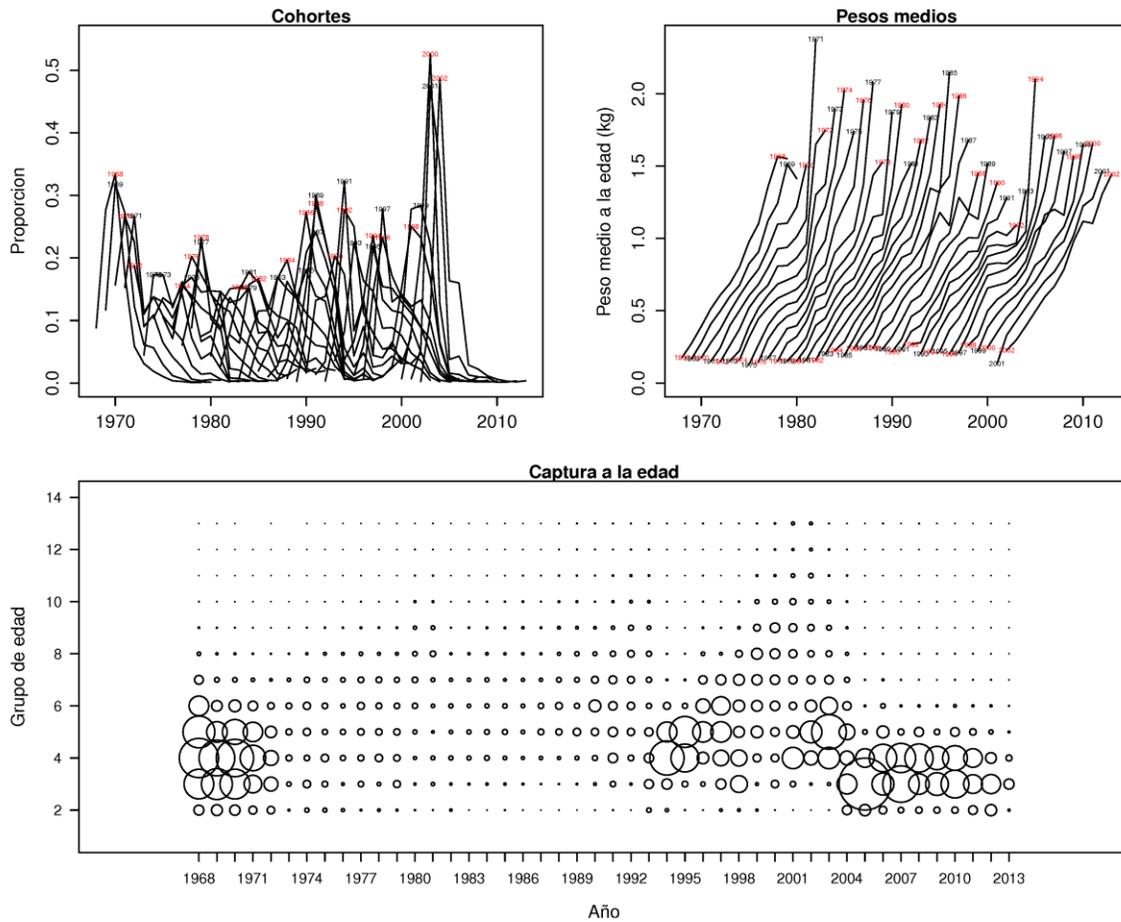


Figura 22. Representaci3n de las cohortes observadas en las capturas de arrastre en t3rminos de proporciones (panel sup. izquierdo) y en t3rminos de pesos medios (panel sup. derecho) y composici3n de edades de la captura de arrastre a trav3s de los a1os (panel inferior).

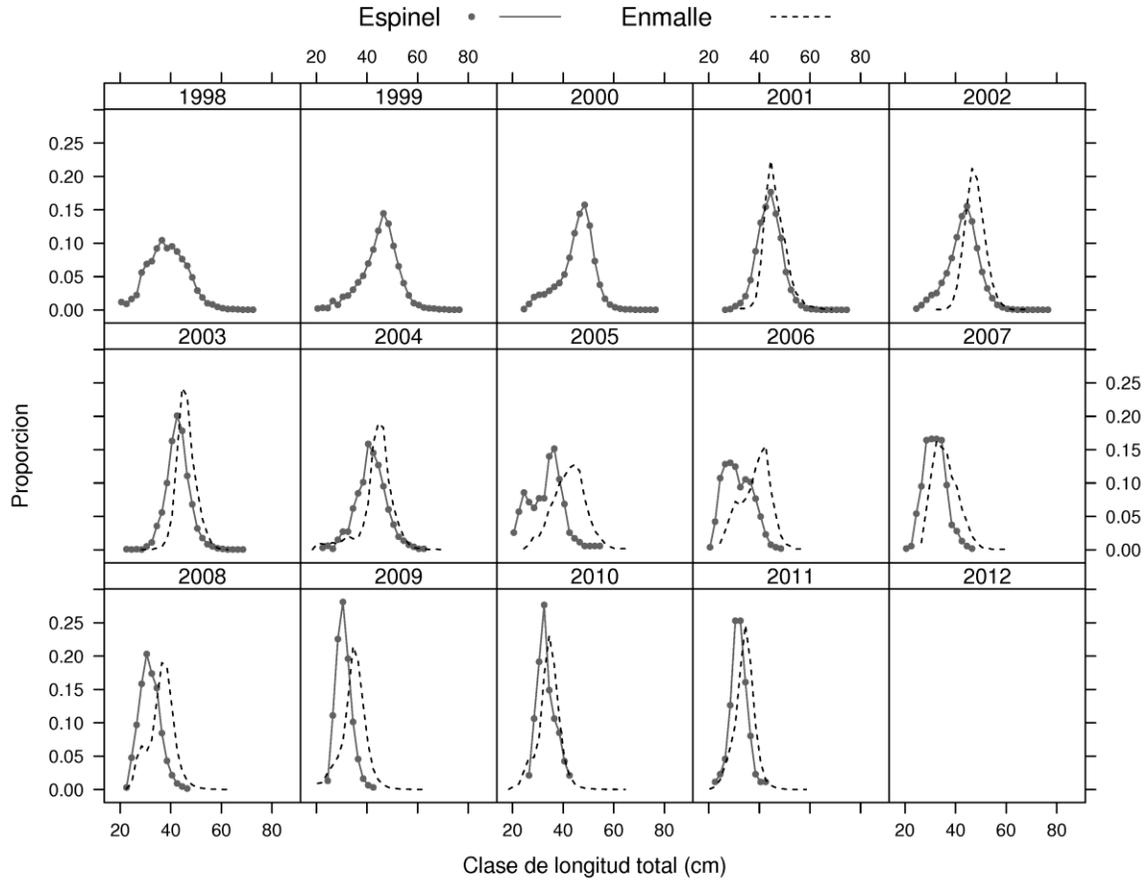


Figura 23. Composici3n de tama1os de merluza com3n en las pesquer3as de espinel (1998-2009) y enmalle (2001-2011).

5.1.3 Bit3coras de la pesca de arrastre y registros de captura de la pesca con espinel.

Los datos de bit3coras de la pesca con redes de arrastre desarrollada en la zona centro sur y los registros de captura de la pesca artesanal con espinel, son utilizados para desarrollar 3ndices de abundancia relativa mediante la aplicaci3n de m3todos de *estandarizaci3n del esfuerzo* (Maunder y Punt 2004; **Anexo 1; Figura 24**).

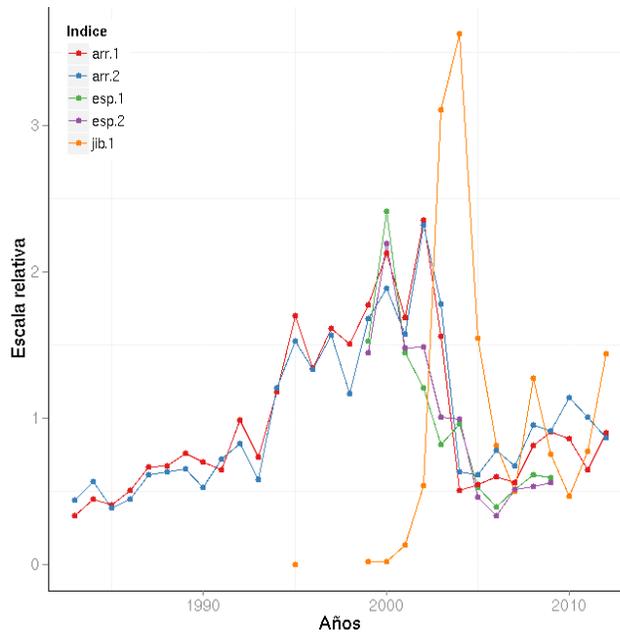


Figura 24. Índices de abundancia relativa disponibles para la evaluación indirecta del stock de merluza común (arr.1 y arr.2: índices basados en datos de la pesca con arrastre; esp.1 y esp.2: índices basados en datos de la pesca con espinel; jib.1: índice basado en la captura por unidad de área de jibia medida en el crucero de evaluación directa de merluza común, Lillo *et al.* 2012).

Los datos fueron obtenidos desde la base de datos que mantiene el proyecto de seguimiento de la pesquería. Las bitácoras de pesca son recopiladas a bordo de los barcos por observadores científicos del IFOP o desde el Sernapesca. La base de datos de bitácoras contiene para cada lance de pesca: la localización geográfica en latitud y longitud, las fechas y horas de fin de calado e inicio de virado de la red y los detalles de la captura (total retenido por especie capturada), entre otras variables. Los registros de bitácoras de la pesca con arrastre cubren los años 1983 a 2012.

Los registros de captura de la pesca con espinel cubren los años 1998 a 2009 y un total de 4 caletas (El Membrillo y Portales, localizadas en Valparaíso y Pacheco Altamirano y Puertecito, localizadas en San Antonio).

Todos los datos del puerto de Valparaíso y los registros de San Antonio correspondientes a los años 2004 al 2009, fueron obtenidos mediante encuestas directas a los pescadores realizadas por observadores del programa de seguimiento. Los datos de San Antonio que corresponden a los años entre 1998 y 2003 fueron obtenidos desde los registros de la Gobernación Marítima local. Estos datos son entregados por los pescadores al momento de informar la recalada de la embarcación.



5.2 Datos independientes de la pesquería

5.2.1 Estimaciones de biomasa

Para el stock de merluza común se encuentran disponibles estimaciones de la biomasa y abundancia del recurso presente entre las latitudes 29°10' S. y 42°00' S. y entre la primera milla de la costa hasta el veril de 500 m (**Figura 1**). Las estimaciones se realizan mediante la ejecución de un crucero de prospección acústico que sigue un diseño de tipo sistemático homogéneo. En este crucero se hace uso de un sistema de eointegración Simrad EK60 conectado a un transductor ES38B de haz dividido y para la obtención de muestras biológicas se utiliza una red de arrastre de fondo Engel (Lillo *et al.* 2012).

En las estimaciones de abundancia se sigue el procedimiento descrito por Rivoirard *et al.* (2000) en cuyo contexto la densidad media es estimada aplicando dos procedimientos, un estimador de razón (Cochran, 1977) y un procedimiento geoestadístico (Petitgas y Prampart 1993).

Los cruceros de prospección acústica se han realizado en los años 1993, 1995, 1997, 1999 al 2002 y 2004 al 2012. Versiones recientes de estos proyectos de evaluación directa han incluido una prospección en otoño, pero todas las versiones incluyen un crucero a fines de invierno e inicios de primavera, frecuentemente entre julio y septiembre de cada año coincidiendo aproximadamente con la migración batimétrica que tiene lugar durante la temporada principal de reproducción del recurso (Avilés *et al.* 1979).

De acuerdo con el método acústico, el stock experimentó un crecimiento continuo a partir del año 1995, estimándose que en el año 2002 el tamaño del stock de merluza común era de 1,6 millones de toneladas (**Figura 25**). Entre los años 2004 y 2005, el stock se redujo rápidamente y en este último año se estima el valor más bajo de la serie (224 mil toneladas; Lillo *et al.* 2012).

Entre los años 2006 y 2008, el stock experimentó un crecimiento moderado: 19% en el año 2006, 5% en el 2007, 13% en el 2008, pero este crecimiento parece haberse detenido en los años 2010 y 2011. Esto sin embargo no es claro, porque el crucero del año 2010 sólo abarcó 3 de las 4 zonas definidas en el diseño de muestreo (Lillo *et al.* 2011). En el año 2012 usando el método acústico se estimó una biomasa de 273 mil toneladas, lo que representa una reducción de 6% respecto del tamaño del stock estimado en el año 2011 (**Figura 25**).

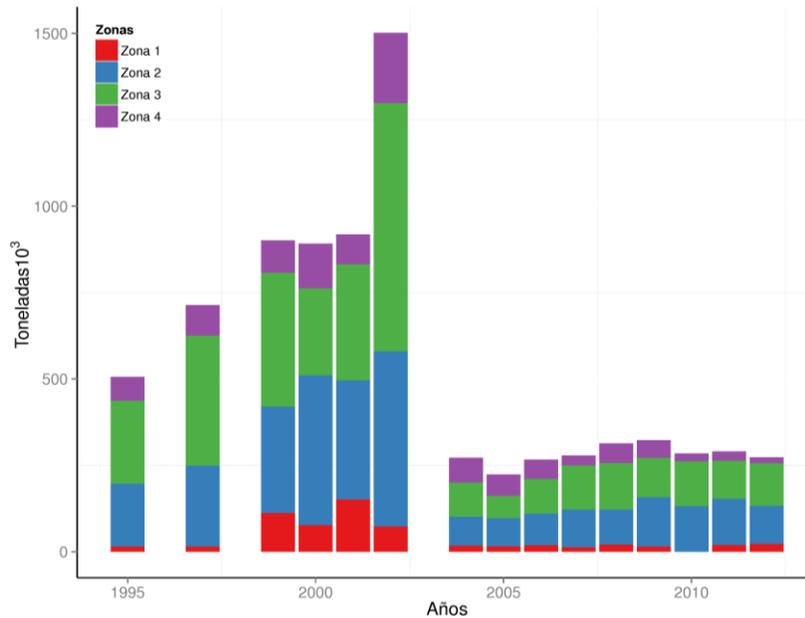


Figura 25. Serie de biomasa del stock de merluza común estimada mediante el método acústico entre los años 1995 y 2012. Fuente: Lillo *et al.* (2012).

Niklitschek (2011) revisó las evaluaciones directas de merluza común de los años 1993 al 2010, concluyendo que la serie de biomasa estimada con el método acústico cuenta con la estandarización, consistencia y cobertura adecuadas para ser incorporadas en la evaluación indirecta del stock.

Niklitschek (2011) sin embargo recomienda obviar la información del año 2002, debido a que sus resultados son inconsistentes con los estimados en años anteriores (**Figura 25**).

Esta recomendación se acoge en el presente estudio y los resultados del crucero del año 2002 no son incluidos en esta evaluación. Los resultados del crucero de 1993 tampoco son incluidos en la evaluación indirecta del stock, porque tanto el diseño de muestreo como el arte de pesca empleados difieren de los utilizados en las prospecciones de los siguientes años (Lillo *et al.* 1994).

5.2.2 Composición de edades y pesos medios.

Las composiciones de edades de los cruceros de evaluación directa fueron obtenidas desde la base de datos que mantiene la sección de edad y crecimiento del IFOP (<http://www.ifop.cl/eyc/index.html>). Esta base de datos consiste de matrices de la captura en número por clase de longitud y grupo de edad para cada sexo y zona latitudinal. Estas matrices son elaboradas con los muestreos de frecuencia de longitudes realizados en los lances de identificación (Lillo *et al.* 2012), expandiendo las



frecuencias de longitud a la captura integrada para cada combinación de sexo-zona y transformándolas a edades mediante claves talla-edad elaboradas por sexo a partir de la lectura de otolitos (Ojeda, *et al.* 1997).

Esta información es luego integrada e interpretada como la abundancia por clase de edades estimada por el método acústico. Estas matrices están disponibles para los años 1995, 1997, 1999 a 2001, 2004 a 2012.

La abundancia por edades estimada para estos años con información del crucero de evaluación directa de merluza común se representa en la **Figura 26**.

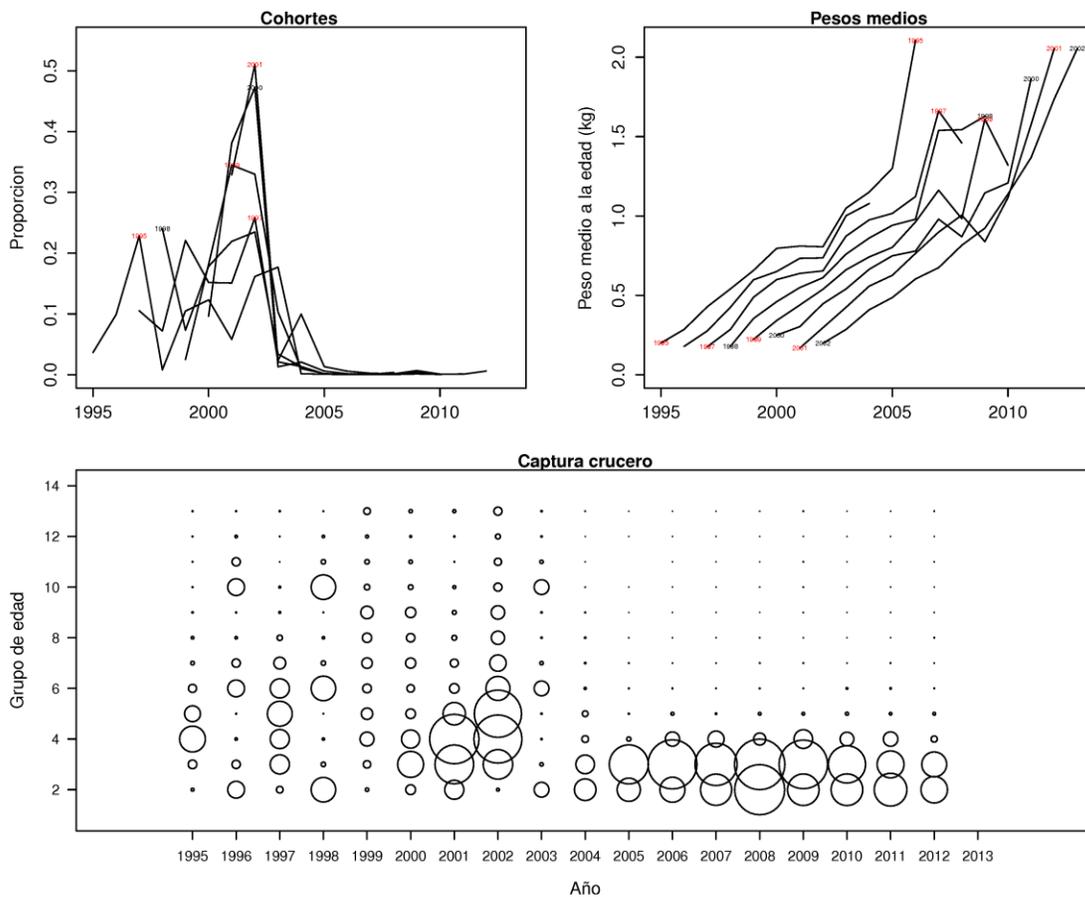


Figura 26. Representación de las cohortes observadas en las capturas de investigación del crucero de evaluación directa de merluza común (panel sup. izquierdo) y en términos de pesos medios (panel sup. derecho) y abundancia por edades estimadas por año en la evaluación directa del stock de merluza común (panel inferior).



5.2.3 Captura por unidad de área de jibia

La presencia y acción de depredación de la jibia (*Dosidicus gigas*) en áreas que sostienen pesquerías de merluzas, pueden causar cambios en el comportamiento normal de los recursos alterando su disponibilidad a la pesca (Holmes *et al.* 2008) y modificar su abundancia (Arancibia y Neira, 2006, Alarcón *et al.* 2008).

En el modelo de evaluación de merluza común, se incluye el efecto de depredación debido a la jibia a través de un componente variable de la mortalidad natural que se asume proporcional a un índice de abundancia local de jibia.

Como índice de abundancia relativa local de jibia se utiliza la captura por unidad de área (CPUA; t/km²) medida en el crucero de evaluación directa de la abundancia de merluza común (**Figura 24**).

La CPUA de jibia del año 2003 fue interpolada con una regresión lineal entre el índice de CPUA derivado del crucero y la CPUE de jibia, estimada por INPESCA¹ a partir de los datos de la flota de arrastre.

De acuerdo con este índice, la abundancia relativa de jibia en la Unidad de Pesquería de merluza común se incrementó notablemente a partir del año 2002 y alcanzó un máximo en los años 2003 y 2004. Entre el año 2004 y 2007 el índice se redujo de manera importante, pero sin regresar al nivel de jibia presente en el año 2001 (**Figuras 24 y 27**).

¹<http://www.inpesca.cl/>

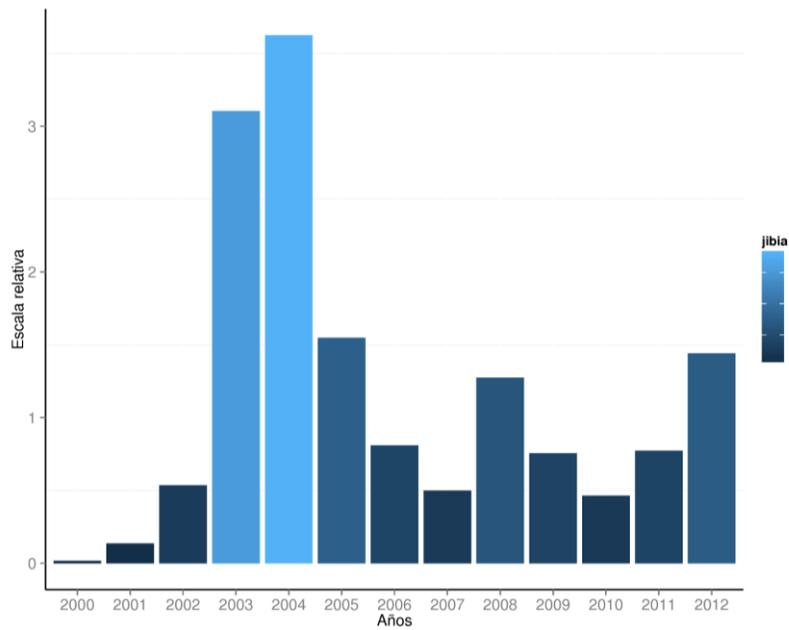


Figura 27. Índice de abundancia relativa de jibia basado en la captura por unidad de área medida en los lances de investigación del crucero de evaluación directa de la abundancia de merluza común. Fuente: Lillo *et al.* (2012).



6. MODELO DE EVALUACIÓN

6.1 Descripción general del modelo

El modelo de análisis usado en las evaluaciones indirectas más recientes del stock de merluza común, corresponde a la categoría de modelos de análisis integrado (Quinn, 2003). Este tipo de modelos, comparte varias de sus características con los modelos estadísticos de captura a la edad (Fournier y Archibald 1982, Deriso et al. 1985), pero se distinguen de estos últimos por su mayor flexibilidad en el uso de los datos de edad y/o longitud y porque en principio, persiguen usar los datos con el menor nivel de pre-proceso que sea posible (SISAM, 2012).

Las ecuaciones progresan hacia delante en el tiempo a partir de una condición de inicialización y los principales parámetros poblacionales estimados, son aquellos relacionados al reclutamiento, mortalidad por pesca, selectividad y capturabilidad. La incertidumbre de todas las fuentes de datos, es considerada usando modelos estadísticos. Se debe especificar una función objetivo relacionando las observaciones con el modelo, con la cual se obtienen las estimaciones de los parámetros.

6.2 Supuestos fundamentales y decisiones estructurales

6.2.1 Supuestos

El recurso explotado entre los paralelos 29°10'35" S. y 42°00'0" S., constituye una unidad de stock (Payá *et al.*, 1997), cuyos cambios en abundancia no son dominados por la inmigración y/o la emigración y en donde los individuos exhiben patrones similares de crecimiento y dispersión.

Las mortalidades por pesca se asumen separables en factores específicos de la edad (selectividad) y de los años. Este supuesto, contribuye a reducir el número de parámetros que se debe estimar.

La mortalidad natural se puede descomponer en dos partes: una constante a través de los años y edades y otra variable, a través de los años y que es proporcional a la abundancia relativa de jibia en la Unidad de Pesquería de merluza común.

La captura por unidad de área de jibia, medida en los lances de identificación de los cruceros de evaluación directa de merluza común, provee una señal de su abundancia relativa entre los paralelos 29°10'35" S. y 42°00'0" S.

El desembarque en el año 2013 será de igual magnitud a la registrada en el año 2012.

La información de las estructuras de tamaños de las capturas y cruceros, provee fundamento para no incorporar aspectos espaciales explícitos.



La biomasa de huevos de merluza común que son desovados en el proceso reproductivo principal, es proporcional al peso de la población que se encuentra sexualmente madura el 1 de agosto de cada año.

En el escenario base de análisis, se asume además que las diferencias en los patrones de explotación de las pesquerías de espinel, enmalle y arrastre, no son significativas y por lo tanto, no requieren ser modeladas de manera explícita.

6.2.2 Estructura del modelo.

Dinámica del stock La biomasa se incrementa por reclutamiento y crecimiento y la abundancia de las cohortes se reduce exponencialmente a causa de la pesca y la mortalidad natural. El modelo incluye las clases de edad 2 a 13+. El signo “+” refiere a la acumulación de los peces de edad igual o mayor a 13 (grupo plus).

Mortalidad natural La mortalidad natural está integrada por dos componentes: uno constante a través de los años y edades ($M=0,33$) y otro variable en el tiempo que depende directamente de la abundancia relativa de jibia. A su vez, la abundancia relativa local de jibia se asume proporcional a la captura por unidad de área medida en los cruceros de evaluación directa de merluza común.

Condición inicial Los números iniciales a la edad, son estimados condicionales a una estructura de edades que es producida mediante un decaimiento exponencial del reclutamiento del primer año y que sólo incluye la mortalidad natural. Opcionalmente, el vector de abundancia inicial puede ser sometido a error de proceso (equilibrio estocástico) y/o incluir mortalidad por pesca.

Crecimiento Se emplean datos empíricos de pesos medios a la edad para la captura y la biomasa estimada por medios acústicos. En consecuencia el crecimiento no es modelado de manera explícita.

Madurez sexual El proceso de madurez sexual se modela usando una función logística de la edad. La curva de madurez por clase de edad, se ingresa al modelo como un dato. El modelo de evaluación permite la alternativa de explorar variaciones temporales de la curva de madurez a la edad, implementando dos bloques de años en correspondencia con 2 curvas diferentes de madurez.

Potencial reproductivo se asume equivalente a la biomasa desovante, la que es modelada como la suma del peso de los individuos sexualmente maduros al momento del desove. El desove se asume ocurre a inicios de agosto.

Reclutamiento El reclutamiento de peces de edad 2, es estimado como desvíos logarítmicos normales en torno a un valor medio. Estos desvíos, son además restringidos en torno a una relación stock recluta Ricker, cuyos parámetros son estimados en el modelo. Opcionalmente, esta relación se puede establecer en términos del parámetro de steepness (Myers *et al.* 1999).



El reclutamiento en el primer año es estimado separadamente, como un parámetro libre y ligeramente acotado. Opcionalmente, el reclutamiento medio puede ser asignado como el reclutamiento del primer año.

Desembarques En el escenario base, se modeló la serie de capturas/desembarques totales asumiendo un solo patrón de explotación. Los desembarques son modelados usando la ecuación de captura de Baranov (1918) y son ajustados en unidades de peso.

Mortalidad por pesca Se estima una mortalidad por pesca anual y la mortalidad por pesca edad específica, es calculada como el producto entre la mortalidad por pesca anual y la selectividad a la edad.

Selectividades Las curvas de selectividad de la pesquería fueron estimadas siguiendo una aproximación paramétrica, lo que implica usar modelos empíricos para describir esta relación. Esto permite mayor parsimonia, al evitar la estimación de un parámetro para cada año y edad. El modelo permite el uso, tanto de selectividades logísticas como selectividades en forma de domo.

El modelo fue codificado con la flexibilidad de estimar 2 bloques temporales de selectividad o permitir que la selectividad varíe en el tiempo. En esta última situación, los parámetros de selectividad varían a través de una caminata aleatoria.

Para la selectividad por edades del crucero de evaluación, se usó una función logística y se incluyó la opción de desactivar el efecto selectivo, en cuyo caso todas las edades son detectadas con probabilidad 1. Esta opción se emplea en el caso que la capturabilidad del crucero sea estimada. Por el contrario, si la capturabilidad se asume igual a 1 el efecto selectivo es activado.

Índices de abundancia El modelo se ajustó a dos índices de abundancia relativa, uno independiente de la pesquería (la biomasa estimada con el método acústico) y otro dependiente de la pesquería (la captura por unidad de esfuerzo de la flota de arrastre).

Capturabilidad El modelo provee las siguientes opciones para la capturabilidad de la pesquería: constante, variable (en bloques de años) y variable entre años, usando una caminata aleatoria.

Indicadores de estatus Como indicadores del estatus del recurso, el modelo entrega dos índices de reducción de stock, definidos como la razón entre la biomasa desovante presente en un tiempo t y una biomasa desovante de referencia. El primer indicador emplea como referencia la biomasa desovante virginal de equilibrio, estimada a partir de la relación stock-recluta de Ricker y el segundo, la biomasa desovante potencial media en ausencia de pesca.

Criterio de ajuste El criterio de ajuste es de máxima verosimilitud penalizada, en donde las observaciones de captura e índices de abundancia son ajustados estrechamente y los datos de composición de edades fueron ajustados en el grado en que estos eran compatibles. Los datos de



captura (desembarques) y los índices, fueron ajustados usando verosimilitudes log normales y los datos de composición de edades, usando verosimilitudes multinomiales.

El modelo incluye la capacidad para conferir mayor peso a determinados componentes de la verosimilitud, usando valores ingresados por el usuario. Para los diferentes componentes de los datos, estos pesos fueron aplicados ya sea mediante el ajuste de los coeficientes de variación (componentes log normales) o mediante el ajuste de los tamaños de muestra efectivos (componentes multinomiales). El coeficiente de variación de las capturas fue asumido igual a 0,05, con la finalidad de lograr un ajuste estrecho a la serie de tiempo pero permitiendo a la vez un grado de imprecisión (**Tabla 4**).

Tabla 4.

Tamaños de muestra efectivos y coeficientes de variación usados en las verosimilitudes de las principales piezas de información incluidas en el modelo base.

N°	Componente de Verosimilitud	Modelo de error	Tamaño de muestra efectivo	Coefficiente de variación
1	Comp. Captura arrastre.	Multinomial.	100	-
2	Comp. Crucero acústico.	Multinomial.	50	-
3	CPUE arrastre.	Log normal.	-	0,2
4	Índice biomasa acústico.	Log normal.	-	0,1
5	Captura total.	Log normal.	-	0,05

Adicionalmente a las verosimilitudes, en la función objetivo se incluyen varias penalizaciones. La variabilidad de los desvíos del reclutamiento en torno a la relación stock-reclutas fue asumida log normal, al igual que la variabilidad en torno de los coeficientes de capturabilidad del índice que depende de la pesquería, en los casos en que se permitió que este parámetro variara en el tiempo.

Cuando se estimó la capturabilidad del crucero de evaluación, se utilizó una prior normal centrada en $\ln(1)$ con una desviación estándar de 0,1.

La descripción matemática del modelo de evaluación de stock y el código computacional, se incluyen en el **Anexo 2**.

6.2.3 Software de modelación

A partir del año 2010, los modelos de evaluación de merluza común son codificados en el software AD Model Builder.

AD Model Builder o ADMB, es un paquete de software libre (open source) para el modelamiento estadístico no lineal que es mantenido por el proyecto *admb* (<http://www.admb-project.org/>).



El uso de modelos integrados requiere de la optimización (no lineal) de una función objetivo que involucra un gran número de parámetros. Las rutinas de optimización más adecuadas para resolver este tipo de problemas usan derivadas de la función objetivo.

ADMB está implementado en torno a una librería C++ denominada AUTODIF que provee diferenciación automática en reverso, lo que convierte a este software en una plataforma particularmente útil para resolver este tipo de modelos (Fournier *et al.* 2012). Otra característica atractiva de este ambiente de trabajo es que los cálculos son realizados de manera implícita, de modo tal que el usuario sólo debe proveer el código computacional para el cálculo de la función objetivo a ser minimizada (**Anexo 2**).

6.2.4 Escenarios de modelación

Los casos analizados fueron inicializados en el año 1968, incluyendo un parámetro de mortalidad por pesca en la estimación del vector de abundancia por edades del primer año (Tascheri *et al.* 2013). Esta mortalidad fue estimada usando una prior normal, con un valor esperado igual al logaritmo del valor modal de la mortalidad por pesca estimada para el año 1968 pero usando un modelo inicializado en el año 1940 y una desviación estándar de 0,1 (en espacio logarítmico).

La capturabilidad del crucero de evaluación directa, también fue estimada en todos los casos analizados usando una prior normal centrada en 0 y una desviación estándar igual a 0,1 (en escala log). Los casos reportados en este informe, también consideran un componente variable de mortalidad natural a partir del año 1999. Este último se asumió proporcional a la CPUA de jibia estimada con los datos de captura y esfuerzo de los cruceros de evaluación directa.

Los casos analizados incluyeron dos bloques temporales para la selectividad de la pesquería (1968 a 2003 y 2004 a 2012).

La diferencia estructural entre los dos casos que se presentan a continuación, fue introducida a través del modo en que se estimaron los reclutamientos y en el modo en que se estimaron las selectividades del segundo bloque de años (2004 a 2012).

En el primer caso (Caso 1; Canales *et al.* 2007), los desvíos del reclutamiento son ligeramente condicionados a una curva reclutas-desovantes del tipo Ricker, cuyos parámetros son estimados por el modelo de evaluación. En el segundo caso (Caso 2), se estimó el valor del parámetro steepness (h) usando una prior normal centrada en $\log(0,7)$ con una desviación estándar igual a 0,1 (escala log). La parametrización del modelo de Ricker, usó la relación entre h y la contribución reproductiva máxima de un individuo a lo largo de su vida (Myers *et al.* 1998; Parma, 2011, **Anexo 2**).

Respecto de la selectividad, en el Caso 1 esta se mantuvo constante al interior de los dos bloques de años especificados, en el Caso 2 en cambio se permitió a la selectividad variar anualmente pero en el segundo bloque de años solamente (2004 a 2013, **Anexo 2**).



Los índices de CPUE de la flota de arrastre que fueron ajustados en cada caso, tampoco fueron los mismos. En Caso 1 se ajustó el índice de abundancia relativa estimado con el modelo de estandarización 1 (**Anexo 1**) y en el Caso 2, el índice de abundancia relativa estimado con el modelo de estandarización 3 (**Anexo 1**). Esto no introdujo grandes diferencias entre los casos, en parte porque en ambas situaciones se permite a la capturabilidad variar en el tiempo (**Anexo 3**) y también, porque el modelo de evaluación no es sensible a los criterios de selección de barcos (Parma, 2011, Tascheri *et al.* 2013), que en gran medida son los que originan las diferencias entre los índices de CPUE.

De acuerdo con esta descripción, los casos analizados son esencialmente los mismos reportados en la sección principal del informe de Tascheri *et al.* (2013).



7. RESULTADOS

7.1 Medidas de ajuste

En el **Caso 1**, los ajustes de las composiciones de edad de las capturas de los años 1981, 1990, 1994, 1995, 1998, 2001 y 2003, no son particularmente buenos. Estas discrepancias, se originan porque la selectividad es constante al interior de cada uno de los bloques de años considerados para el proceso de estimación y algunos años, necesariamente se distanciarán de la curva de selectividad promedio. En términos generales sin embargo, el ajuste es adecuado (**Figura 28**).

En la evaluación de merluza común, el ajuste de las composiciones de edad de la biomasa estimada por el método acústico, es por lo general inferior al obtenido para las capturas de la flota de arrastre. Por otro lado, a partir de la **Figura 29**, es claro que el ajuste a estos datos mejora considerablemente desde el año 2004 en adelante.

En el caso de las capturas y la captura por unidad de esfuerzo, el ajuste fue notablemente mejor al observado con la biomasa estimada mediante el método acústico (**Figura 30**). Esto sin embargo es de esperar, porque es consecuencia del pequeño coeficiente de variación usado en la verosimilitud de las capturas y de la caminata aleatoria, usada en el modelamiento de la capturabilidad de la flota de arrastre. La flexibilidad que se logra a través del uso de parámetros variables en el tiempo, trae como consecuencia una pérdida de información, en este caso la aportada por el índice de abundancia relativa de la flota de arrastre (**Figura 30**).

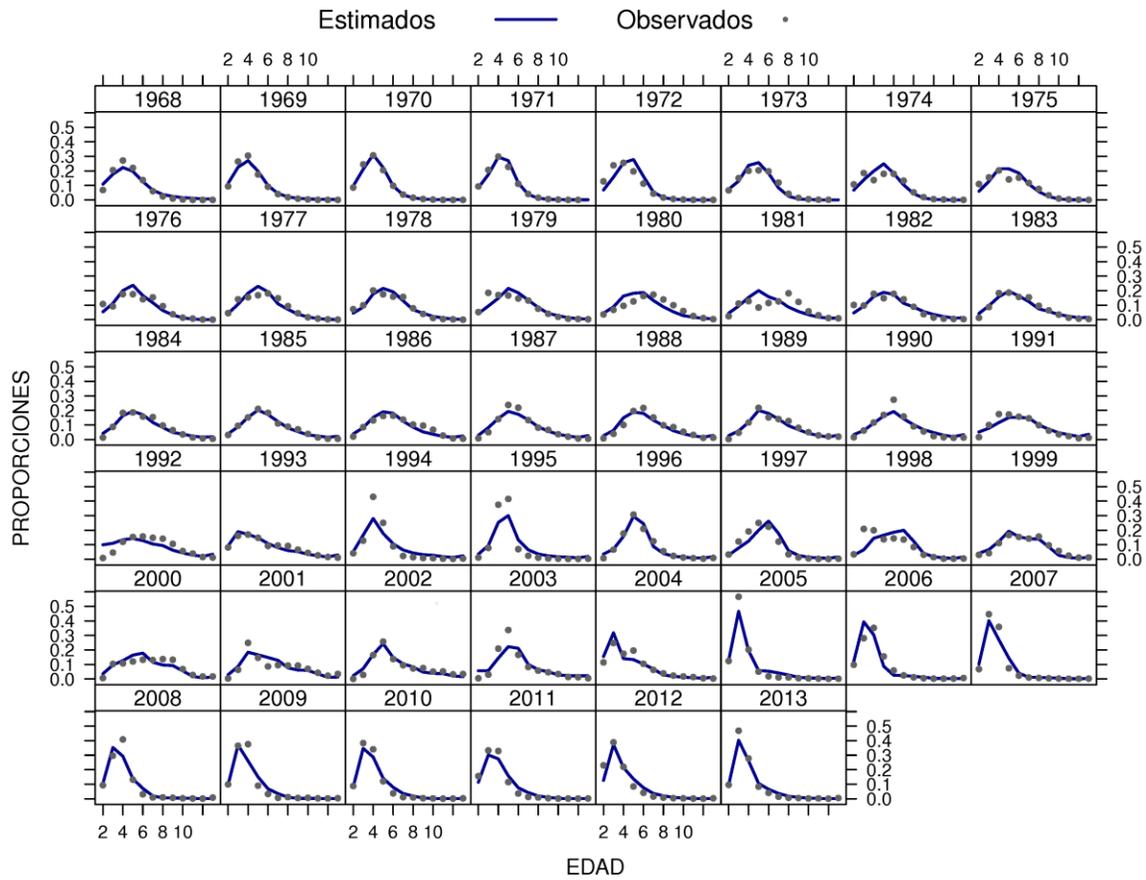


Figura 28. Ajuste del modelo a los datos de composici3n de edades de las capturas de merluza com3n extraídas por la flota arrastrera entre los ańos 1968 y 2013. Caso 1.

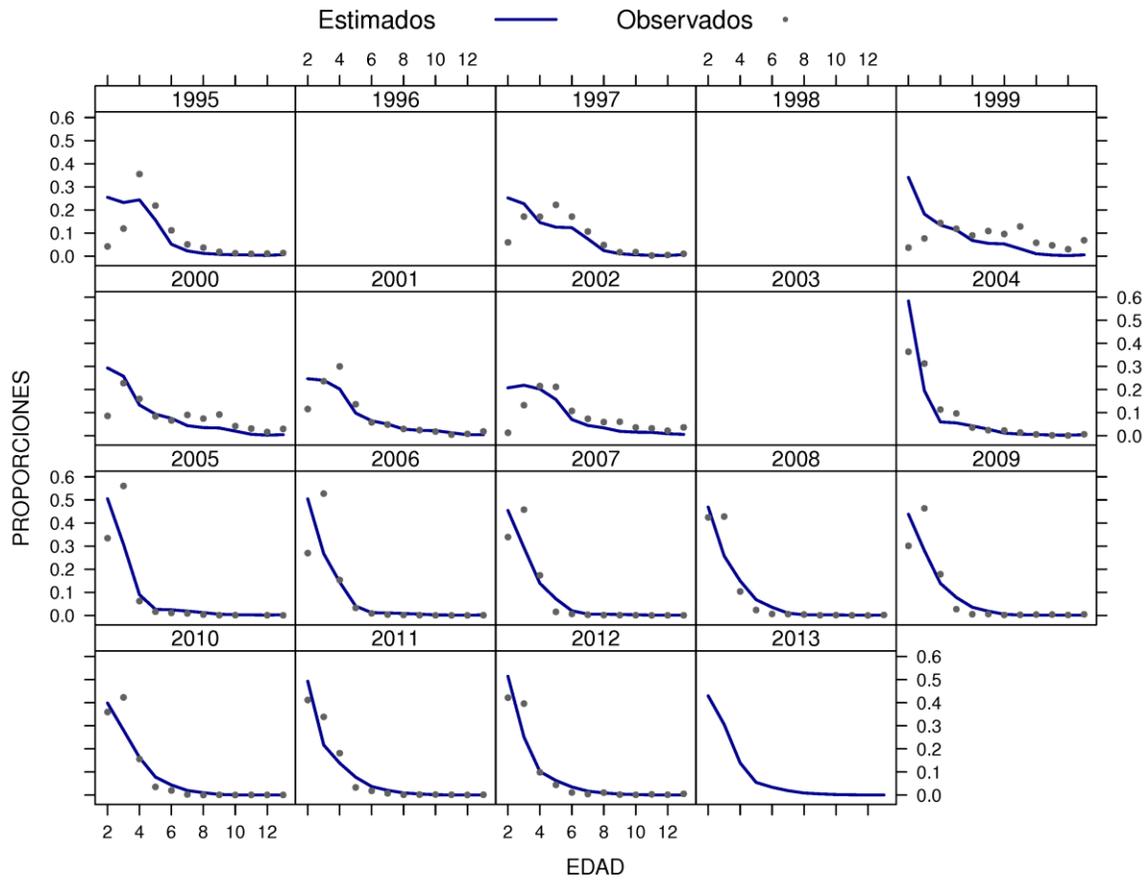


Figura 29. Ajuste del modelo a los datos de composici3n de edades de la biomasa estimada mediante m3todos ac3sticos entre los a1os 1995 y 2012. Caso 1.

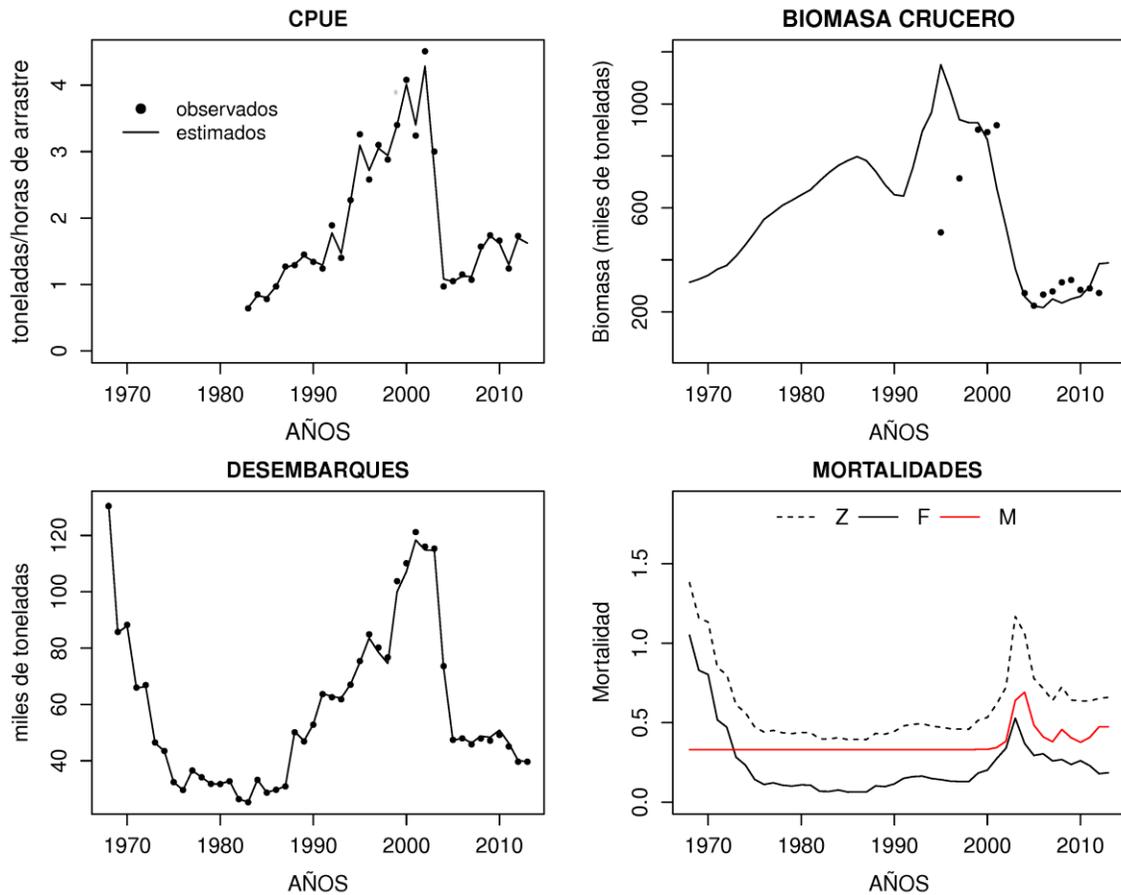


Figura 30. Ajuste de los 3ndices de abundancia relativa (CPUE y biomasa ac3stica) y de las capturas totales y mortalidades estimadas en el Caso 1.

Los ajustes a los datos de composici3n de edades e 3ndices de abundancia observados con el **Caso 2**, son similares a los vistos en el Caso 1 y consecuentemente, los a3os 1990, 1994, 1995, 1998 y 2003, se repiten como situaciones de bajo ajuste en el caso de las composiciones de edad de las capturas de arrastre (**Figura 31**).

De manera similar a lo notado con el Caso 1, los ajustes a los datos de composici3n de edades del crucero de evaluaci3n ac3stico para los a3os entre 1995 y 2002, son notablemente diferentes a los obtenidos para los a3os 2004 a 2013 (**Figura 32**).

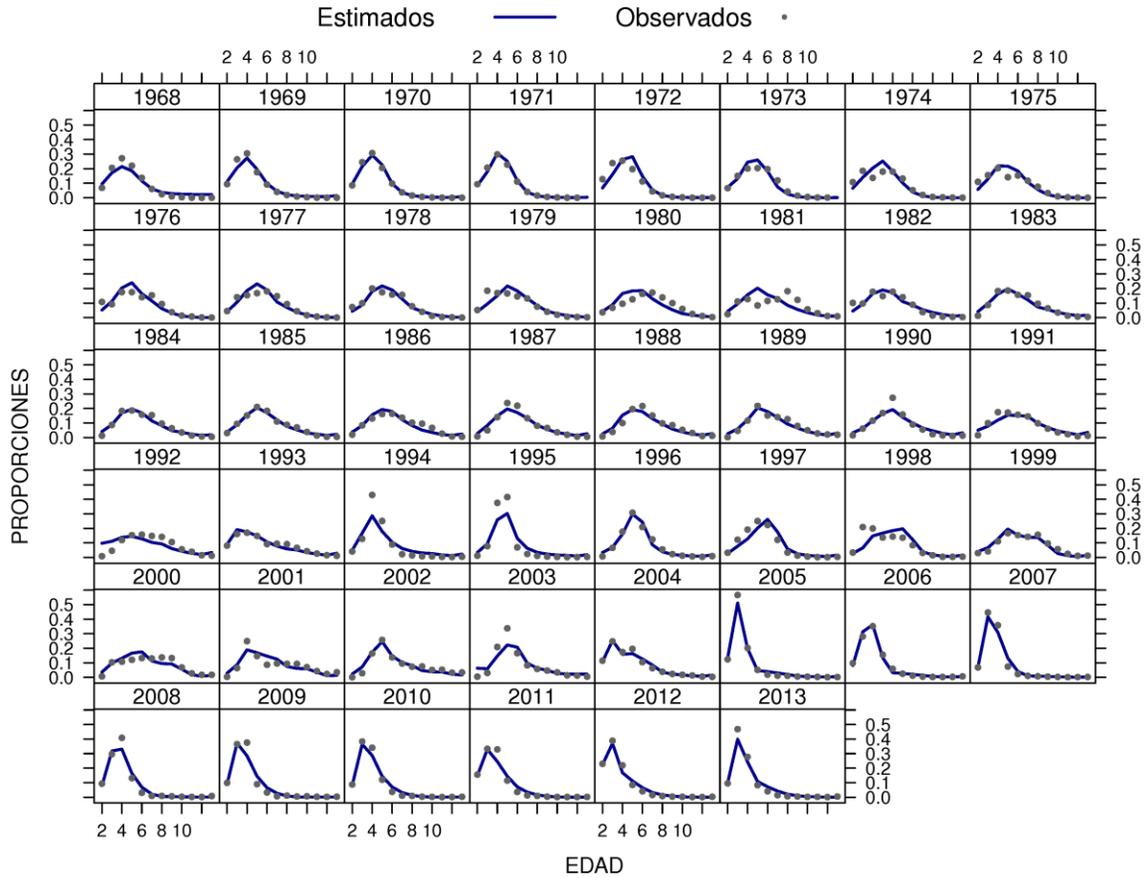


Figura 31. Ajuste del modelo a los datos de composici3n de edades de las capturas de merluza com3n extraídas por la flota arrastrera entre los ańos 1968 y 2013. Caso 2.

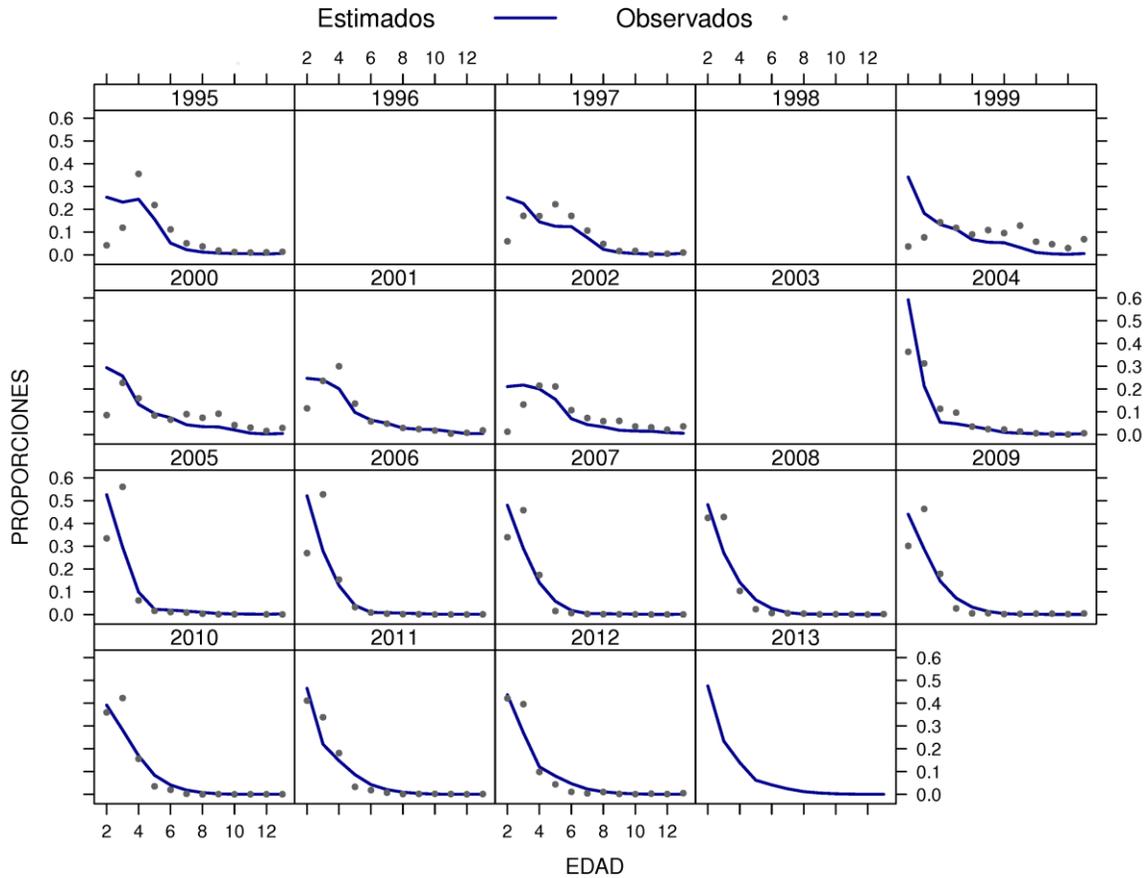


Figura 32. Ajuste del modelo a los datos de composici3n de edades de la biomasa estimada mediante m3todos ac3sticos de evaluaci3n directa entre los a1os 1995 y 2012. Caso 2.

En el caso de los 3ndices de abundancia relativa, el ajuste a la biomasa estimada con el m3todo ac3stico, mejora notablemente en los mismos a1os en que se nota mayor ajuste de los datos de composici3n de edades obtenidos en estos cruceros. De manera similar al Caso 1, los ajustes del 3ndice de abundancia relativa estimado con datos de la flota de arrastre y de las capturas son claramente mejores, lo que es una consecuencia del modo en que estas piezas de informaci3n son modeladas en la evaluaci3n, por un lado se est3 forzando al modelo a ajustar estrechamente las capturas y por otro, incorporando una gran flexibilidad en el ajuste lo que redundo en una p3rdida de la informaci3n aportada por la CPUE (**Figura 33**). Esto 3ltimo no es una falencia fundamental del modelo, sino un modo de conferir m3s peso a la se1al de abundancia aportada por el crucero de evaluaci3n directa. La variaci3n temporal de la capturabilidad de la flota, incorpora tambi3n impl3citamente variaciones que surgen de posibles mejoras tecnol3gicas y/o de cambios de los patrones operacionales de la flota.

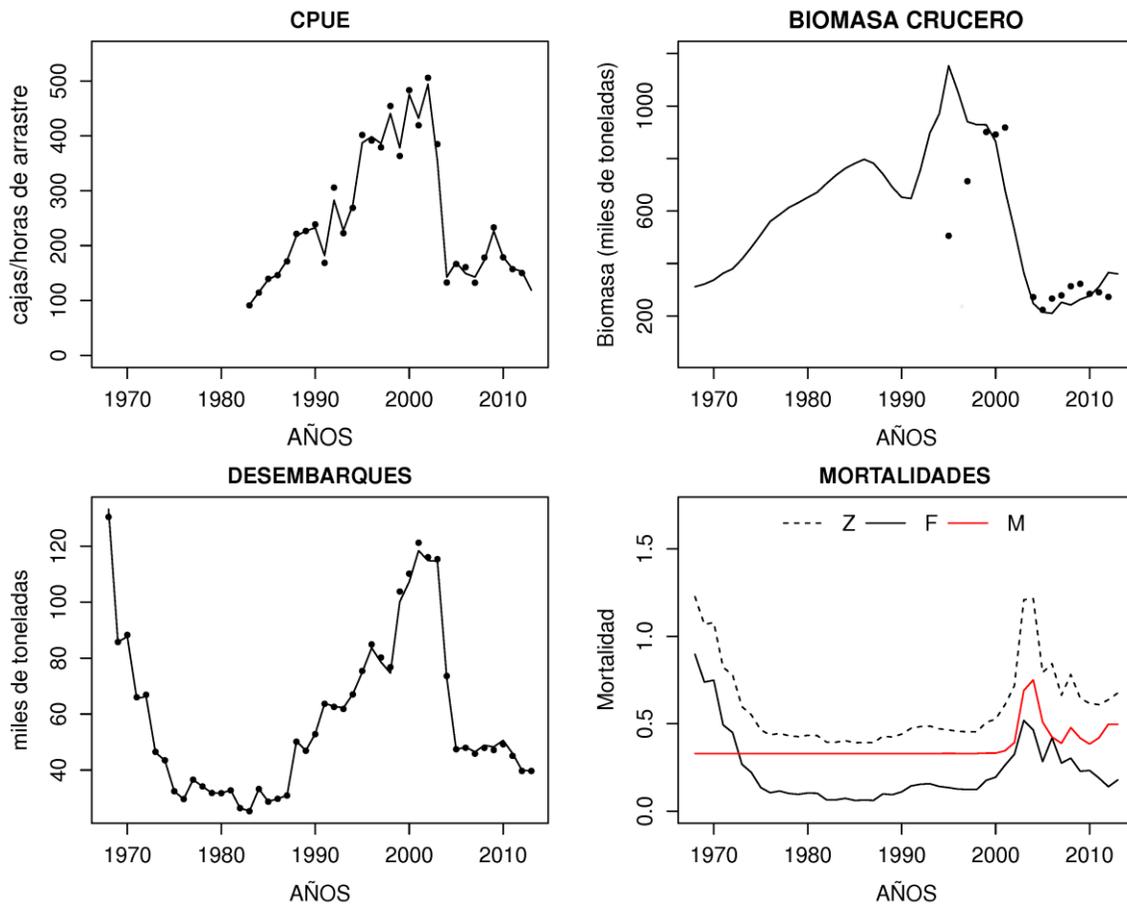


Figura 33. Ajuste de los 3ndices de abundancia relativa (CPUE y biomasa ac3stica), de las capturas totales y mortalidades estimadas en el Caso 2.

7.2 Estimaciones de los par3metros

7.2.1 Selectividades

Las selectividades de la flota de arrastre fueron estimadas usando los mismos bloques de a3os en los dos casos analizados. La selectividad variable entre a3os asumida para el segundo bloque temporal en el Caso 2, produce un efecto similar al de la capturabilidad variable en el caso de los ajustes a los 3ndices de abundancia relativa basados en CPUE. La flexibilidad que confiere al modelo el uso de par3metros que var3an en el tiempo, permite lograr un mejor ajuste pero reduce la informaci3n que aportan las piezas de datos ajustadas.



La selectividad del crucero de evaluación directa, se mantuvo constante en 1 para todas las edades (Anexo 4 en Tascheri et. al. 2013). El coeficiente de capturabilidad del crucero fue estimado (implicando que la biomasa medida por el método acústico es un índice relativo) en valores muy próximos pero inferiores a 1, lo que significa que el crucero de evaluación acústico cuantifica una fracción mayoritaria de la biomasa del stock. Una selectividad igual a 1 en el crucero de evaluación, implica que el método de prospección acústico detecta todas las edades consideradas en la evaluación con probabilidad 1, aun cuando subestima ligeramente la biomasa total (**Figura 34**).

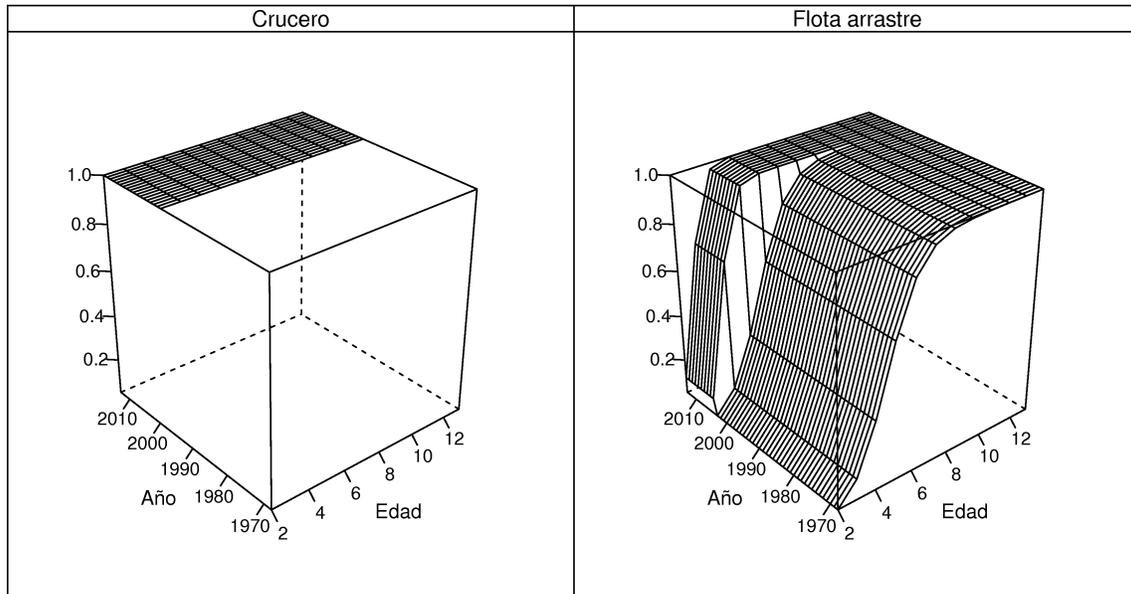
Entre bloques de años, la edad completamente reclutada a la pesquería se redujo de 8 (período 1968 - 2003) a 5 años (período 2004 - 2013) o a alrededor de los 5 años para la situación modelada en el Caso 2 (**Figura 35**). En el último bloque de años, la selectividad se ubica en el lugar de la ojiva histórica de madurez sexual. Si esta ojiva es representativa del patrón de madurez actual, la situación presente sería tal que los peces juveniles no tendrían gran oportunidad de desovar antes de ser capturados. De este modo, la curva de selectividad presente provee fundamento para la veda reproductiva que se ha establecido anualmente desde el año 2006.

7.2.2 Mortalidades

En ambos casos y como resultado de las decisiones estructurales adoptadas en el modelo, el componente de mortalidad natural variable entre años debido a la jibia, incrementa noblemente la mortalidad natural entre los años 2003 y 2005 (**Figuras 30 y 33**). En los años 2004 y 2005, el componente variable de mortalidad natural debido a la jibia no superó la mortalidad por pesca estimada para los mismos años, pero prácticamente alcanzó la misma magnitud. La reducción en la mortalidad por pesca, como consecuencia de la notable reducción en las cuotas de captura a partir del año 2005 (**Figura 3**), incrementó nuevamente las diferencias en magnitud entre la mortalidad natural y la mortalidad por pesca (**Figuras 30 y 33**), pero el componente de mortalidad debido a la jibia nuevamente se encuentra próximo a la mortalidad por pesca en los años 2012 y 2013.



Caso 1



Caso 2

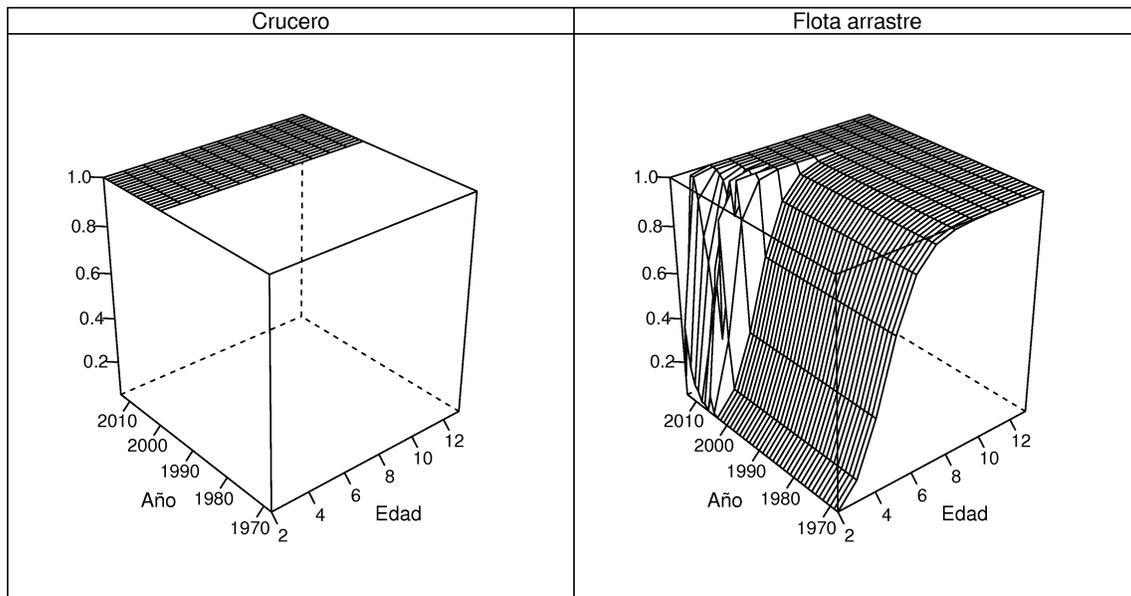


Figura 34. Selectividades estimadas para el crucero de evaluación acústica y la flota de arrastre. En el Caso 1, la selectividad de la flota de arrastre se mantiene constante al interior de dos bloques de años: 1968-2003, 2004-2013. En el Caso 2, se usaron los mismos bloques temporales pero la selectividad varía anualmente entre los años 2004 y 2013. La selectividad del crucero se mantuvo igual a 1 para todas las edades en los dos casos analizados.

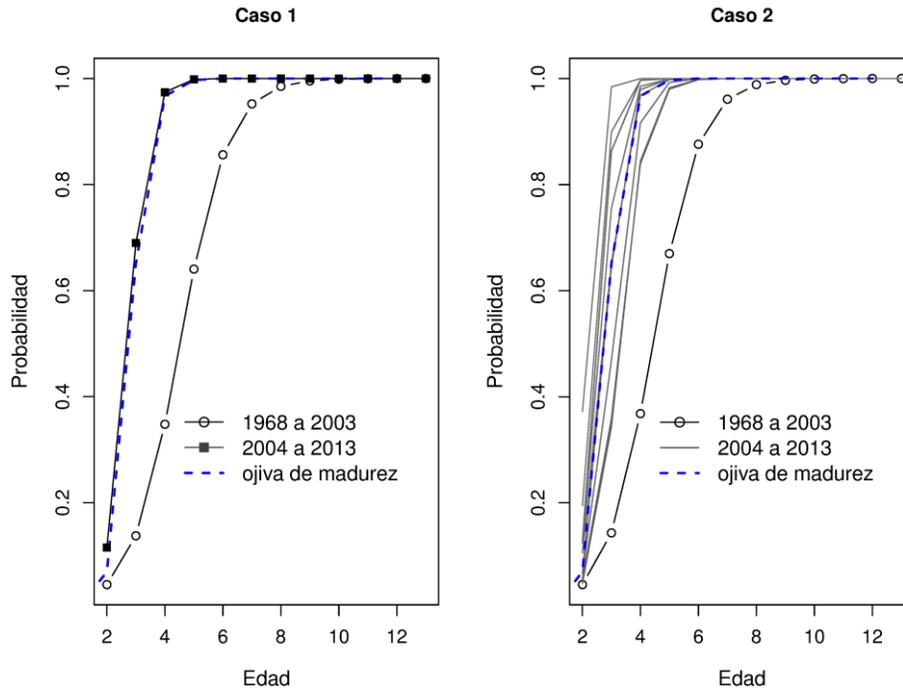


Figura 35. Selectividades estimadas para dos conjuntos de a1os definidos entre 1968 a 2003 y 2004 a 2012 en dos casos analizados y ojivas de madurez sexual hist3rica.

Las mortalidades por pesca estimadas, dan cuenta de las fases de desarrollo, cambios en la abundancia y regulaciones, que ha experimentado la pesquería de merluza com3n.

En este estudio se supone que la CPUA de jibia, medida en el crucero de evaluaci3n directa del stock merluza com3n, entrega una se1al de la abundancia relativa de este depredador v3lida para el 3rea de distribuci3n de la merluza com3n. De acuerdo con este 3ndice, la abundancia de jibia en el 3rea de la pesquería alcanz3 valores m3ximos en los a1os 2003 y 2004 (**Figura 24**). En los casos estudiados el modelo estim3 que en esos a1os, la jibia pudo remover entre 0,26 y 0,34 individuos-a1o desde el stock de merluza com3n (se hace notar que el modelo no considera un efecto selectivo para la jibia).

En t3rminos de biomasa y de acuerdo con el modelo de evaluaci3n, entre los a1os 2001 y 2005 la jibia pudo remover entre 355 mil y 412 mil toneladas desde el stock, de las cuales el 73% habría sido removido entre los a1os 2003 y 2004 (**Figura 36**).

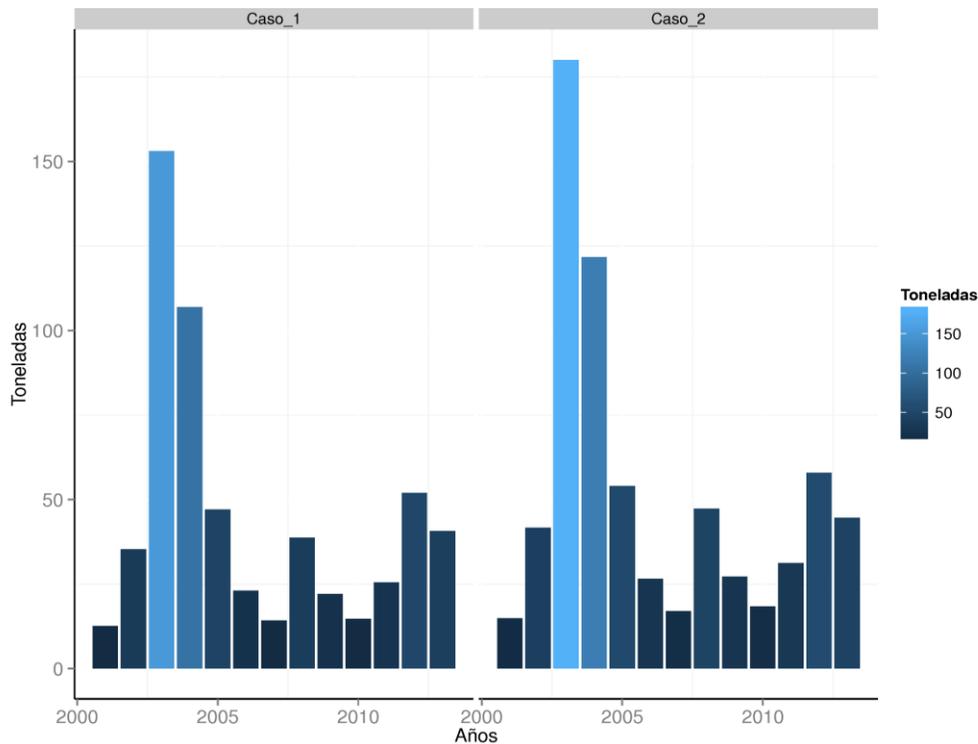


Figura 36. Biomasa de merluza com3n removida anualmente desde el stock por la jibia entre los a3os 2001 y 2013. El componente de mortalidad debido a la jibia, se sum3 al componente constante de mortalidad natural ($M=0,33$) y su variabilidad anual, se supuso directamente proporcional a la CPUA (t/km^2) de jibia medida en los cruceros de evaluaci3n directa de merluza com3n.

7.2.3 Reclutamientos

Los reclutamientos estimados usando la configuraci3n y c3digo del modelo base, descritos en el **Anexo 2**, exhiben un reclutamiento promedio de aproximadamente 670 millones de individuos si se excluyen los reclutamientos estimados para los a3os 1992 y 1993. Estos dos a3os exhiben reclutamientos que claramente escapan al valor promedio del resto de la serie y corresponder3an a las clases anuales que aportaron gran parte del incremento en biomasa del stock observado a fines de los a3os 90s e inicio de los a3os 2000 (**Figuras 37 y 38; Tablas 5 y 6**)

Este patr3n en los reclutamientos estimado en las dos 3ltimas evaluaciones, difiere un tanto del patr3n conformado por dos per3odos de a3os (uno entre 1968 y 1990 y otro de reclutamientos m3s altos entre 1991 y 2011) (Tascheri *et al.* 2010). Este 3ltimo fue explorado mediante an3lisis de sensibilidad en el a3o 2011, concluy3ndose que este patr3n en los reclutamientos no era robusto a cambios en la configuraci3n del modelo, en particular a la inclusi3n de la CPUA de jibia (Dorn y Forrest, 2011).

7.2.4 Biomosas

Dadas las similitudes en las magnitudes de las biomosas (biomosas total, desovante y explotable) estimadas en los dos casos analizados (**Tablas 5 y 6**), sus fluctuaciones sólo se describen con relación al Caso 1.

La **biomasa total** es el peso de la población de 2 años de edad o mayores, presente a inicios de cada año.

La **biomasa desovante**, es el peso de la población que ha alcanzado la madurez sexual y se encuentra presente a inicios de agosto de cada año.

La **biomasa explotable** o vulnerable, es el peso de la población accesible a la pesca a inicios de cada año.

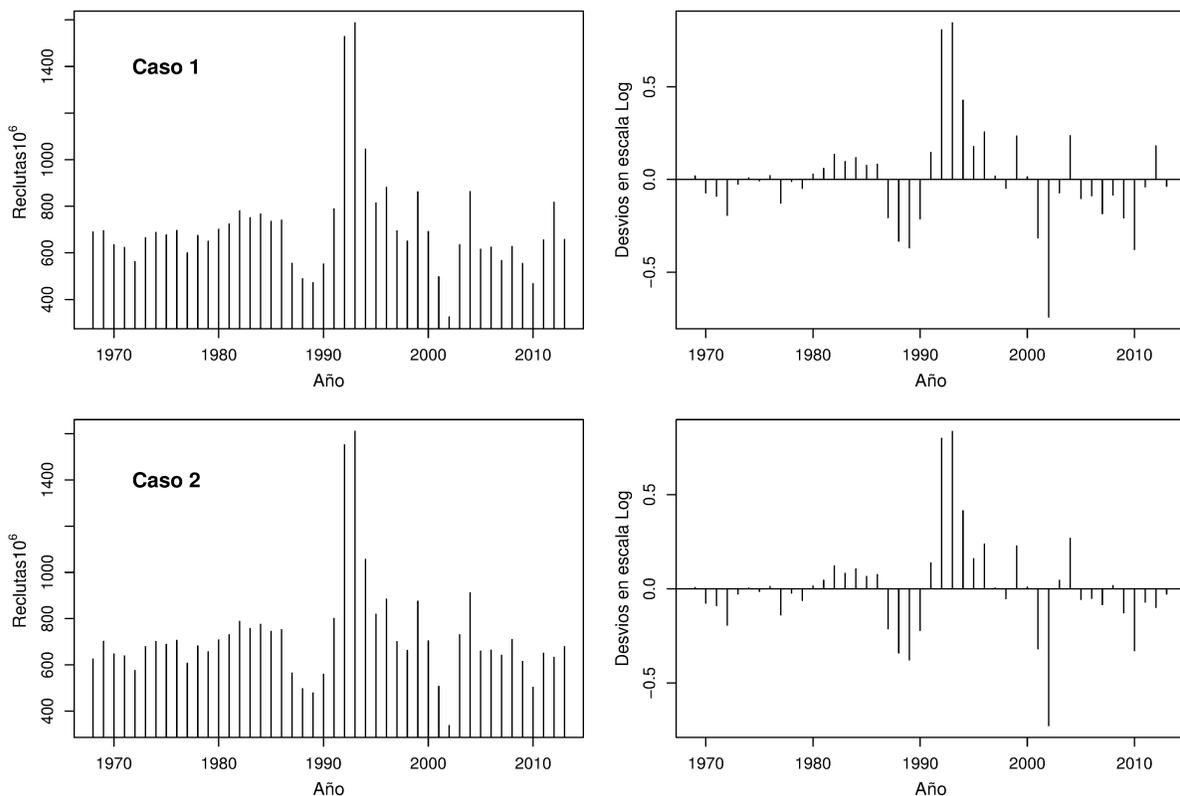


Figura 37. Reclutamientos y desvíos del reclutamiento estimados en dos casos analizados con el modelo base de evaluación indirecta de merluza común.

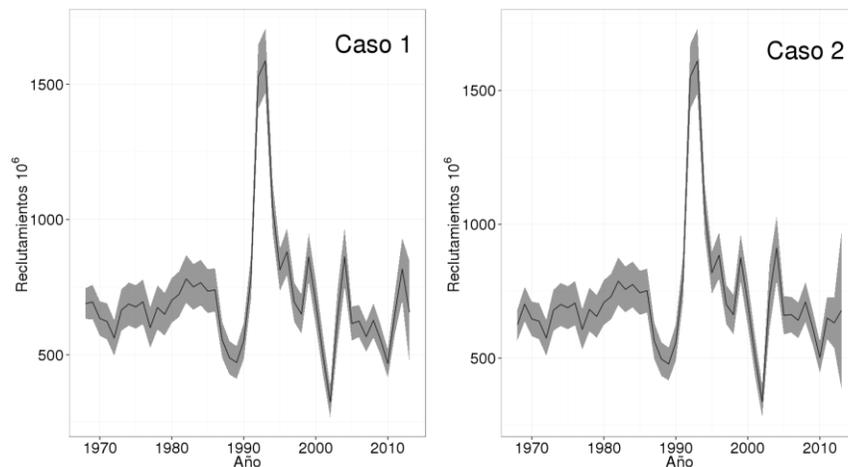


Figura 38. Reclutamientos estimados en los dos casos analizados con el modelo base. Se incluye la banda de confianza de 95%.

La **biomasa total** del stock creció en un 180% entre 1969 y 1996 alcanzando 1 millón 300 mil toneladas. Desde este punto en adelante, la biomasa se redujo continuamente primero en forma lenta, entre los años 1997 y 2000 hasta una magnitud de 1 millón 57 mil toneladas y luego rápidamente entre los años 2000 y 2005. Al final de este último período, el tamaño del stock era de sólo 329 mil toneladas. El promedio de la biomasa estimada para los años 2006 a 2013 fue de 323 mil toneladas (**Figura 39, Tabla 5**).

La **biomasa desovante** exhibió un incremento sostenido entre 1968 y 1988, incrementándose en un 400% hasta alcanzar un valor de 651 mil toneladas. Luego de una fluctuación importante en el tamaño del stock entre los años 1989 y 1993, se inicia un nuevo período de incremento en la biomasa desovante que culmina en el valor máximo de 763 mil toneladas, estimado para el año 1996. Similar a lo observado con la biomasa total, a partir de este último año el tamaño del stock desovante inicia una reducción gradual entre 1997 y el año 2000 hasta un valor de 583 mil toneladas y luego, exhibe una notable disminución que alcanza el valor mínimo de 85 mil toneladas. El tamaño promedio del stock desovante entre los años 2000 y 2013 bordea las 100 mil toneladas (**Figura 39, Tabla 5**).

La **biomasa explotable** se incrementó en un 300% entre 1968 y 1997 alcanzando 703 mil toneladas en este último año. La biomasa luego disminuye lentamente y en el año 2001 alcanza 543 mil toneladas. Entre los años 1998 y 2006, la biomasa vulnerable se reduce rápidamente hasta un valor de 193 mil toneladas. En los últimos 7 años, el stock explotable se ha mantenido en un valor medio de 228 mil toneladas (**Figura 39, Tabla 5**).

La escasa abundancia de las edades 5+ que caracteriza al stock desde el año 2004 en adelante y el desplazamiento de la edad completamente reclutada a los 5 años de edad, superponiendo la selectividad a la ojiva de madurez histórica (**Figura 35**), resulta en que la biomasa explotable es mayor a la biomasa desovante durante los últimos 11 años de la pesquería (**Tabla 5**).

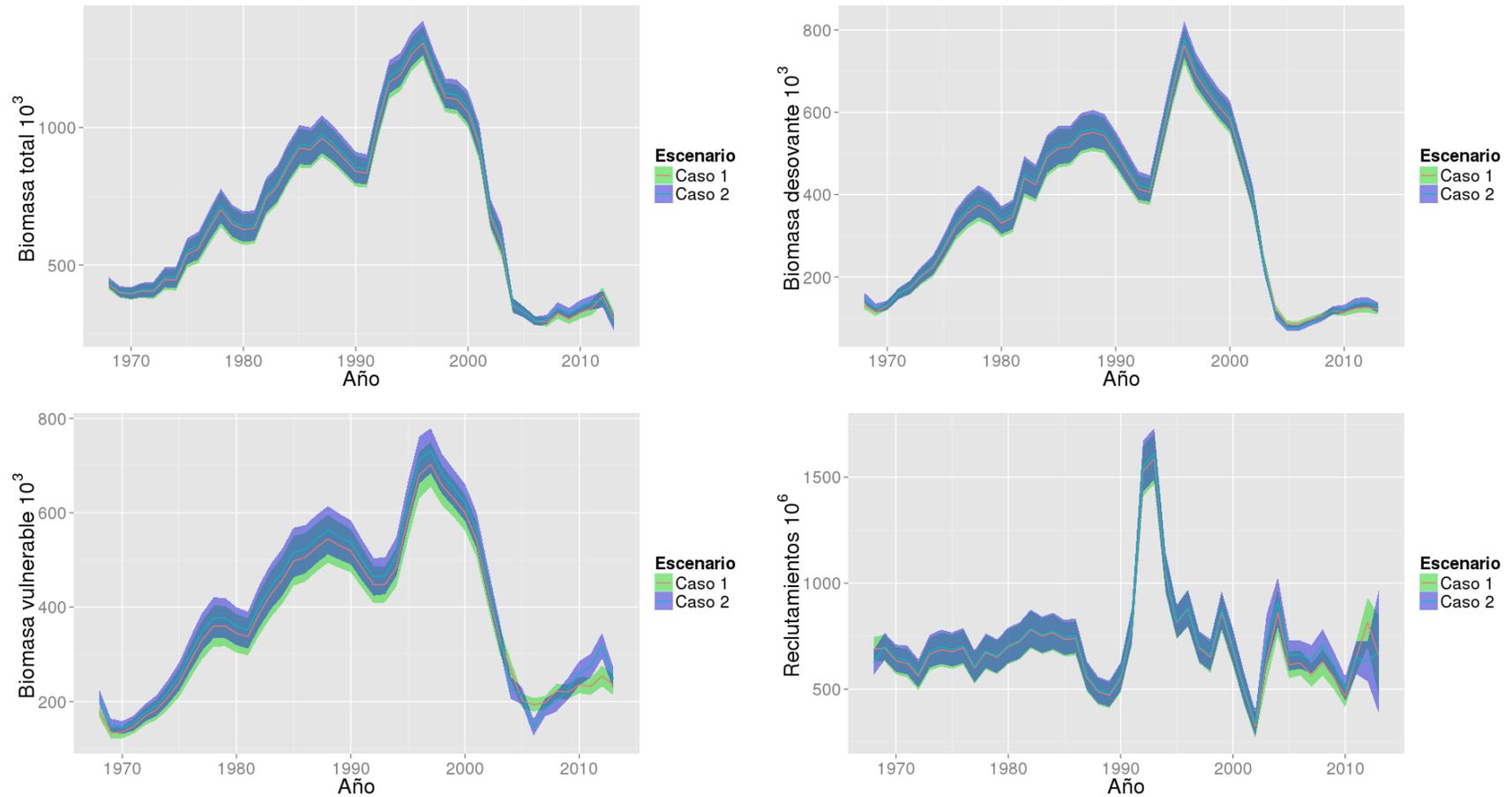


Figura 39. Evoluci3n de la biomasa total (2+), desovante y vulnerable de merluza com3n entre los a1os 1968 y 2013 en los dos casos analizados. Se incluye la banda de confianza de 95% en ambos casos.

**Tabla 5.**

Biomasa total 2+, biomasa desovante, biomasa explotable, reclutamientos, mortalidad por pesca y tasas de explotación de merluza común, estimadas para los años 1991 a 2013. Caso 1.

Años	Biomasa total 2+ (miles de t)	Biomasa desovante (miles de t)	Biomasa explotable (miles de t)	Reclutas (10 ⁶)	Mort. Pesca (F)	Tasa Explot. (u)
1991	834	457	483	789	0.15	0.12
1992	1015	413	448	1528	0.16	0.13
1993	1165	406	448	1587	0.16	0.13
1994	1192	531	485	1045	0.15	0.12
1995	1267	655	588	814	0.14	0.11
1996	1307	763	680	881	0.13	0.11
1997	1201	692	703	694	0.13	0.10
1998	1108	651	657	650	0.13	0.10
1999	1103	614	630	862	0.18	0.14
2000	1057	583	600	691	0.20	0.16
2001	938	487	543	498	0.27	0.20
2002	678	386	434	325	0.34	0.24
2003	574	230	332	634	0.53	0.31
2004	352	121	267	863	0.37	0.23
2005	329	85	202	615	0.29	0.20
2006	297	86	193	625	0.30	0.22
2007	293	96	197	567	0.26	0.19
2008	324	105	222	627	0.27	0.19
2009	304	117	220	555	0.24	0.17
2010	326	114	235	467	0.26	0.19
2011	343	124	232	655	0.23	0.17
2012	388	126	254	817	0.18	0.13
2013	303	122	235	657	0.19	0.14



Tabla 6.

Biomasa total 2+, biomasa desovante, biomasa explotable, reclutamientos, mortalidad por pesca y tasas de explotación de merluza común, estimadas para los años 1991 a 2013. Caso 2.

Años	Biomasa total 2+ (miles de t)	Biomasa desovante (miles de t)	Biomasa explotable (miles de t)	Reclutas (10 ⁶)	Mort. Pesca (F)	Tasa Explot. (u)
1991	848	466	499	800	0.14	0.11
1992	1032	422	464	1552	0.15	0.12
1993	1184	415	467	1610	0.16	0.12
1994	1212	542	508	1056	0.14	0.11
1995	1286	668	618	819	0.13	0.11
1996	1325	778	712	884	0.13	0.10
1997	1218	705	732	701	0.12	0.10
1998	1125	662	682	662	0.12	0.10
1999	1119	623	652	876	0.18	0.14
2000	1074	593	622	704	0.19	0.15
2001	954	496	564	507	0.26	0.20
2002	691	392	452	337	0.33	0.23
2003	595	226	344	730	0.52	0.30
2004	354	108	229	912	0.46	0.27
2005	328	76	212	659	0.28	0.20
2006	296	76	145	663	0.42	0.28
2007	301	89	187	642	0.28	0.20
2008	344	100	200	710	0.30	0.21
2009	324	119	227	614	0.23	0.17
2010	351	122	260	503	0.23	0.17
2011	363	137	276	650	0.19	0.14
2012	376	139	318	632	0.14	0.10
2013	289	126	248	679	0.18	0.13

7.3 Diagnóstico del modelo

7.3.1 Ponderación de los datos, bondad de ajuste y análisis retrospectivos

En el caso de los datos de composición de edades (cruce de evaluación directa y flota de arrastre) que se asume siguen una distribución multinomial, los residuales normalizados del grupo de edad a y año y fueron calculados del modo siguiente:

$$r_{y,a} = \frac{p_{y,a} - \hat{p}_{y,a}}{\sqrt{\hat{p}_{y,a}(1 - \hat{p}_{y,a})/n_y}}$$



donde, p y \hat{p} son las respectivas proporciones observadas y estimadas y n el tamaño de muestra supuesto para la distribución multinomial y que fue ingresado al modelo (**Tabla 4**).

En el Caso 1, el modelo exhibió una tendencia a sobreestimar la abundancia de la edad 2 observada en los cruceros de evaluación directa. De modo similar, la abundancia de los grupos de edad 9+ fue subestimada entre los años 1999 y 2000 (**Figura 40**: panel superior izquierdo). Es importante notar que el modelo no consideró un efecto selectivo por edades para el crucero de evaluación directa.

La distribución en torno a cero de los residuales se puede apreciar también en la **Figura 40** (Panel superior derecho y última fila de la misma figura).

Para probar la aleatoriedad de los residuales, se aplicó la prueba propuesta en Punt y Kinzey (2009) basado en el trabajo realizado por Peacock (1983). Para ello se calculó la cantidad siguiente:

$$\tilde{r}_{y,a} = r_{y,a} - \frac{1}{8} \left[\sum_{y'=y-1}^{y+1} \sum_{a'=a-1}^{a+1} r_{y',a'} - r_{y,a} \right]$$

Donde, $r_{y,a}$ son los residuales para el año y y el grupo de edad a . La prueba consiste en una evaluación gráfica, en donde se calcula una distribución acumulada de $\tilde{r}_{y,a}$ basada en los datos observados y otra asumiendo que los $r_{y,a}$ son variables aleatorias *iid* $N(0,1)$. Luego se grafican ambas distribuciones para juzgar el grado de aleatoriedad de los residuales. La determinación de la significancia estadística de la hipótesis nula de aleatoriedad, se realiza aplicando la prueba de bondad de ajuste de Kolmogorov-Smirnov para dos muestras (**Figura 40** columna izquierda, segundo panel). En el Caso 1, la aplicación de esta prueba no permitió rechazar la hipótesis nula de aleatoriedad de los residuales del ajuste de la composición de edades del crucero de evaluación directa (valor $P = 0,762$).

En Punt y Kinzey (2009) se recomienda incluir entre los diagnósticos de la evaluación de stock, la comparación gráfica de las composiciones marginales de edad observadas y estimadas (**Figura 40** columna derecha, segundo panel). En esta gráfica se puede apreciar mejor la sobreestimación del grupo de edad 2 descrita con relación al gráfico de burbuja (**Figura 40** columna derecha, primer panel).

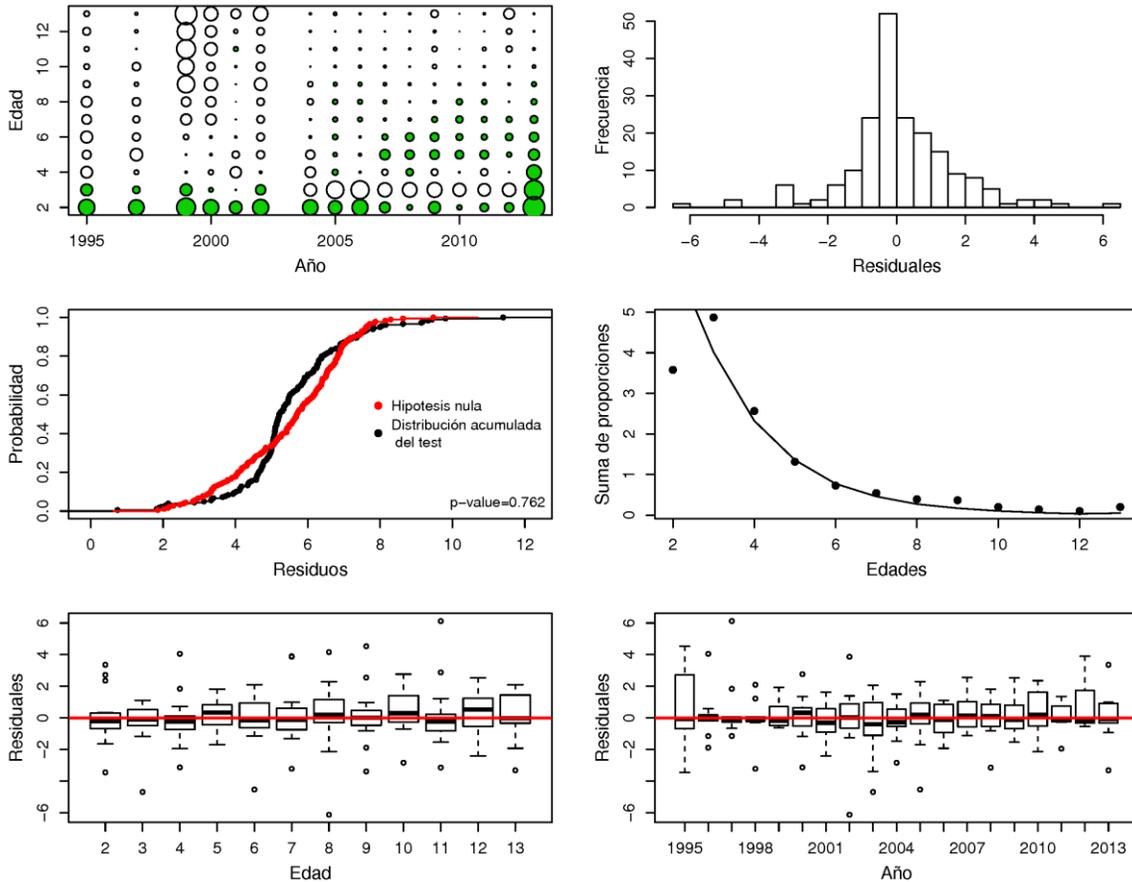


Figura 40. Gráfico de burbuja de los residuos estandarizados de las proporciones de la composici3n de edades (Los círculos blancos son residuos positivos y los verdes negativos), distribuci3n de los residuos, prueba de bondad de ajuste para datos con dos dimensiones para determinar el grado de aleatoriedad, distribuci3n marginal del ajuste a la composici3n de edades, boxplot de los residuos a trav3s de las edades y a trav3s de los años. **Crucero de evaluaci3n directa.** Caso 1.

En el Caso 1 el ajuste a los datos de composici3n de edades de la captura extraída mediante el arrastre de fondo, sobreestim3 sistemáticamente el grupo de edad 5 entre los años 1971 y 1983. Esto tambi3n se apreci3 en igual o menor grado para la edad 6 entre los años 1995 y 2012 y para el grupo de edad 2 entre los años 1986 y 2004. Subestimaciones de importancia de los n3meros de individuos del grupo de edad 4, se observaron en los años 1994 a 2011 (**Figura 41**, primer panel columna izquierda). Es de tener presente que el modelo consider3 dos bloques de selectividad para la captura de arrastre: 1968 a 2003 y 2004 a 2013.

La distribución en torno a cero de los residuales se puede apreciar en panel superior de la columna derecha y en última fila de la **Figura 41**.

Para el Caso 1, tanto el exámen gráfico como el valor de probabilidad calculado para la prueba de Kolmogorov-Smirnov, indicaron que los residuales de la composición de edades de la captura eran consistentes con la hipótesis nula de aleatoriedad ($P= 0,505$; **Figura 41**, columna izquierda segundo panel). La distribución marginal del ajuste de la composición de edades de la captura, presenta con mayor claridad la subestimación del grupo de edad 4 y la ligera sobreestimación de los grupos de edad 5 y 6 (**Figura 41**, columna derecha segundo panel).

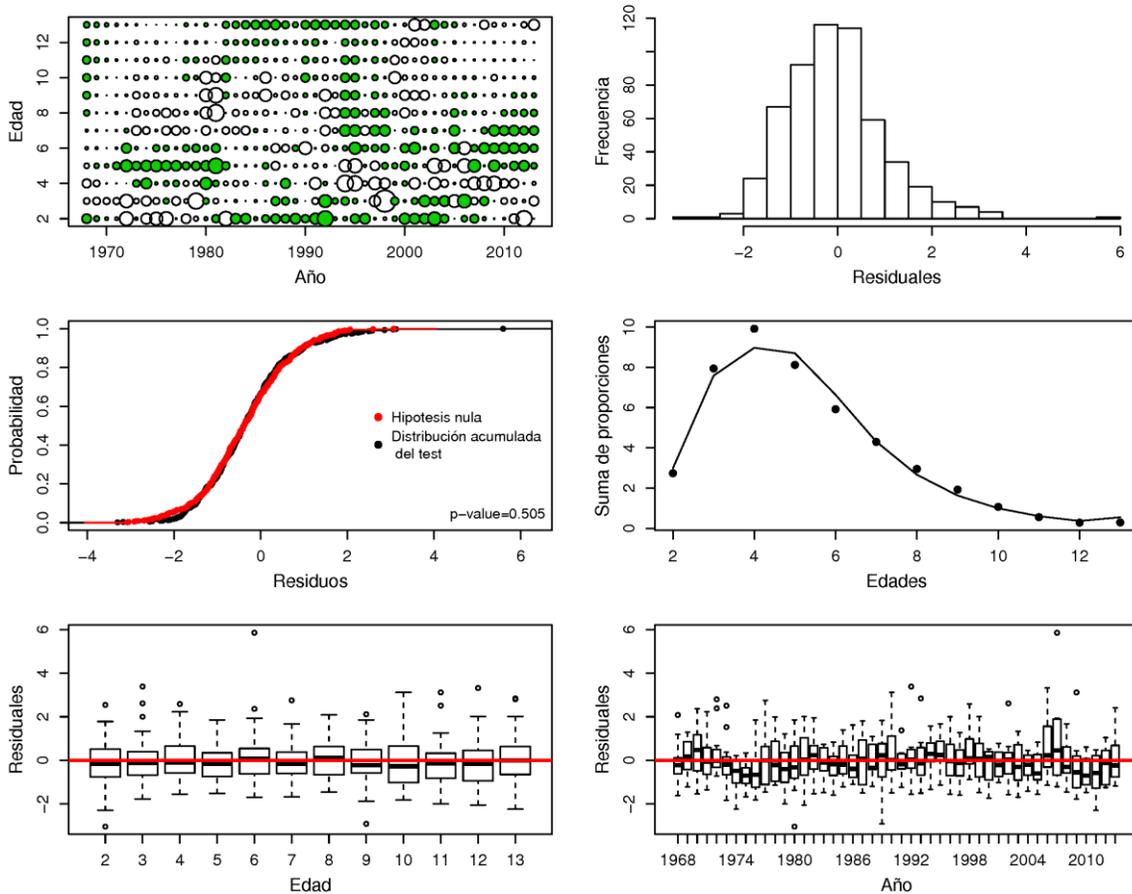


Figura 41. Gráfico de burbuja de los residuos estandarizados de las proporciones de la composición de edades (Los círculos blancos son residuales positivos y los verdes negativos), distribución de los residuales, prueba de bondad de ajuste para datos con dos dimensiones para determinar el grado de aleatoriedad, distribución marginal del ajuste a la composición de edades, boxplot de los residuales a través de las edades y a través de los años. **Captura comercial.** Caso 1.



En la modelación de los datos que describen la tendencia de la abundancia del stock mediante verosimilitudes log-normales (cpue de la flota de arrastre y biomasa estimada por el método acústico), el coeficiente de variación (o log del error estándar) es la medida básica de la incertidumbre. En la modelación de los datos de la composición de edades mediante verosimilitudes multinomiales, el tamaño de muestra ingresado es la medida básica de incertidumbre.

Lo anterior permite usar estadísticas de resumen estándar para evaluar la bondad del ajuste de estas piezas de información:

La raíz del cuadrado medio del error:

$$RCME = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_y (\ln I_y - \ln \hat{I}_y)^2}$$

donde, I e \hat{I} son los valores observados y estimados de una serie de abundancia relativa de largo n , se usa para resumir el ajuste de los índices de abundancia relativa.

El tamaño de muestra efectivo, a menudo se emplea para resumir el ajuste a los datos de composición de edades:

$$effN_y = \frac{\sum_a \hat{p}_{y,a} (1 - \hat{p}_{y,a})}{\sum_a (p_{y,a} - \hat{p}_{y,a})^2}$$

donde, p y \hat{p} son las proporciones observadas y estimadas.

En el Caso 1, el valor de la RCME fue calculado en 0,033 para la CPUE de la flota de arrastre y 0,146 para la biomasa estimada por el método acústico. Esto significa que el modelo ajusta mejor la CPUE que lo implicado por el coeficiente de variación ingresado al modelo (**Tabla 4**). En el caso de la biomasa estimada por acústica, el ajuste fue ligeramente inferior a lo implicado por el coeficiente de variación ingresado (**Tabla 4**). Es de notar que en el caso de la CPUE este resultado es esperable, si se considera que para esta pieza de información la capturabilidad es modelada variable en el tiempo (**Anexo 2**).

Entre los diagnósticos del modelo, Punt y Kinzey (2009) recomiendan también incluir para los datos de composición de edades, gráficos de los tamaños de muestra implicados ($effN_y$) vs los tamaños de muestra asumidos y los resultados obtenidos cuando los tamaños de muestra son sistemáticamente incrementados o reducidos.

En la **Figura 42 A**, se presenta la localización de la pesquería en el marco biológico de referencia que resulta de ponderar iterativamente la composición de edades del crucero de evaluación directa, iniciando la ponderación con un tamaño de muestra igual a 400. Este valor inicial se fundamenta en la razón expuesta en Fournier y Archivald (1982).

En la **Figura 42** se muestran tambi3n, la distribuci3n de probabilidades del 3ndice de reducci3n del stock desovante (**B**), un gr3fico de los tama1os de muestra asumidos vs el tama1o de muestra implicado cuando el primero fue iterativamente sintonizado, partiendo de un valor inicial de 400 (**C**), los tama1os de muestra efectivos ($effN_y$) estimados para cada a1o, cuando el valor ingresado al modelo fue el se1alado en la **Tabla 4** (**D**), la distribuci3n y valor medio de los tama1os de muestra implicados vs el tama1o de muestra ingresado, cuando el tama1o de muestra fue sistem3ticamente reducido entre 400 y 50 a intervalos de amplitud 25 (**E**) y la reducci3n en el tama1o de muestra implicado, cuando este fue iterativamente sintonizado a partir de un valor inicial de 400 (**Figura 42, F**).

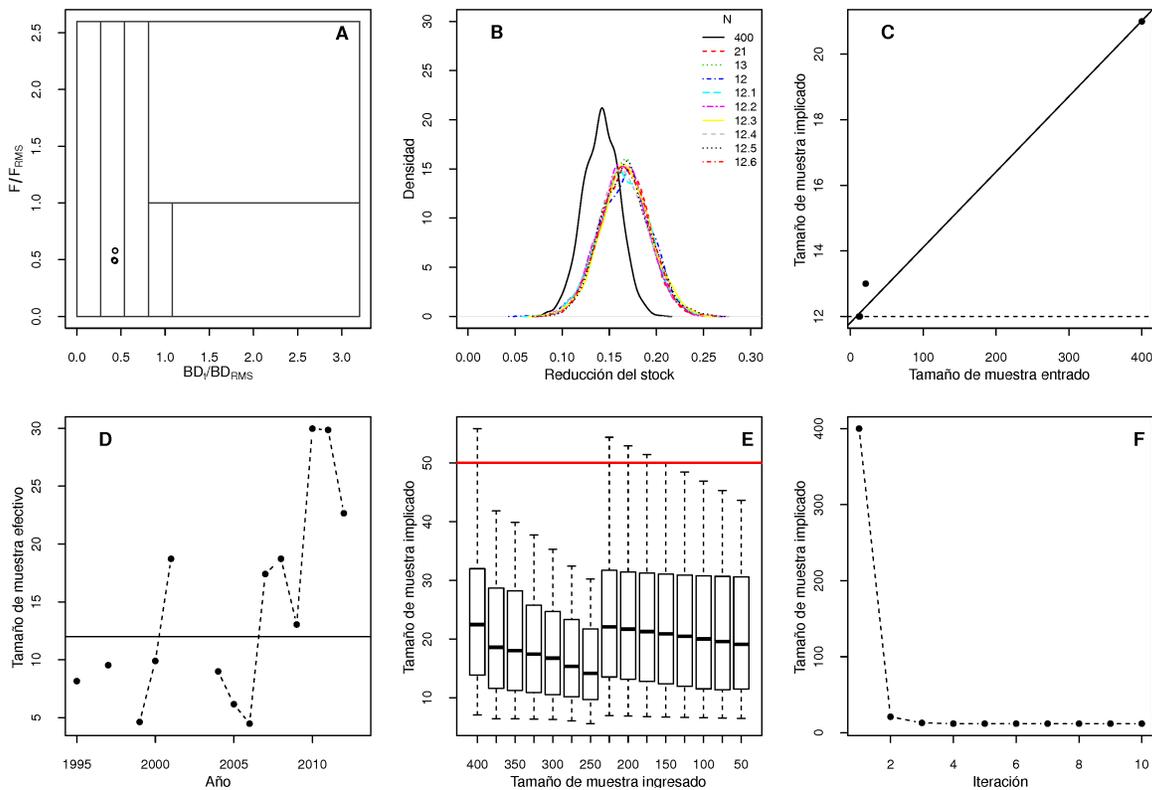


Figura 42. Marco biol3gico de referencia (A), distribuci3n de probabilidades de la reducci3n del stock desovante (B), tama1o de muestra asumido vs tama1o de muestra efectivo (C) y reducci3n del tama1o de muestra efectivo (F), cuando el tama1o de muestra de la verosimilitud multinomial de la composici3n de edades del crucero ac3stico fue iterativamente sintonizado partiendo de un tama1o de muestra ingresado igual a 400. Se incluyen tambi3n el tama1o medio efectivo de muestra cuando el valor ingresado al modelo fue 50 (D; la l3nea horizontal corresponde a la media general) y la distribuci3n del tama1o de muestra efectivo cuando el valor ingresado fue sistem3ticamente reducido entre 400 y 50 a intervalos de 25 (E). Caso 1.



De acuerdo con este resumen, el ajuste de las composiciones de edad del crucero de evaluación directa es inferior al esperado, considerando el tamaño de muestra ingresado para esta verosimilitud (Tabla 4). Sin perjuicio de esto, el estatus del recurso fue insensible a la sintonización de este tamaño de muestra (Figura 42 A y B).

La repetición de este análisis para el tamaño de muestra ingresado en la verosimilitud de las composiciones de edad de la captura de la flota de arrastre, señaló que el tamaño de muestra ingresado al modelo es adecuado, dado que la razón entre la media geométrica del tamaño de muestra efectivo obtenido del análisis iterativo y el tamaño de muestra ingresado (Tabla 4) fue igual a 0,95 (Figura 43, F).

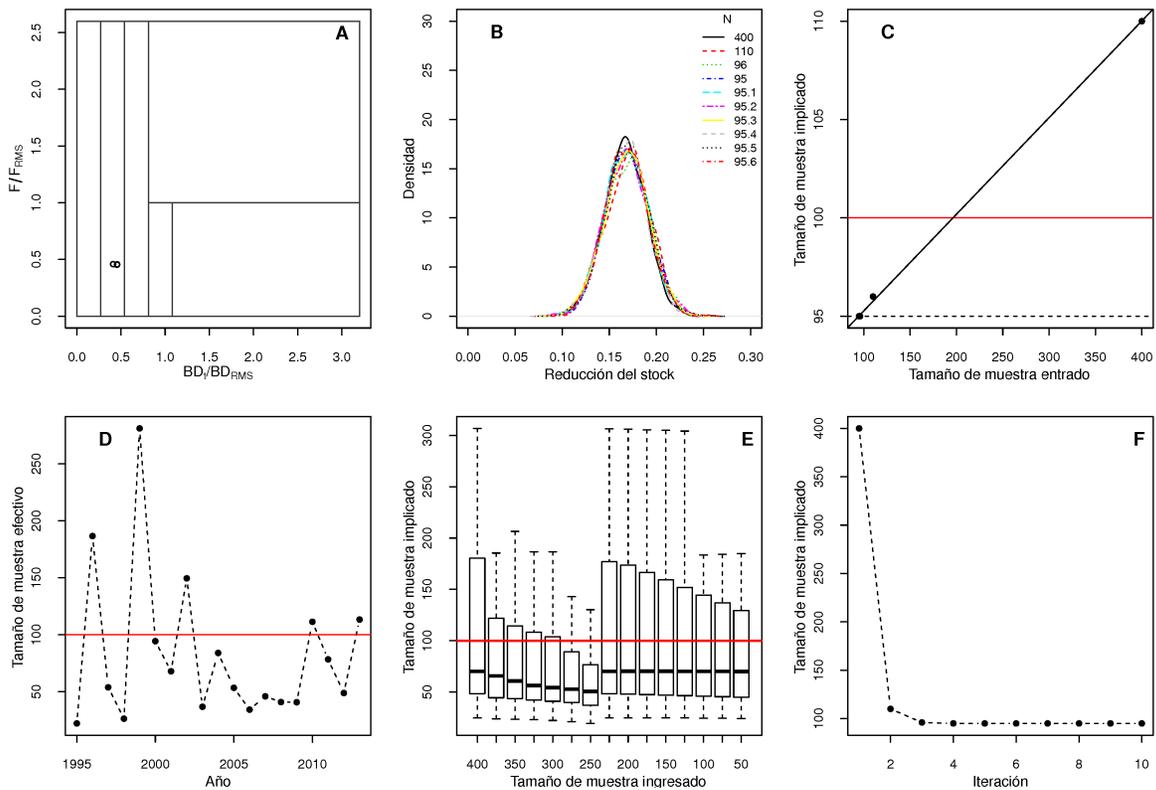


Figura 43. Marco biológico de referencia (A), distribución de probabilidades de la reducción del stock desovante (B), tamaño de muestra asumido vs tamaño de muestra efectivo (C) y reducción del tamaño de muestra efectivo (F), cuando el tamaño de muestra de la verosimilitud multinomial de la composición de edades de la captura de la flota de arrastre fue iterativamente sintonizado partiendo de un tamaño de muestra ingresado igual a 400. Se incluyen también el tamaño medio efectivo de muestra cuando el valor ingresado al modelo fue 100 (D; la línea horizontal roja corresponde al tamaño de muestra ingresado) y la distribución del tamaño de muestra efectivo cuando el valor ingresado fue sistemáticamente reducido entre 400 y 50 a intervalos de 25 (E; la línea roja horizontal corresponde al tamaño originalmente ingresado en el caso base). Caso 1.



Un análisis retrospectivo de las estimaciones de biomasa desovante, mortalidad por pesca y reclutas de edad 2 bajo las condiciones definidas para el Caso 1, mostró un sesgo retrospectivo tanto en la biomasa como en la mortalidad por pesca. En el caso de la biomasa, se evidenció un sesgo positivo (las biomاسas estimadas para los últimos años tienden a incrementarse cuando sistemáticamente se remueven datos desde el final de la serie) y en el caso de la mortalidad por pesca, se observó un sesgo negativo (**Figura 44**).

De acuerdo con Mohn (1999), esto puede indicar que un parámetro clave del modelo está variando con el tiempo en circunstancia que en el modelo se ha asumido como constante, frecuentemente la capturabilidad de la pesquería o la selectividad. En el Caso 1 se le permitió a la selectividad variar a través de dos bloques de años y a la capturabilidad variar entre años, de tal modo que esta no sería la situación que produce el patrón retrospectivo. Al respecto, una conclusión del taller de validación de modelos realizado en el 2012, fue que el patrón retrospectivo también puede ser producido por error aleatorio (DER.IFOP 2012a).

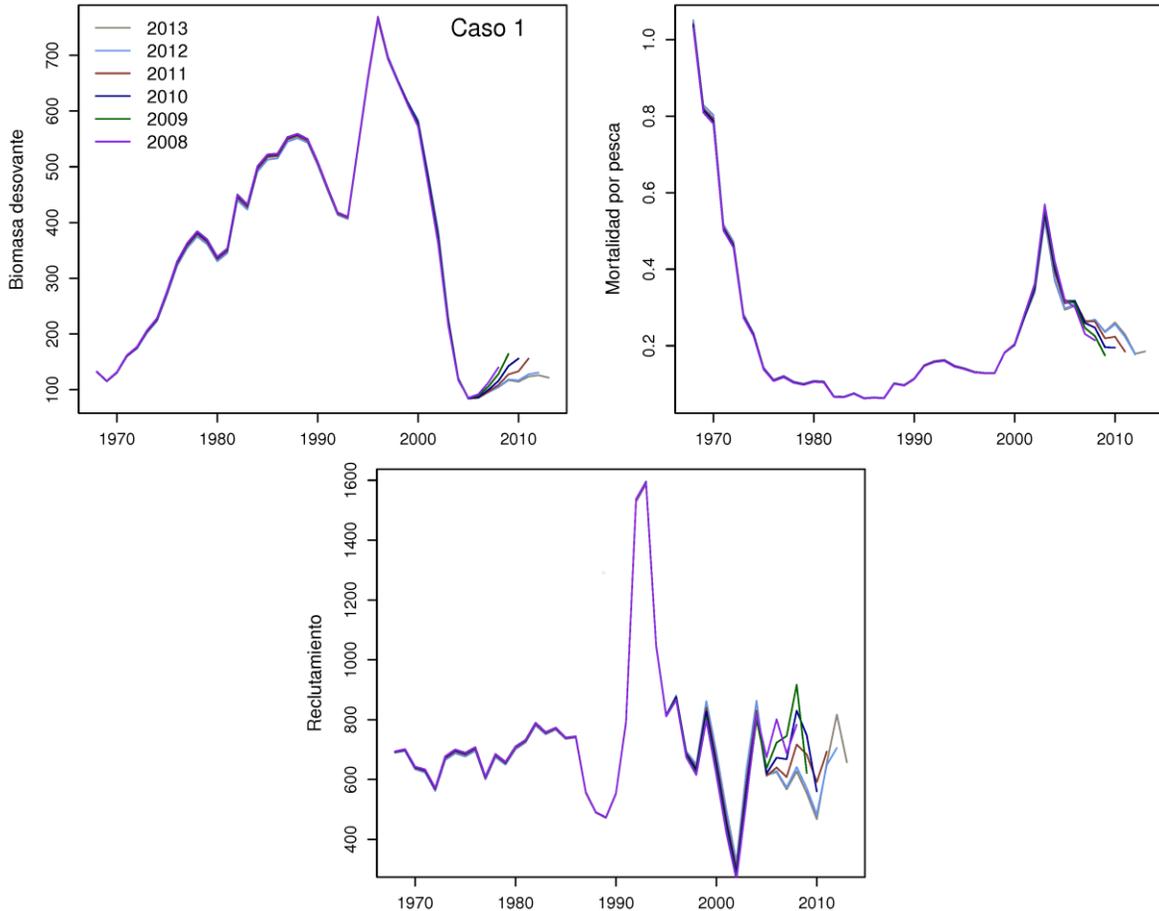


Figura 44. Estimaciones máximo verosímiles retrospectivas de la biomasa desovante, mortalidades por pesca y de los reclutamientos de merluza común, obtenidas removiendo secuencialmente los datos de los últimos cinco años. Caso1.

Las tendencias de la biomasa y reclutamientos estimadas en los dos casos analizados en la evaluación de stock y los ajustes observados en ambos casos exhibieron gran parecido, de este modo los patrones en los residuales de los ajustes de las composiciones de edades fueron muy similares entre casos.

En el Caso 2 al igual que en el Caso 1, el ajuste de las composiciones de edad de los cruceros acústicos mostró residuales de importancia en las estimaciones del número de individuos de edad 2 y 3. Para el grupo de edad 2, el modelo sobrestimó los números de individuos en los años 1995 a 2007 y en la edad 3, se observaron subestimaciones entre los años 2004 al 2012. En el año 1999, se observaron subestimaciones notables en los grupos de edad 9+ (**Figura 45**, panel superior izquierdo).

El panel superior de la columna derecha y la 3ltima fila de la **Figura 45**, muestran que los residuales de la composici3n de edad del crucero ac3stico estuvieron razonablemente bien distribuidos en torno de cero. La prueba de bondad de ajuste de Kolmogorov-Smirnov, indic3 que no es posible rechazar la hip3tesis nula de aleatoriedad de estos residuales ($P = 0,891$; segundo panel columna izquierda). En la **Figura 45** (segundo panel columna derecha) se pudo apreciar mejor que en el Caso 2 el modelo sobreestima considerablemente la abundancia del grupo de edad 2.

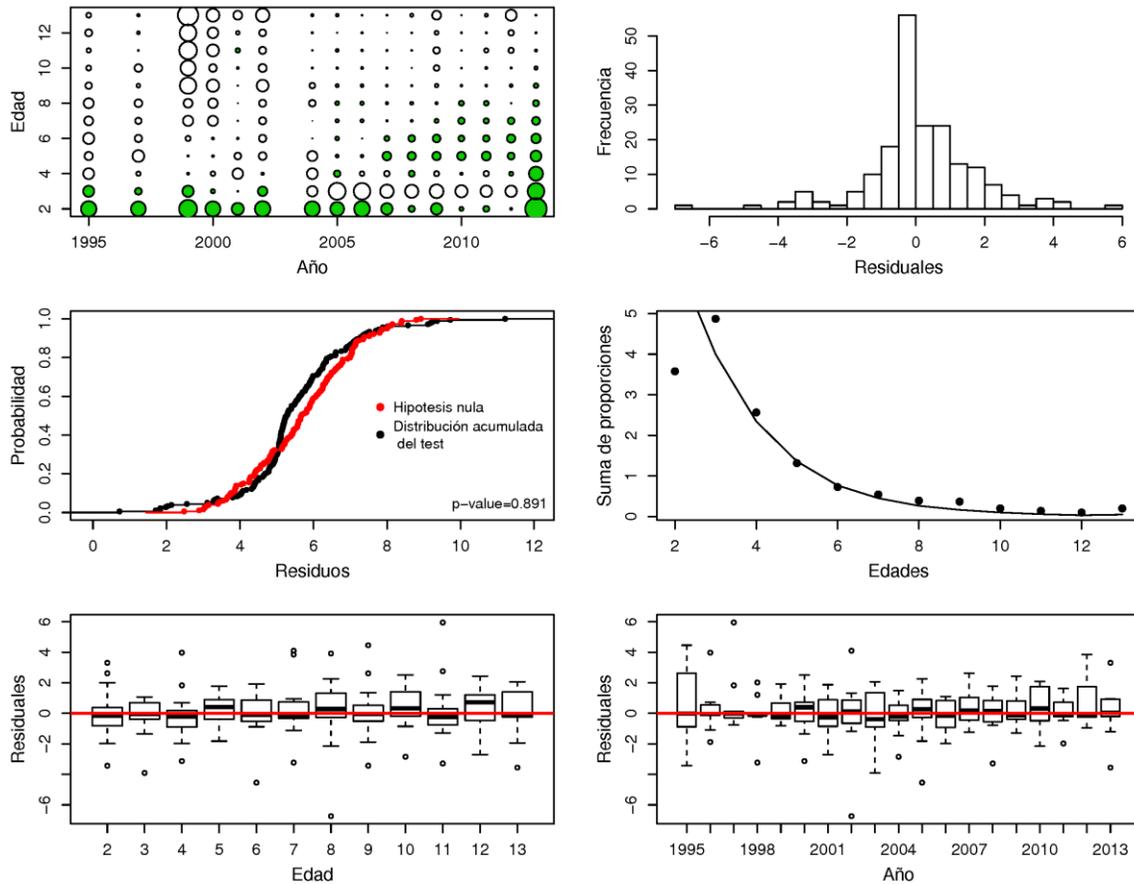


Figura 45. Gráfico de burbuja de los residuos estandarizados de las proporciones de la composici3n de edades (Los c3rculos blancos son residuales positivos y los verdes negativos), distribuci3n de los residuales, prueba de bondad de ajuste para datos con dos dimensiones para determinar el grado de aleatoriedad, distribuci3n marginal del ajuste a la composici3n de edades, boxplot de los residuales a trav3s de las edades y a trav3s de los a3os. **Crucero de evaluaci3n directa. Caso 2.**

Los ajustes a la composición de edades de la captura en el Caso 2, mostraron sobreestimaciones recurrentes del grupo de edad 5 entre los años 1972 y 1981 y del grupo de edad 6 entre los años 1994 y 2012. Por el contrario, el modelo tendió a subestimar el grupo de edad 4 entre los años 1990 y 2012 (**Figura 46**, panel superior columna izquierda).

Los residuales de la composición de edades de la captura se distribuyeron razonablemente bien en torno de cero (primer panel columna derecha y última fila de la **Figura 46**) y exhibieron un comportamiento aleatorio ($P=0,416$; **Figura 46**, segundo panel columna izquierda). La distribución marginal del ajuste por edades muestra la subestimación general del grupo de edad 4 y la ligera sobreestimación de los grupos de edad 5 y 6 (**Figura 46**, segundo panel columna derecha).

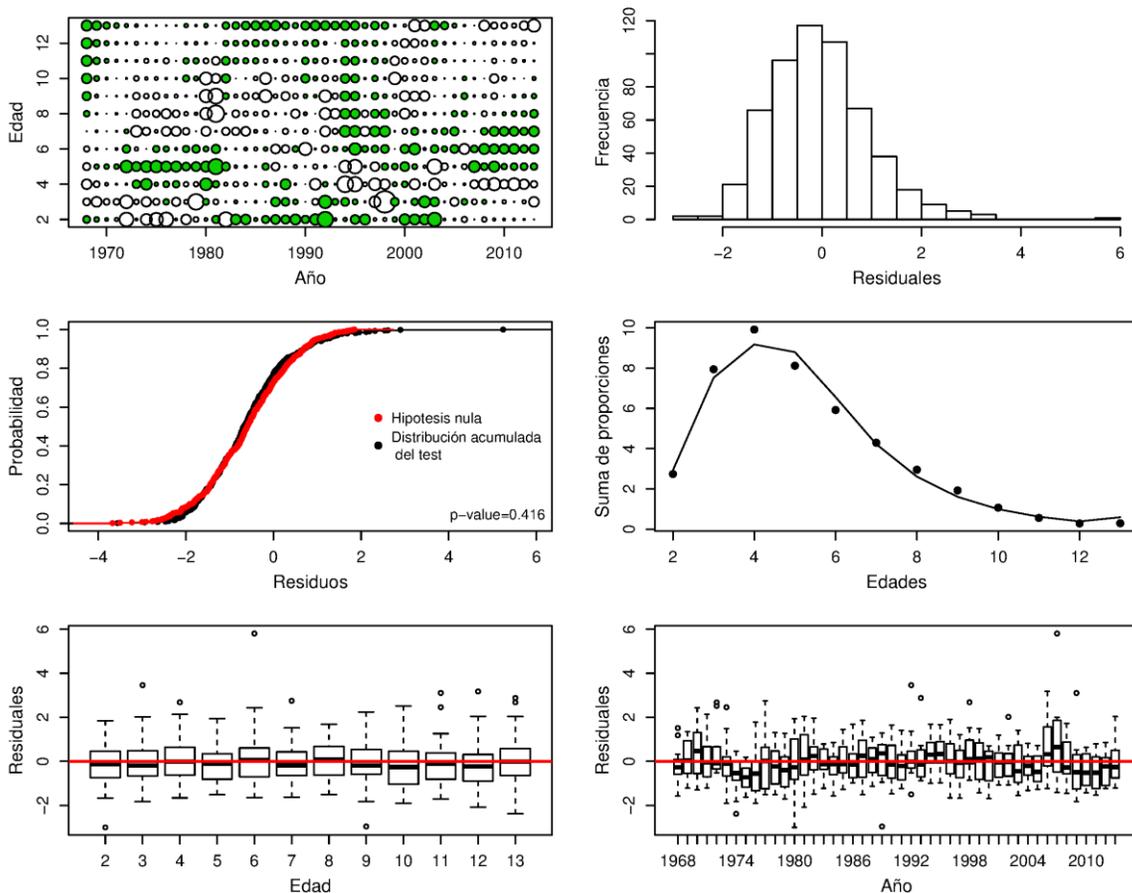


Figura 46. Gráfico de burbuja de los residuales estandarizados de las proporciones de la composición de edades (Los círculos blancos son residuales positivos y los verdes negativos), distribución de los residuales, prueba de bondad de ajuste para datos con dos dimensiones para determinar el grado de aleatoriedad, distribución marginal del ajuste a la composición de edades, boxplot de los residuales a través de las edades y a través de los años. **Captura comercial.** Caso 2.



Los valores de la RCME calculados para la CPUE de la flota de arrastre y la biomasa estimada por el método acústico en el Caso 2 correspondieron a 0,033 y 0,135, respectivamente. De acuerdo con estas estadísticas, el ajuste de la CPUE fue mejor a lo esperado considerando el cv ingresado en el modelo (lo que en este caso también es de esperar, si se considera que se permitió a la capturabilidad variar en el tiempo). El ajuste de la biomasa estimada mediante el método acústico fue consistente con la incertidumbre asumida para la distribución log-normal de este índice (**Tabla 4**).

La sintonización iterativa de los tamaños de muestra ingresados en las verosimilitudes multinomiales de las composiciones de edad del crucero y de la captura con el tamaño de muestra efectivo (effN), no tuvo un efecto sobre la determinación del estatus del recurso (**Figuras 47 y 48 letras A y B**).

Similar a la situación observada en el Caso 1, el ajuste a las composiciones de edad del crucero de evaluación directa fue de menor calidad al esperado a juzgar por el tamaño de muestra ingresado en la verosimilitud (**Figura 47, C, D, E y F**).

En el caso de las composiciones de edad de la captura, la razón entre la media geométrica del vector de tamaños de muestra efectivos obtenido de la sintonización y el valor ingresado a la verosimilitud multinomial fue de 0,85, indicando que el ajuste a esta pieza de información fue razonable con relación al tamaño de muestra ingresado (**Figura 48, F; Tabla 4**).

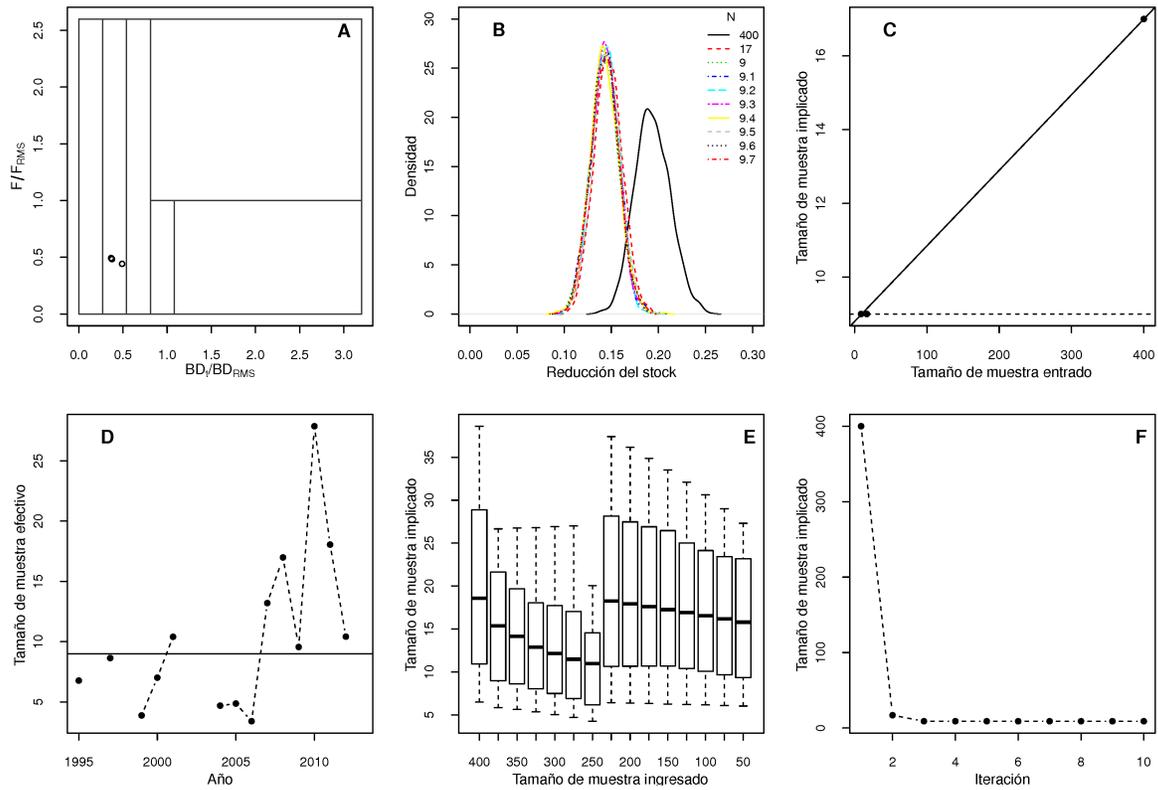


Figura 47. Marco biol3gico de referencia (A), distribuci3n de probabilidades de la reducci3n del stock desovante (B), tama1o de muestra asumido vs tama1o de muestra efectivo (C) y reducci3n del tama1o de muestra efectivo (F), cuando el tama1o de muestra de la verosimilitud multinomial de la composici3n de edades del crucero ac3stico fue iterativamente sintonizado partiendo de un tama1o de muestra ingresado igual a 400. Se incluyen tambi3n el tama1o medio efectivo de muestra cuando el valor ingresado al modelo fue 50 (D; la l3nea horizontal corresponde a la media geom3trica) y la distribuci3n del tama1o de muestra efectivo cuando el valor ingresado fue sistem3ticamente reducido entre 400 y 50 a intervalos de 25 (E). Caso 2.

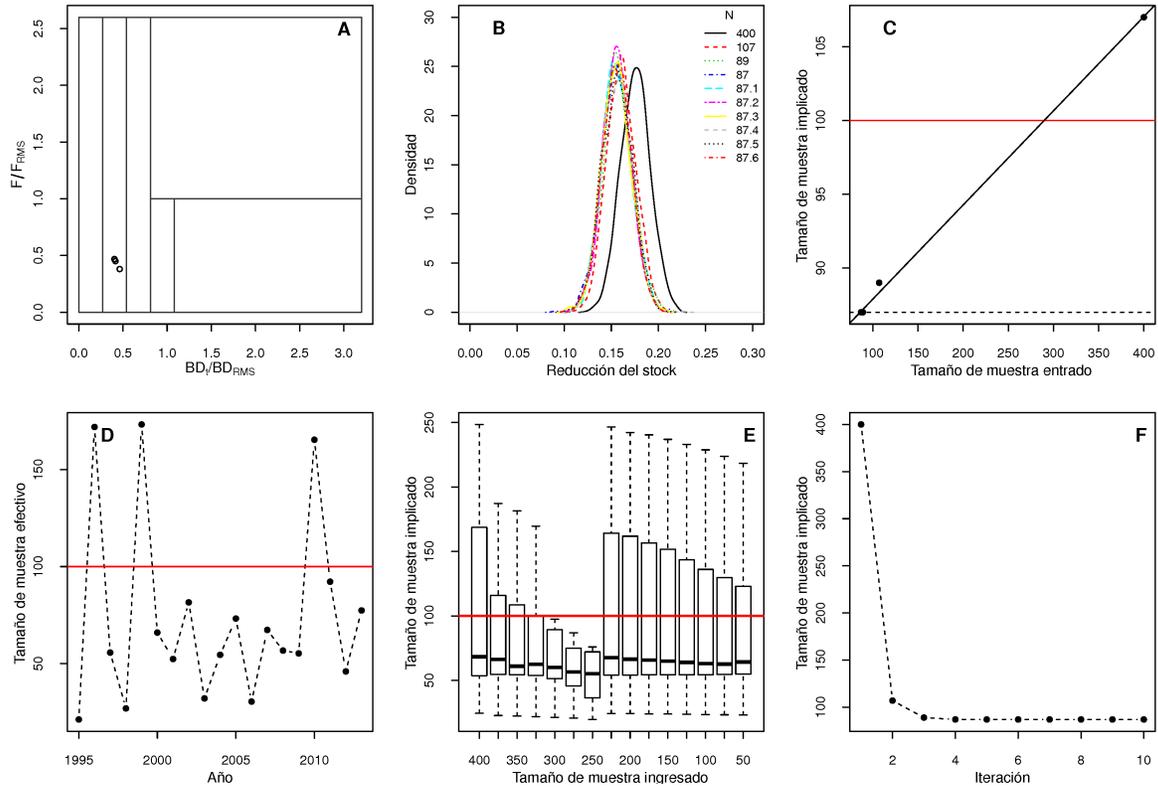


Figura 48. Marco biol3gico de referencia (A), distribuci3n de probabilidades de la reducci3n del stock desovante (B), tama1o de muestra asumido vs tama1o de muestra efectivo (C) y reducci3n del tama1o de muestra efectivo (F), cuando el tama1o de muestra de la verosimilitud multinomial de la composici3n de edades de la captura de la flota de arrastre fue iterativamente sintonizado partiendo de un tama1o de muestra ingresado igual a 400. Se incluyen tambi3n el tama1o medio efectivo de muestra cuando el valor ingresado al modelo fue 100 (D; la l3nea roja horizontal corresponde al tama1o de muestra ingresado) y la distribuci3n del tama1o de muestra efectivo cuando el valor ingresado fue sistem3ticamente reducido entre 400 y 50 a intervalos de 25 (E; la l3nea roja horizontal corresponde al tama1o originalmente ingresado en el caso base). Caso 2.

El an3lisis retrospectivo de las estimaciones de biomasa desovante, mortalidad por pesca y reclutas de edad 2 bajo las condiciones definidas para el Caso 2, mostr3 tambi3n un sesgo retrospectivo positivo en el caso de la biomasa y negativo en el caso de la mortalidad por pesca. Similar a la situaci3n observada con el Caso 1, el reclutamiento no exhibi3 un patr3n retrospectivo claro (**Figura 49**).

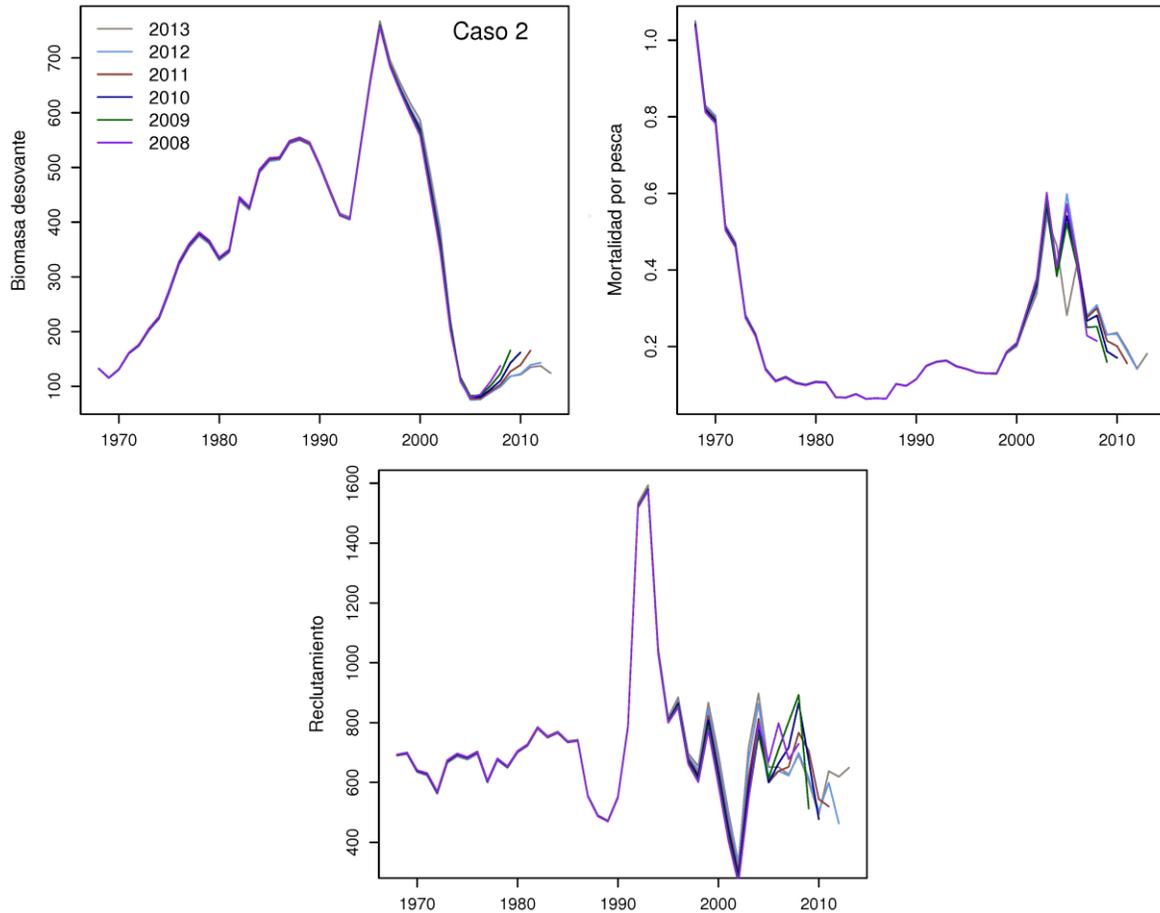


Figura 49. Estimaciones máximo verosímiles retrospectivas de la biomasa desovante, mortalidad por pesca y de los reclutamientos de merluza común, obtenidas removiendo secuencialmente los datos de los últimos cinco años. Caso2.

7.3.2 Análisis de sensibilidad

En la sección anterior se explora la sensibilidad del modelo base a la ponderación de los datos usados en este estudio. En esta sección, se estudia su sensibilidad a modificaciones relevantes tanto en la estructura del modelo como en el uso de los datos.



En particular, se evaluó el impacto en la bondad de ajuste y en la determinación del estado de situación de la pesquería de los siguientes casos:

I. Una serie alternativa de capturas, basada en el escenario de descartes que se describe en la **(Tabla 3)** y en la **Figura 21**.

En el comité científico de la pesquería (previo a las últimas modificaciones a la LGPA), era reconocido que los registros oficiales de captura (desembarques) de merluza común están distorsionados, principalmente por los descartes producidos en la pesquería de arrastre y por los subreportes producidos en las pesquerías de espinel y enmalle. Dado que en el caso base se asume que los desembarques representan la mortalidad por pesca, el análisis de este escenario busca determinar el impacto en el estado de situación de la pesquería y en la estimación de las variables de estado de considerar una serie alternativa de capturas basado en las correcciones descritas en la **Tabla 3** y en la **Figura 21**.

II. IV. Impacto del uso de tres series diferentes de CPUE, estimadas con datos de la flota de arrastre y que resultan de la aplicación de diferentes criterios en el análisis de estandarización del esfuerzo (**Anexo 1**).

El uso de series de CPUE alternativas para resolver el modelo de evaluación, busca representar la incertidumbre en el proceso de selección de modelos en la evaluación del stock, conforme con la recomendación número 12 de la revisión de pares del proyecto, realizada en el año 2011 (Parma 2011).

V. La estimación de M como un parámetro variable en el tiempo a partir del año 2001, excluyendo la CPUA de jibia (ecuación 6 en la Tabla 3 del **Anexo 2**).

La estimación de las tendencias en M de manera empírica, es una verificación regular del supuesto de proporcionalidad de M respecto de la abundancia de jibia, siguiendo la recomendación número 16 de la revisión de pares (Parma 2011).

VI. La exclusión del índice de abundancia relativa estimado con datos de la flota de arrastre (CPUE).

En la evaluación de stock de merluza común se cuenta con un índice anual de abundancia relativa basado en un crucero de evaluación directa que emplea el método acústico (Lillo et al. 2013). En estos cruceros se usan un diseño de muestreo, sistema de eointegración, red de arrastre y métodos de estimación estándares, en contraste con los problemas usualmente asociados con los índices de abundancia relativa estimados con datos de captura y esfuerzo de la pesca comercial (Bishop 2006). Sin menoscabo de que este último índice presenta algunas ventajas comparativas, como por ejemplo una mayor cobertura temporal. Frecuentemente, en las evaluaciones que cuentan



con un índice de abundancia basado en cruceros de evaluación directa, se desestima el uso de la CPUE en favor del primero, bajo consideraciones relacionadas con la incertidumbre de estas piezas de información.

La aproximación usada en el modelo base fue la inclusión de toda la información disponible, en ausencia de argumentos fundados en contra de su uso. Este caso explora el impacto en las variables de estado y estatus del recurso que resulta de incluir sólo el índice de abundancia acústico.

VII. La exclusión de la composición de edades observada en el crucero de evaluación directa de la abundancia de merluza común.

Un problema que presentan las evaluaciones directas de la abundancia con el método acústico, es el desacople espacio temporal entre las composiciones efectivas de talla y edad de las eco-agregaciones evaluadas y aquellas estimadas a partir de los lances de indentificación. El proyecto de evaluación directa de la abundancia de merluza común no es una excepción a esta situación, lo que se ha citado como una de las causas probables de la dificultad de seguir las cohortes en las composiciones de edad de la abundancia estimadas en estos cruceros (Nicklitschek 2011) y que en parte, explica la inferior calidad del ajuste del modelo base a estas composiciones de edad respecto de las composiciones de edad de la captura con arrastre.

Consecuentemente, en este caso se exploró el impacto en los resultados del modelo de excluir las composiciones de edades observadas en los cruceros de evaluación directa.

VIII. Uso de una ojiva alternativa de madurez sexual para estimar la abundancia desovante entre los años 2004 a 2013.

De acuerdo con estudios recientes de la biología reproductiva de merluza común (Alarcón *et al.* 2009, Gálvez *et al.* 2011a), hasta el año 2003 la edad media de madurez sexual era de 3,5 años pero para los años 2004 a 2010, se estima una edad media de madurez sexual de 2,5 a 3 años de edad.

Este tema se discutió en el comité científico existente hasta el año 2012, en donde se reconocía que estos cambios habían tenido lugar en la población a partir del año 2004 pero había incertidumbre con relación a la extensión del desplazamiento de la curva de madurez vs edad hacia edades más jóvenes. Parte de la falta de consenso en esta materia, se debe al número de ojivas de madurez sexual disponibles que contribuyen un grado importante de la incertidumbre respecto al grado del desplazamiento de la ojiva hacia peces más pequeños, tanto por la variabilidad en los resultados como por el hecho de que todas las estimaciones disponibles se han realizado en longitud, requiriendo una conversión de la curva de madurez desde longitudes a edades.



Otro antecedente, lo aportó la revisión de pares realizada al proyecto de evaluación de stock de merluza común en el año 2011, en donde los revisores implementaron un modelo de evaluación independiente y en cuyo informe se lee “Se asumió una ojiva de madurez a la edad constante luego de concluir que la reducción en la talla media a la madurez observada luego del colapso de la estructura de edades de la población no se tradujo en un cambio en las proporciones a la edad.” (Parma 2011).

El impacto de incluir una curva de madurez sexual vs edad diferente para los años 2004 a 2013 se evaluó en el caso VIII. La curva de madurez para estos años, fue estimada con todos los datos de madurez determinada con técnicas histológicas y usando las muestras tomadas en los cruceros de evaluación directa de la abundancia de merluza común. La curva fue estimada usando longitudes y luego transformada a edades usando la ecuación de crecimiento reportada en Aguayo y Ojeda (1987) (**Figura 2**).

IX. Exclusion del componente de mortalidad variable en el tiempo debido a la jibia.

En este caso se desactivó la estimación del parámetro que escala la mortalidad natural adicional respecto de la CPUA de jibia. Cuando este parámetro no es estimado, la mortalidad natural permanece constante a través de las edades y a través de toda la serie de tiempo, excluyendo efectivamente del modelo el efecto de predación por jibia.

De acuerdo con los expertos internacionales invitados al taller de evaluación de stock de merluza común realizado en el año 2011, las capturas en esta pesquería pueden ser explicadas sin recurrir a la hipótesis de predación por jibia, lo que resulta en una población de menor tamaño y en mayores mortalidades por pesca (Tascheri et al. 2012).

7.3.3 Resultados del análisis de sensibilidad

La sensibilidad de los resultados del caso base a los casos I-IV, VI y VII fue baja, en términos de la reducción del stock, la mortalidad por pesca y la serie estimada de reclutamientos (**Figura 50**), en consecuencia el estado de situación de la pesquería no se ve alterado por estos cambios estructurales o por el uso de una serie alternativa de capturas (**Figura 51**).

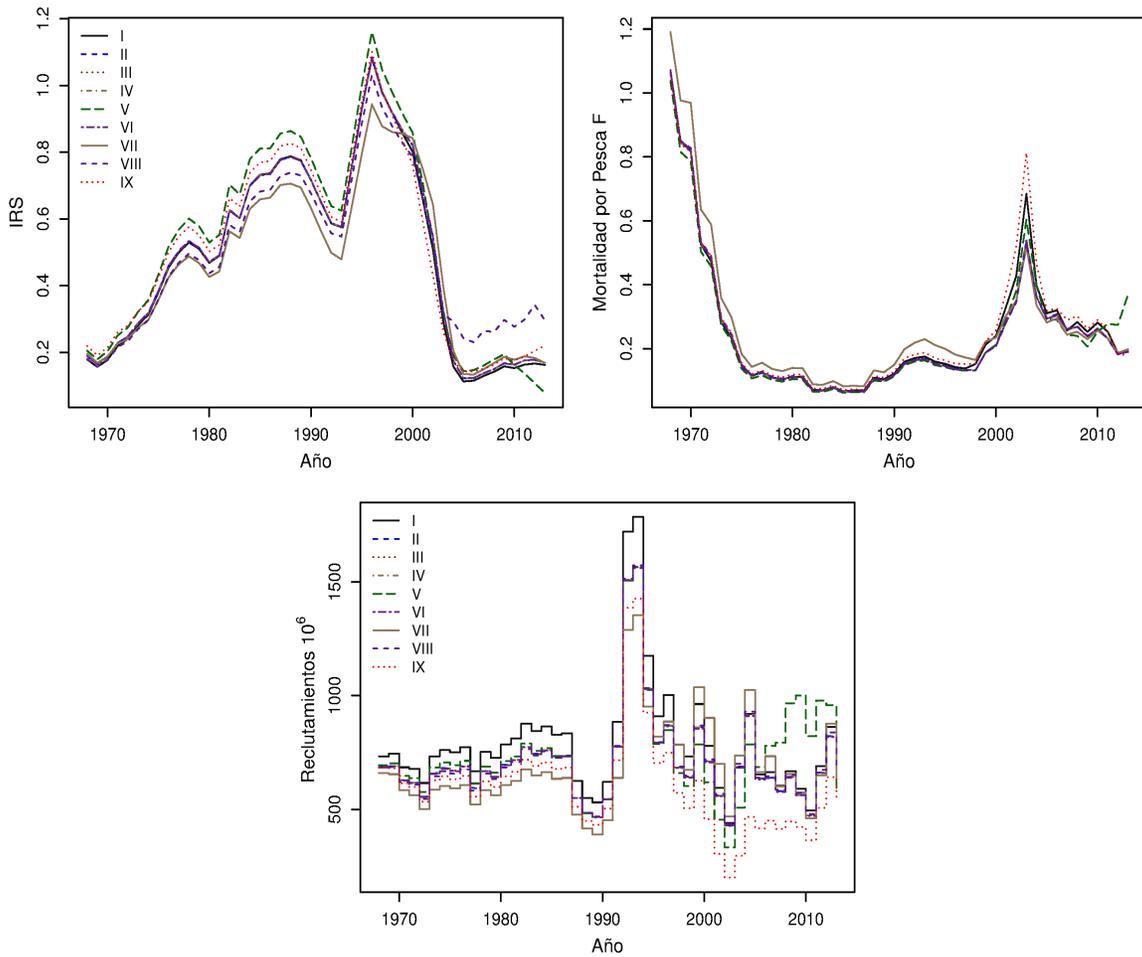


Figura 50. Índice de reducción del stock desovante (BD_y/BD_0), mortalidad por pesca y reclutamientos de merluza común, estimados en 9 casos que consideraron variaciones en el modelo base de evaluación de stock.

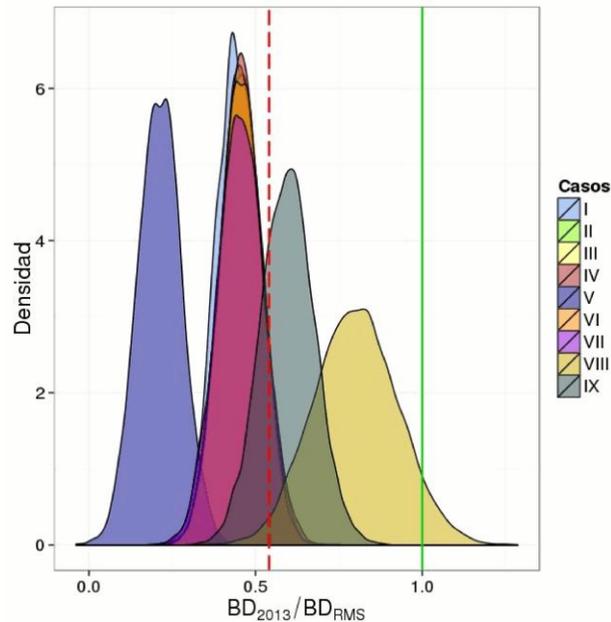


Figura 51. Distribución de probabilidades de la razón entre la biomasa desovante en el año 2013 y la biomasa que produce el Rendimiento Máximo Sostenible (BD_{2013}/BD_{RMS}) en 9 casos que consideran variaciones en el modelo base de evaluación de stock. La línea vertical roja segmentada equivale a una reducción del stock desovante igual a $0,2BD_0$ ($0,54BD_{RMS}$) que en el Marco Biológico de Referencia corresponde al umbral de la zona de sobreexplotación con riesgo de colapso. La línea vertical verde corresponde a BD_{RMS} .

Como es de esperar, los resultados obtenidos con el caso base son sensibles a las situaciones planteadas en los casos V, VIII y IX.

En el caso V la estimación de la mortalidad natural (M) como un parámetro variable en el tiempo (sin incluir el efecto de la jibia) a partir del año 2001, produce un incremento en la mortalidad del año 2003 que es consistente con la hipótesis de depredación por jibia. Luego del año 2007 sin embargo, M se incrementó por sobre el valor esperado bajo la hipótesis de predación por jibia, lo que resultó en un estado de situación de colapso de la pesquería. Este caso también produjo mortalidades por pesca y reclutamientos mayores al resto de los casos luego del año 2010 (caso V en las **Figuras 50 y 51**).



La consideración de una ojiva de madurez alternativa para los años 2004 a 2013, de manera que la edad media de madurez se alcanza a una edad más joven que en el bloque previo de años (caso VIII), no constituye un cambio estructural en el modelo ya que sólo afecta el cómputo de la abundancia y biomasa desovante. Esto sin embargo, tiene un efecto significativo en el estado de situación de la pesquería, el que queda definido por el nivel de reducción de esta biomasa respecto de la biomasa que produce el Rendimiento Máximo Sostenible (BD_{RMS}).

Previsiblemente el uso de una ojiva de madurez con estas características, en el cálculo de la biomasa desovante de los últimos 10 años, produce un incremento con respecto de la situación base presentada en este informe, de manera tal que el estatus de la pesquería se aleja significativamente del estado de sobre-explotación con riesgo de colapso y prácticamente alcanza el estado de plena explotación ($0,3BD_0$) pero con una población desovante compuesta mayoritariamente por individuos de los grupos de edad II y III (**Figura 29** y caso VIII en las **Figuras 50** y **51**).

La exclusión del efecto de predación por jibia del modelo (lo que equivale a mantener la mortalidad natural constante a través de las edades y años en un valor de $M=0,33$; caso IX), redujo la escala de los reclutamientos e incrementó la mortalidad por pesca en los años 2002 a 2004 (**Figura 50**). Respecto del estatus del recurso, este caso tuvo el efecto de sacar a la pesquería de la zona de riesgo de colapso manteniendo la situación de sobre-explotación, con un valor esperado de la reducción del stock desovante igual a $0,22BD_0$ (**Figura 51**).

7.4 Resumen de la evaluación de stock

Se actualizó el modelo base de evaluación de stock que incluye las capturas totales, estima el efecto selectivo de la pesquería usando la composición de edades de la captura de arrastre e incluye un componente de mortalidad natural debido a la predación por jibia.

Con este modelo se analizaron dos casos, los que diferían en la forma de modelar el efecto selectivo de la pesquería entre los años 2004 a 2013 y en la manera de estimar los desvíos del reclutamiento.

En ambos casos se estimó el coeficiente de capturabilidad del crucero de evaluación acústico, en el Caso 1 este fue estimado en 0,96 y en el Caso 2 en 0,95.

Los reclutamientos fluctuaron próximos a un valor promedio, con excepción de los años 1992 y 1993, en donde se estimaron reclutamientos notablemente superiores al promedio.



De acuerdo con este modelo y dependiendo del caso analizado, entre los años 2003 y 2004 la jibia pudo remover entre 260 mil y 301 mil toneladas desde el stock de merluza común.

Tomando en consideración los dos casos estudiados y asumiendo que el desembarque en el año 2013 será de igual magnitud al registrado en el año 2012, la biomasa desovante presente en el año 2013 fue estimada entre 122 mil y 126 mil toneladas.

7.5 Estatus del stock de merluza común

7.5.1 Evaluación del estatus basado en la biomasa desovante

La reducción del potencial reproductivo de la población se midió a través del índice de reducción del stock desovante:

$$IRS_t = \frac{BD_t}{BD_0}$$

donde BD_t es la biomasa desovante en cualquier instante de tiempo (t) y BD_0 es la biomasa desovante virginal, que en los dos casos analizados fue estimada a partir de los parámetros de la relación stock recluta. La biomasa desovante virginal es interpretada como una medida del potencial reproductivo máximo, respecto del cual se establece la condición en cualquier tiempo t .

Valores entre 0,2 y 0,4 se consideran seguros porque poblaciones que presentan biomasa inferiores al 20% de la biomasa virginal son frecuentemente consideradas en proceso de sobrepesca por reclutamiento. La biomasa equivalente al 40% de la biomasa virginal, a menudo es igual o algo mayor a la biomasa desovante que produce el Rendimiento Máximo Sostenible (Restrepo *et al.* 1998).

Entre los años 1968 y 1971 el stock desovante de merluza común se encontraba bajo o próximo al 20% de la biomasa desovante virginal. Entre 1968 y 1988, la biomasa experimentó un crecimiento sostenido y al final de este período era equivalente a un 80% de la biomasa virginal. Este crecimiento se reanuda notablemente en el año 1993 y se extiende hasta 1996. En este último año, el stock desovante había alcanzado el stock desovante virginal (**Figura 52**). Entre 1996 y el año 2005, la biomasa desovante se redujo drásticamente alcanzando un tamaño mínimo equivalente a un 12% del stock virginal. Entre los años 2006 a 2013, la biomasa experimentó un incremento marginal, de manera que en el presente es mayor a la estimada en el año 2005, pero aún permanece por debajo del 20% de la condición virginal. En el año 2013, la probabilidad de que el stock desovante se encuentre en la zona de riesgo de colapso fue estimada en 0,85 o 0,95 dependiendo del caso analizado, con un valor esperado del IRS de 0,17 y 0,18, respectivamente (**Figura 52**).

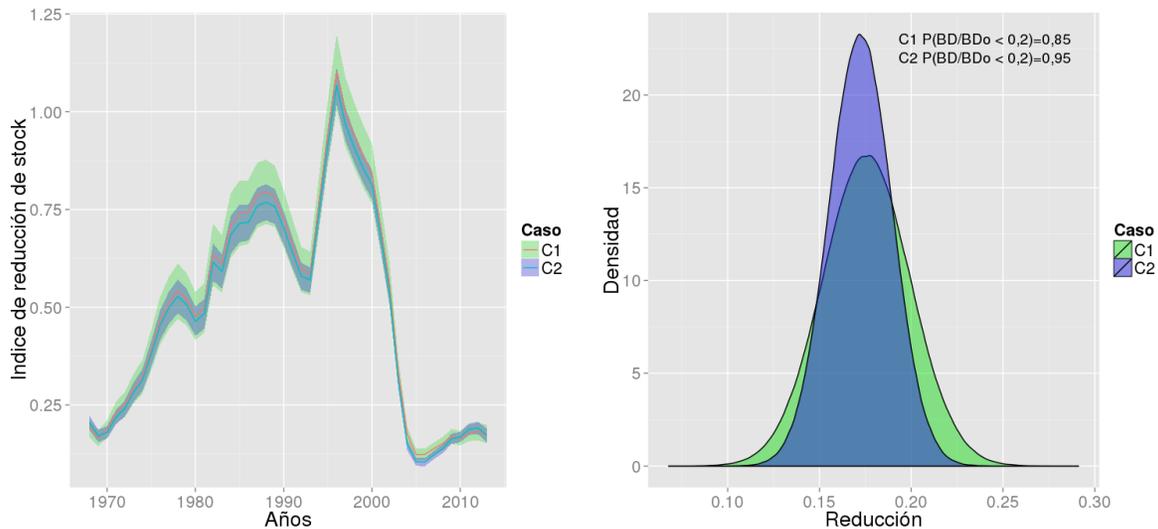


Figura 52. Panel izquierdo: Fluctuación del índice de reducción del stock desovante (*IRS*) de merluza común, estimada en los dos casos estudiados en la evaluación de stock. Se incluye la banda de confianza de 95%; Panel derecho: distribuciones de probabilidades del *IRS* en el año 2013 en las dos situaciones estudiadas.

7.5.2 Evaluación del estatus basado en los excedentes productivos

Los excedentes productivos corresponden a la diferencia en biomاسas totales entre dos años consecutivos más los desembarques (Quinn y Deriso, 1999) y son una representación del nivel de captura que pudo ser extraído manteniendo a la población en estado estable.

Los excedentes fueron calculados con los resultados del Caso 1.

Entre 1968 y 1995, la pesquería produjo mayoritariamente excedentes positivos y entre 1972 y 1993, la pesquería en general no removía la totalidad de los excedentes (**Figura 53**).

En los años 1991 y 1992 se produjeron excedentes de magnitud notablemente superior al valor medio y en los años 2001 y 2003, excedentes negativos de gran magnitud (**Figura 53**).

Si se considera que las capturas contienen error, es posible que entre los años 2007 y 2011, la pesquería no haya generado excedentes.

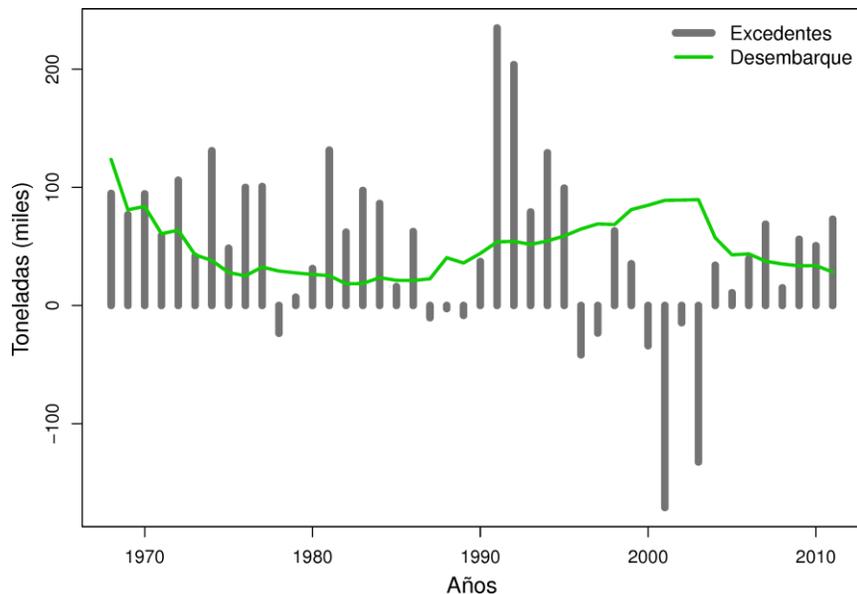


Figura 53. Excedentes productivos y desembarques de merluza común entre los años 1968 y 2011.

7.5.3 Marco biológico de referencia

El marco biológico de referencia (*MBR*) representa los cambios de estado del stock con relación al nivel de explotación en una escala de tiempo anual.

En conformidad con la Ley General de Pesca y Acuicultura (LGPA) y con los acuerdos bilaterales adoptados en esta materia con la Subsecretaría de Pesca (**Anexo 4**), el *MBR* consiste de un plano cartesiano donde en el eje *x* se representa la razón entre la biomasa desovante en el año *t* respecto de la biomasa desovante que produce el Rendimiento Máximo Sostenible (BD_t/BD_{RMS}) y en el eje *y* la razón entre la mortalidad por pesca en el año *t* y la mortalidad por pesca que produce el RMS (F_t/F_{RMS}).

En la LGPA el estatus del stock en un tiempo *t* es referido como el *Estado de Situación de la Pesquería* (Título I, Artículo 2°, definición 59) el que es determinado con relación a Puntos Biológicos de Referencia, en particular aquellos asociados al RMS (BD_{RMS} y F_{RMS}), los *estados de situación* posibles para una determinada pesquería son parte esencial del *MBR* y se encuentran definidos por Ley en el modo que se indica a continuación:

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 RMS 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 RMS .

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 RMS , 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.

Considerando lo establecido en la ley y el trabajo técnico realizado en el comité científico hasta el año 2012 (RR-CC/SGT PBR-E 28/11/2012), el MBR propuesto por el Departamento de Evaluación de Recursos del IFOP (DER) para la pesquería de merluza común tiene las siguientes características (**Anexo 4**):

1. El estado de *plena explotación* queda establecido cuando la biomasa desovante (BD) se encuentra entre $0,3BD_0 < BD \leq 0,4BD_0$ y con un valor de mortalidad por pesca $F < F_{RMS}$. Donde BD_0 es la biomasa desovante virginal
2. La zona de *sobreexplotación* para efectos de la BD , queda definida como $0,1BD_0 < BD \leq 0,3BD_0$.
3. La calificación de *agotada o colapsada* se produce cuando $BD \leq 0,1BD_0$.
4. Se define técnicamente una zona con *riesgo de colapso* como $0,1BD_0 < BD \leq 0,2BD_0$.
5. Se define técnicamente la condición de *sobrepesca*, cuando $F > F_{RMS}$.
6. En conformidad con el objetivo del manejo pesquero definido en la LGPA, las referencias en biomasa se estandarizan con relación a BD_{RMS} y las referencias en mortalidad por pesca con relación a F_{RMS} .

Es importante notar que F_{RMS} está condicionado a la selectividad de la pesquería y al valor de M y que este último también condiciona el valor de B_0 . En vista de que el modelo considera 2 bloques de años con diferentes selectividades (1968 a 2003 y 2004 a 2013) y mortalidad natural variable entre los años 1999 y 2013 (**Anexo 3**), la estandarización de los ejes en el MBR debió considerar estos cambios en función del tiempo (**Figura 54**).



De acuerdo con este marco de referencia y usando los resultados del Caso 1, el estado de situaci3n del stock de merluza com3n es determinado en la **Figura 55**. El tono de gris, representa el nivel de compromiso del stock desde la perspectiva de su conservaci3n, de manera tal que mientras m3s claro es el tono menor es el grado de compromiso.

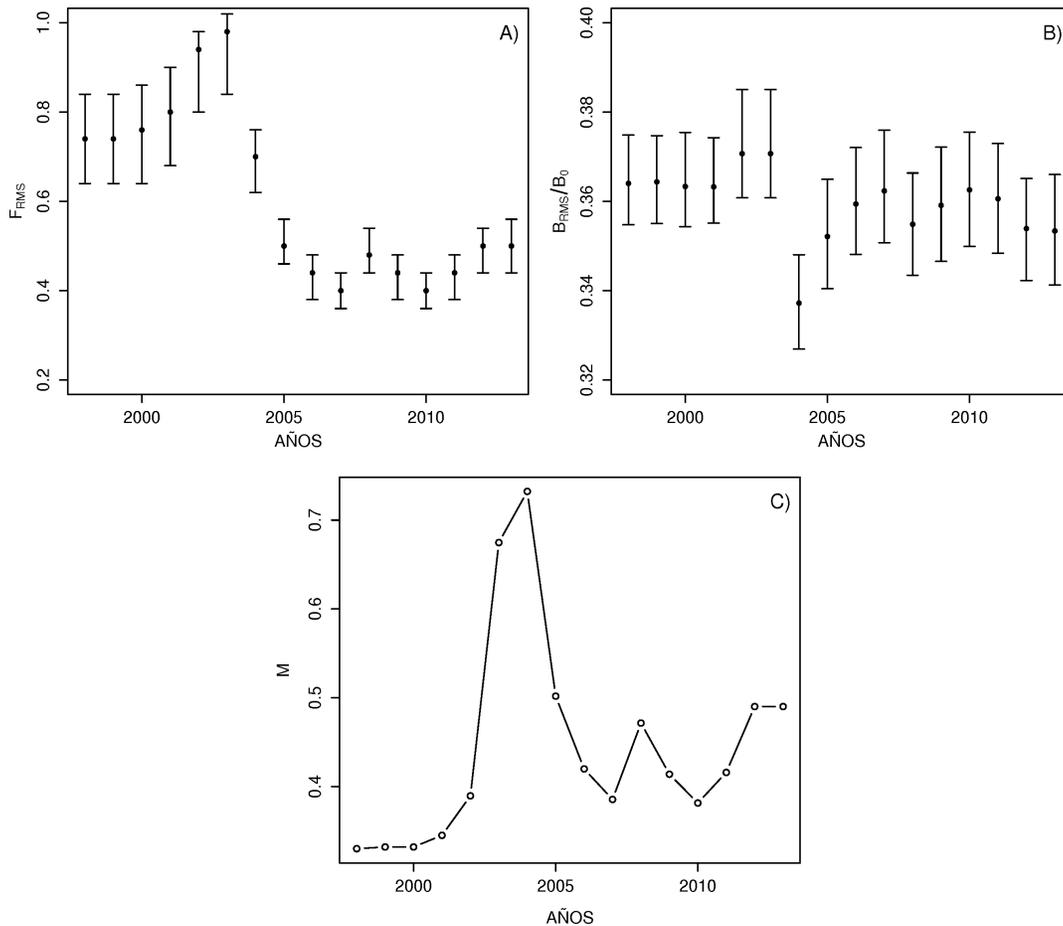


Figura 54. Fluctuaciones de: A) la mortalidad por pesca que produce el rendimiento m3ximo sostenible (F_{RMS}); B) la biomasa que F_{RMS} produce en el largo plazo relativa a la biomasa desovante virginal (B_{RMS}/B_0); y C) la mortalidad natural debido a la depredaci3n por jibia. Años 1998 a 2013. Caso 1.

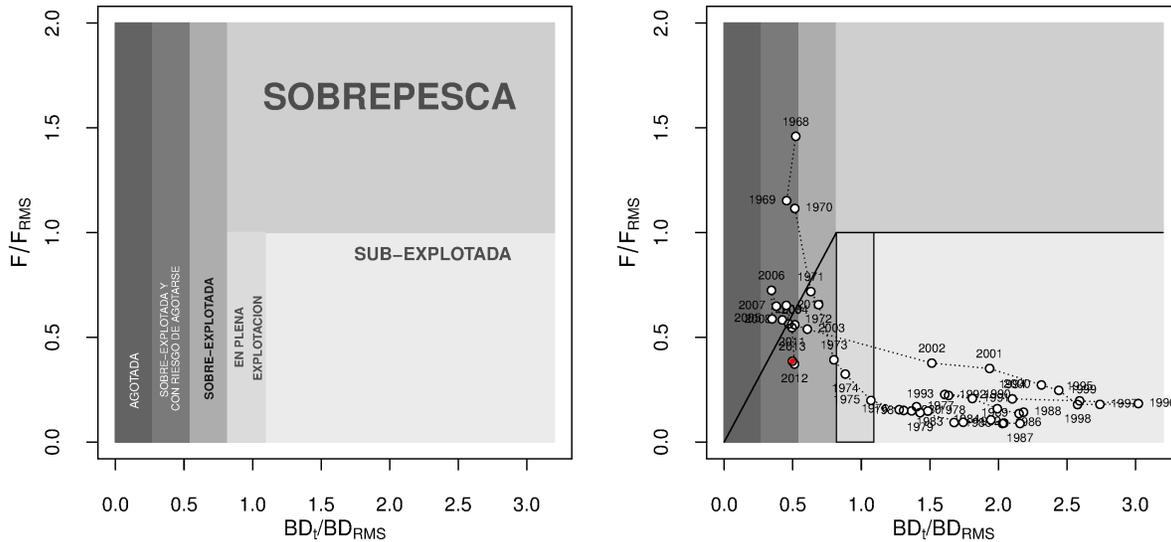


Figura 55. Panel izquierdo: *MBR* propuesto para la pesquería de merluza común en conformidad con la Ley General de Pesca y Acuicultura y los acuerdos tomados con la Subsecretaría de Pesca. Panel derecho: *MBR* mostrando la trayectoria del stock de merluza común entre los años 1968 y 2013. El punto rojo corresponde al estado del stock en el año 2013. Caso 1.

7.5.4 Estado de situación de la pesquería de merluza común

Conjuntamente con el crecimiento que experimentó la biomasa desovante del stock entre los años 1968 y 1996 y de acuerdo al *MBR*, la pesquería transitó por una situación de sobreexplotación con riesgo de colapso entre los años 1968 y 1970 y se encontraba en una situación de sobreexplotación entre 1971 y 1973 (**Figura 55**). La situación mejoró notablemente a partir de 1974, primero la pesquería alcanzó la situación de plena explotación entre 1974 y 1975 y luego, una condición de subexplotación que se mantuvo entre 1976 y el año 2002 (**Figura 55**).

Luego del año 1996, la biomasa desovante experimentó una reducción que fue acompañada de un incremento progresivo de las mortalidades por pesca a partir del año 1999 (**Tabla 5**), de esta manera la pesquería alcanzó una situación de sobreexplotación en el año 2003 pasando rápidamente a una situación con riesgo de colapso en el año 2004, en donde permanece hasta el año 2013 (**Figura 55**).



Es de observar aquí, que la pesquería permaneció en estado de sobreexplotación con riesgo de colapso aún con la notable reducción en las cuotas de captura autorizadas en el año 2004 y 2005 y luego de las reducciones graduales establecidas entre los años 2006 y 2013 (**Figuras 3 y 55**).

Es también notable que bajo la hipótesis que considera la depredación por jibia un factor determinante del tamaño del stock entre los años 2001 y 2013 (**Figuras 24, 30 y 33**), la pesquería transitó de una situación de subexplotación en el año 2002 a una de sobreexplotación con riesgo de colapso en el año 2004 cuando la mortalidad por pesca superó el valor de $0,5F_{RMS}$ y sin alcanzar el nivel de F_{RMS} en ningún año de la serie (**Figura 55**).

De este modo y en conformidad con la definición del *MBR*, el riesgo de sobreexplotación de la pesquería de merluza común en el año 2013 es de un 100% $P(BD < 0,3BD_0) = 1$ y el riesgo de sobrepesca es 0% $P(F > F_{RMS}) = 0$.

7.5.5 Resumen del estatus del stock de merluza común

De acuerdo con los casos analizados, la biomasa desovante se encuentra actualmente en un 17% o 18% de la biomasa virginal.

La pesquería de merluza común se caracterizó históricamente por generar excedentes positivos. En 1992 y 1993 se observaron excedentes notablemente superiores al promedio histórico. La situación inversa se verificó en los años 2001 y 2003, donde se produjeron excedentes negativos de gran magnitud.

De acuerdo con los resultados del caso base de la evaluación de stock actualizado al año 2013, el recurso merluza común tiene una probabilidad de 0,95 de encontrarse sobreexplotado con riesgo de colapso.



7.6 Simulación de los efectos futuros de la explotación

La simulación de efectos futuros de explotación en merluza común se realizó bajo las siguientes condiciones:

- El patrón de explotación se asumió se mantendría igual al estimado en el Caso 1 para el bloque de años 2004 a 2013.
- El efecto de las variaciones en el reclutamiento se analizó considerando tres escenarios: R_0 , media de los últimos 5 años y $0,75R_0$ (**Figura 56**), En cada caso se evaluaron dos situaciones de mortalidad natural, incluyendo (M igual al promedio de los últimos 5 años) y excluyendo ($M=0,33$) el efecto de la jibia. El valor de M se asumió constante a través de las edades y el tiempo.
- El valor de F_{RMS} fue calculado considerando el valor de mortalidad natural empleado en cada caso, lo que resulta en un mayor valor de F_{RMS} en los casos que incluyen el efecto de la jibia (**Anexo 3**).
- En los cálculos de biomazas se utilizó el vector promedio de pesos por edades, mismo que es utilizado en el cálculo de la biomasa desovante virginal (B_0).
- Los indicadores de desempeño considerados fueron los siguientes: reducción de la biomasa futura respecto de la presente evaluada en el quinto año de la proyección (BD_{2018}/BD_{2013}) y la reducción de la biomasa con respecto de la biomasa que produce el Rendimiento Máximo Sostenible ($IRS_{RMS}=BD/BD_{RMS}$), evaluada en horizontes de 5 y 10 años.



- Las estrategias de explotación simuladas incluyeron: i) una moratoria de la pesca ($F=0$), ii) mortalidad por pesca constante e igual al nivel estimado para el año 2013 (Status Quo), iii) mortalidad por pesca constante e igual al valor que produce el RMS (F_{RMS}) y iv) mortalidad por pesca establecida según la siguiente regla de control (**Anexo 4**):

$$F_y \begin{cases} F_{RMS} & \text{si } BD_y / BD_{RMS} \geq 1 \\ F_{RMS} BD_y / BD_{RMS} & \text{si } BD_y / BD_{RMS} < 1 \end{cases}$$

- La proyección no incluyó error de implementación (el efecto de descartes y/o subreportes).
- Algunas de las estrategias sólo se incluyeron para fines de comparación y no constituyen necesariamente políticas viables de ser implementadas.

Los resultados incluyen la Captura Biológicamente Aceptable (CBA) con un riesgo de 10% y 50% para cada estrategia de explotación evaluada.

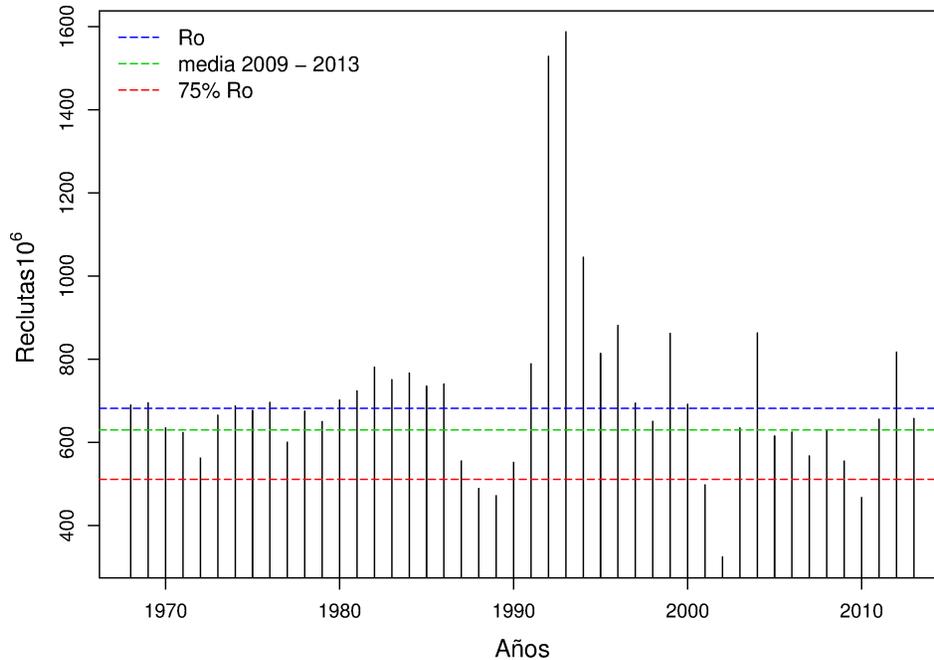


Figura 56. Desvíos del reclutamiento estimados en el Caso 1 de la evaluación de stock. Las líneas horizontales denotan los valores de reclutamiento considerados en los escenarios proyectados.



7.6.1 Proyección de la población a 10 años bajo políticas de mortalidad por pesca constante.

En la evaluación de stock de merluza común la jibia es un factor determinante de la condición del recurso, tanto en el presente como en las situaciones de explotación futura. En este último caso, las estrategias de explotación evaluadas no sólo se desempeñaron mejor en las situaciones en que se excluyó el efecto de la jibia sino que su inclusión en las simulaciones, en combinación con la hipótesis de reclutamiento adoptada en cada caso, determinaron completamente las posibilidades de recuperación de la biomasa desovante en los horizontes de tiempo estudiados.

Reclutamiento constante igual a R_0 , incluyendo el efecto de depredación por jibia

Asumiendo un reclutamiento constante igual a R_0 (**Figura 56**) e incluyendo el efecto de depredación por jibia, una política de status quo equivaldría a extraer capturas del orden de 40 mil toneladas. Bajo las condiciones proyectadas, esta política de explotación permitiría un crecimiento de 40% en la biomasa desovante por sobre aquella presente en el año 2013 en un plazo de 5 años y alcanzar un 60% del BD_{RMS} en el mismo plazo (**Tabla 7; Figuras 57 y 58**). Bajo estas condiciones, el recurso presentó una baja probabilidad de encontrarse en la zona de riesgo de colapso en el horizonte de 10 años, pero no alcanzaría el objetivo de manejo en esta extensión de tiempo (**Tabla 7**).

Una mortalidad por pesca del orden de F_{RMS} equivale a extraer 67 mil toneladas, lo que bajo las condiciones proyectadas produciría una reducción de un 30% en la biomasa desovante presente en un horizonte de 5 años (**Tabla 7; Figuras 57 y 58**). Consecuentemente, en el horizonte de proyección y bajo la estrategia F_{RMS} , el stock desovante sería el equivalente a un 30% de BD_{RMS} y la probabilidad de encontrarse aún en la zona de riesgo de colapso es significativa (**Tabla 7**).

La aplicación de la regla de control, implica el incremento de la mortalidad por pesca en el corto plazo, pero equivale a extraer capturas iguales al nivel presente, promoviendo un crecimiento de la biomasa desovante de 20% al cabo de 5 años. El uso de esta regla, permitiría alcanzar un 60% de BD_{RMS} en el horizonte de 10 años, con una baja probabilidad de encontrarse en la zona de riesgo de agotamiento al final de este período (**Tabla 7; Figuras 57 y 58**).



Tabla 7.

Resumen del análisis de proyección y riesgo bajo diferentes políticas de mortalidad por pesca constante, incluyendo a la jibia como un factor adicional de mortalidad natural y asumiendo un **reclutamiento igual a R_0** . BD_y : biomasa desovante en el año y ; F_{RMS} y BD_{RMS} : mortalidad por pesca y biomasa desovante asociadas al Rendimiento Máximo Sostenible.

	0	Status-quo	F_{RMS}	Regla
Captura₂₀₁₄ 1000 t				
$\alpha = 0,1$	0	39	67	39
$\alpha = 0,5$	0	43	77	51
BD_{2018}/BD_{2013}	2.4	1.4	0.7	1.2
BD_{2018}/BD_{RMS}	1.1	0.6	0.3	0.6
BD_{2023}/BD_{RMS}	1.4	0.7	0.3	0.6
$P(BD_{2023}/BD_{RMS} < 0,54)$	0	0	1	0.1
$P(BD_{2023}/BD_{RMS} < 1)$	0	1	1	1
$P(F_{2023}/F_{RMS} > 1)$	0	0	0	0

Reclutamiento constante igual a R_0 , excluyendo el efecto de depredación por jibia

La repetición del análisis bajo las mismas condiciones pero esta vez excluyendo la mortalidad adicional debido a la jibia, promueve el crecimiento del stock desovante bajo todas las estrategias analizadas. La aplicación de una mortalidad por pesca igual a la presente, equivale en este caso a la extracción de una captura de 46 mil toneladas, permitiendo duplicar la biomasa desovante en un lapso de 5 años y alcanzar el objetivo de manejo en este mismo horizonte de tiempo (**Tabla 8; Figuras 57 y 58**). Incluso la aplicación de una estrategia de F_{RMS} , permitiría alcanzar un 70% de BD_{RMS} en 10 años extrayendo una captura significativamente mayor al nivel presente (**Tabla 8**). El uso de la regla de control en este caso, penaliza en un mayor grado las capturas presentes pero permitiría alcanzar un 90% de BD_{RMS} en 5 años (**Tabla 8; Figuras 57 y 58**).



Tabla 8.

Resumen del análisis de proyección y riesgo bajo diferentes políticas de mortalidad por pesca constante, excluyendo a la jibia como un factor adicional de mortalidad natural y asumiendo un **reclutamiento igual a R_0** . BD_y : biomasa desovante en el año y ; F_{RMS} y BD_{RMS} : mortalidad por pesca y biomasa desovante asociadas al Rendimiento Máximo Sostenible.

	0	Status-quo	F_{RMS}	Regla
Captura₂₀₁₄ 1000 t				
$\alpha = 0,1$	0	46	67	35
$\alpha = 0,5$	0	51	77	46
BD_{2018}/BD_{2013}	3.7	2.1	1.4	1.9
BD_{2018}/BD_{RMS}	1.7	1.0	0.6	0.9
BD_{2023}/BD_{RMS}	2.6	1.1	0.7	0.8
$P(BD_{2023}/BD_{RMS} < 0,54)$	0	0	0	0
$P(BD_{2023}/BD_{RMS} < 1)$	0	0.1	1	1
$P(F_{2023}/F_{RMS} > 1)$	0	0	0	0

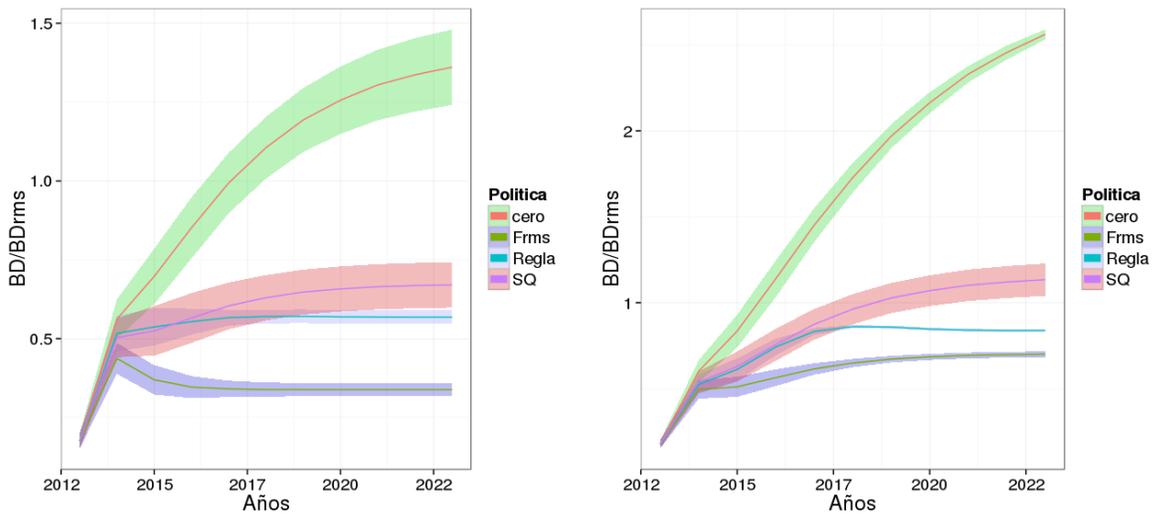


Figura 57. Evolución de la biomasa desovante de merluza común con respecto de la biomasa desovante que produce el Rendimiento Máximo Sostenible bajo 5 escenarios de mortalidad por pesca constante y reclutamientos constantes e iguales a R_0 . Panel izquierdo: incluyendo el efecto de mortalidad debido a la jibia. Panel derecho excluyendo a la jibia.

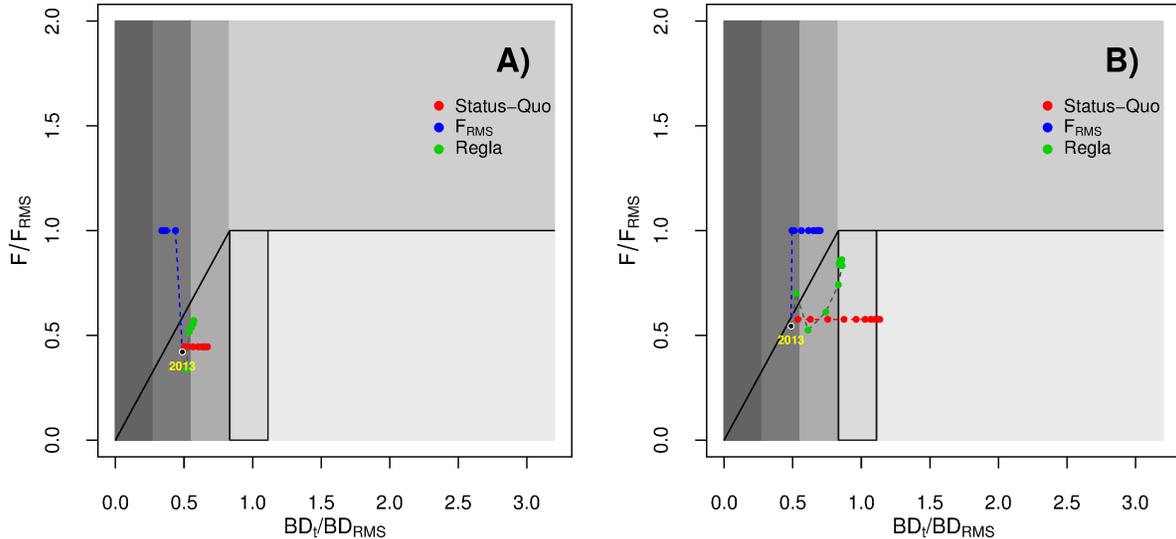


Figura 58. Marco biológico de referencia indicando el estado de situación de la pesquería de merluza común en el año 2013 y la evolución del estado de la pesquería bajo tres estrategias de explotación de mortalidad por pesca constante y reclutamientos iguales a R_0 en una proyección de 10 años. A) Incluyendo la mortalidad natural adicional debido a la jibia; B) Excluyendo a la jibia.

Reclutamiento constante igual a la media de los últimos 5 años, incluyendo el efecto de depredación por jibia

La proyección de la población con un reclutamiento igual a la media de los últimos 5 años, considerando un escenario de mortalidad natural que incluye el efecto de la jibia y usando una estrategia de status quo o aplicando la regla de control, permitiría incrementar la biomasa desovante entre un 10 y un 20% en cinco años. Con la aplicación de la estrategia de F_{RMS} en cambio, se produjo una reducción de 40% con respecto de la condición presente (**Tabla 9**). Bajo las condiciones de esta simulación, el stock podría alcanzar la BD_{RMS} con $F=0$ pero no superaría un 50% de BD_{RMS} bajo una política que hace uso de la regla de control o de status quo (**Tabla 9; Figuras 59 y 60**). Exceptuando la situación con $F=0$, solamente la estrategia de status quo presenta alguna posibilidad ($P=0,5$) de que el stock no se encuentre en la zona de riesgo de agotamiento al cabo de 10 años (**Tabla 9**).



Tabla 9.

Resumen del an3lisis de proyecci3n y riesgo bajo diferentes pol3ticas de mortalidad por pesca constante, incluyendo a la jibia como un factor adicional de mortalidad natural y asumiendo un **reclutamiento igual a la media de los 3ltimos 5 a3os**. BD_y : biomasa desovante en el a3o y ; F_y : mortalidad por pesca en el a3o y ; F_{RMS} y BD_{RMS} : mortalidad por pesca y biomasa desovante asociadas al Rendimiento M3ximo Sostenible.

	0	Status-quo	F_{RMS}	Regla
Captura₂₀₁₄ 1000 t				
$\alpha = 0,1$	0	36	60	37
$\alpha = 0,5$	0	41	71	50
BD_{2018}/BD_{2013}	2.1	1.2	0.6	1.1
BD_{2018}/BD_{RMS}	1.0	0.5	0.3	0.5
BD_{2023}/BD_{RMS}	1.1	0.5	0.3	0.5
$P(BD_{2023}/BD_{RMS} < 0,54)$	0	0.5	1	0.9
$P(BD_{2023}/BD_{RMS} < 1)$	0.2	1	1	1
$P(F_{2023}/F_{RMS} > 1)$	0	0	0	0

Reclutamiento constante igual a la media de los 3ltimos 5 a3os, excluyendo el efecto de depredaci3n por jibia

La proyecci3n de la poblaci3n excluyendo el efecto de la jibia y asumiendo un reclutamiento igual a la media de los a3os 2009 a 2013, promueve el crecimiento de la biomasa desovante en todas las estrategias evaluadas (**Tabla 10; Figuras 59 y 60**). La estrategia de status quo permitir3a pr3cticamente duplicar la biomasa presente en 5 a3os, alcanzando un 80% BD_{RMS} en este mismo intervalo de tiempo y hasta un 90% de BD_{RMS} al cabo de 10 a3os (**Figuras 59 y 60**). La pol3tica gobernada por la regla de control promueve un crecimiento de hasta un 60% de la biomasa desovante presente en 5 a3os y permitir3a alcanzar entre un 70% y un 80% de BD_{RMS} . Bajo las condiciones simuladas, todas las estrategias con excepci3n de F_{RMS} presentaron una baja probabilidad de que el stock se encuentre en la zona de riesgo de agotamiento al cabo de 10 a3os. Con excepci3n de una pol3tica $F=0$, ninguna estrategia entre las simuladas permiti3o alcanzar el objetivo de manejo en este lapso de tiempo, si bien F status quo movi3o al stock hacia la zona de plena explotaci3n aproxim3ndose al objetivo (**Tabla 10; Figuras 59 y 60**).



Tabla 10.

Resumen del an3lisis de proyecci3n y riesgo bajo diferentes pol3ticas de mortalidad por pesca constante, excluyendo a la jibia como un factor adicional de mortalidad natural y asumiendo un **reclutamiento igual a la media de los 3ltimos 5 a3os**. BD_y : biomasa desovante en el a3o y ; F_y : mortalidad por pesca en el a3o y ; F_{RMS} y BD_{RMS} : mortalidad por pesca y biomasa desovante asociadas al Rendimiento M3ximo Sostenible.

	0	Status-quo	F_{RMS}	Regla
Captura₂₀₁₄ 1000 t				
$\alpha = 0,1$	0	43	60	34
$\alpha = 0,5$	0	48	71	45
BD_{2018}/BD_{2013}	3.2	1.8	1.2	1.6
BD_{2018}/BD_{RMS}	1.5	0.8	0.5	0.8
BD_{2023}/BD_{RMS}	2.1	0.9	0.6	0.7
$P(BD_{2023}/BD_{RMS} < 0,54)$	0	0	0.3	0
$P(BD_{2023}/BD_{RMS} < 1)$	0	0.8	1	1
$P(F_{2023}/F_{RMS} > 1)$	0	0	0	0

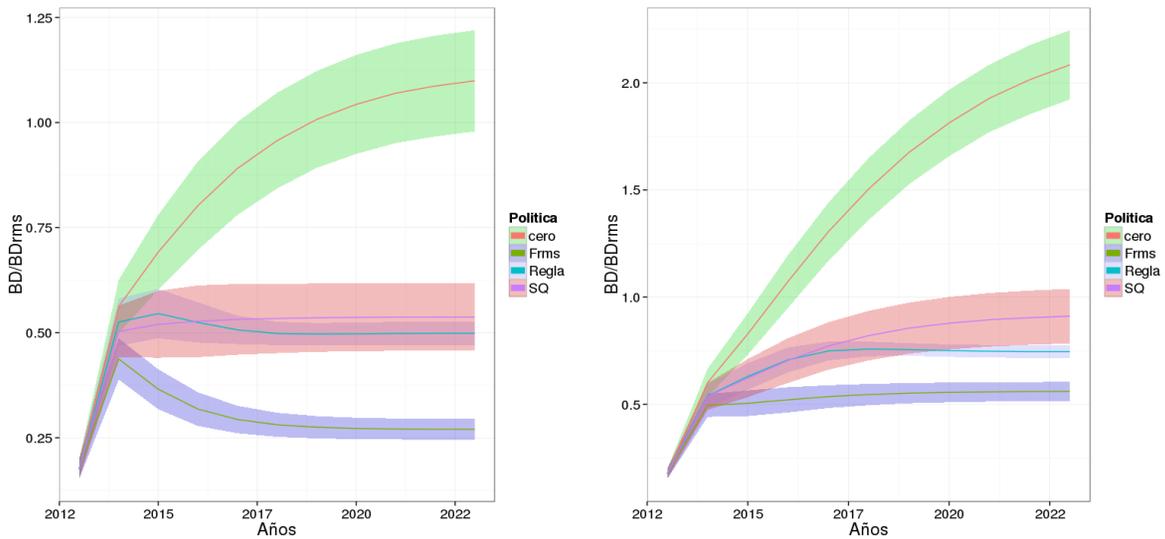


Figura 59. Evoluci3n de la biomasa desovante de merluza com3n con respecto de la biomasa desovante que produce el Rendimiento M3ximo Sostenible bajo 5 escenarios de mortalidad por pesca constante y reclutamientos constantes e iguales a la media de los 3ltimos 5 a3os. Panel izquierdo: incluyendo el efecto de mortalidad debido a la jibia. Panel derecho excluyendo a la jibia.

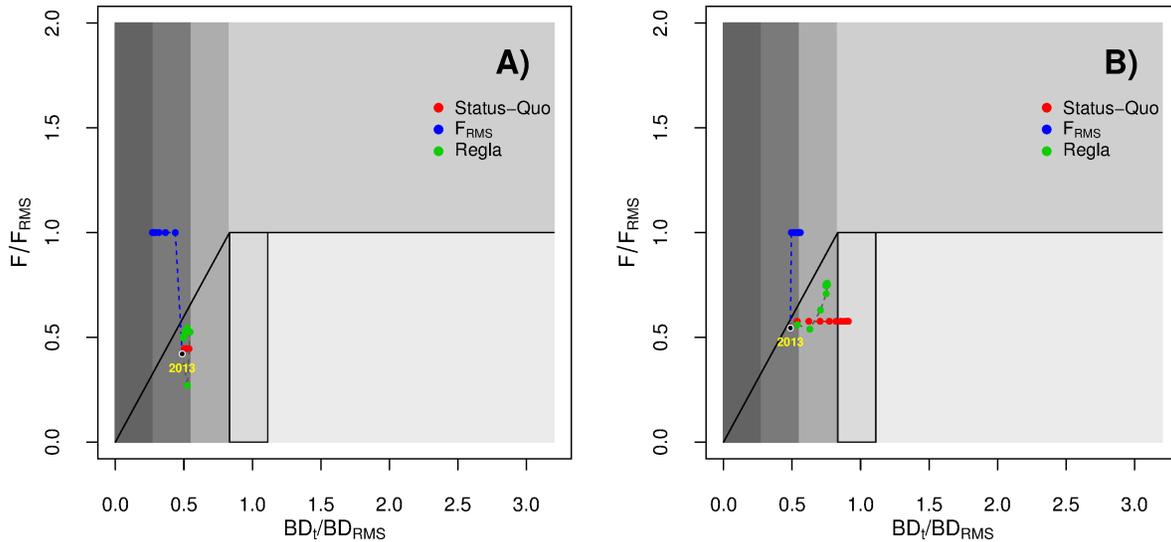


Figura 60. Marco biológico de referencia indicando el estado de situación de la pesquería de merluza común en el año 2013 y la evolución del estado de la pesquería bajo tres estrategias de explotación de mortalidad por pesca constante y reclutamiento iguales a la media de los últimos 5 años en una proyección de 10 años. A) Incluyendo la mortalidad natural adicional debido a la jibia; B) Excluyendo a la jibia.

Reclutamiento constante igual a $0,75R_0$, incluyendo el efecto de depredación por jibia

La proyección de las mismas estrategias de mortalidad por pesca constante bajo condiciones de reclutamientos constantes iguales a $0,75R_0$ e incluyendo el efecto de la jibia, significó extraer 36 mil toneladas en el año 2014 aplicando la mortalidad por pesca presente. Una estrategia de este tipo, produciría un crecimiento de 10% por sobre la biomasa presente en un plazo de 5 años y permitiría alcanzar sólo un 50% de BD_{RMS} . Por esta razón, el uso de esta estrategia bajo las condiciones simuladas presentó una probabilidad significativa de que el stock se encuentre en riesgo de agotamiento al final del horizonte de 10 años. De manera similar el uso de F_{RMS} e incluso de la regla de control en estas condiciones, reduce la biomasa desovante o no promueve su crecimiento y por lo tanto la probabilidad de mantener el estatus del stock en su condición actual tiene una alta probabilidad bajo estas políticas de explotación (**Tabla 11; Figuras 61 y 62**).



Tabla 11.

Resumen del análisis de proyección y riesgo bajo diferentes políticas de mortalidad por pesca constante, incluyendo a la jibia como un factor adicional de mortalidad natural y asumiendo un **reclutamiento igual a $0,75R_0$** . BD_y : biomasa desovante en el año y ; F_y : mortalidad por pesca en el año y ; F_{RMS} y BD_{RMS} : mortalidad por pesca y biomasa desovante asociadas al Rendimiento Máximo Sostenible (RMS).

	0	Status-quo	F_{RMS}	Regla
Captura₂₀₁₄ 1000 t				
$\alpha = 0,1$	0	36	60	37
$\alpha = 0,5$	0	40	70	49
BD_{2018}/BD_{2013}	2.0	1.1	0.6	1.0
BD_{2018}/BD_{RMS}	0.9	0.5	0.3	0.5
BD_{2023}/BD_{RMS}	1.0	0.5	0.3	0.5
$P(BD_{2023}/BD_{RMS} < 0,54)$	0	0.7	1	1
$P(BD_{2023}/BD_{RMS} < 1)$	0.3	1	1	1
$P(F_{2023}/F_{RMS} > 1)$	0	0	0	0

Reclutamiento constante igual a $0,75R_0$, excluyendo el efecto de depredación por jibia

La simulación con un reclutamiento igual a $0,75R_0$ pero excluyendo el efecto de la jibia, promueve una crecimiento de 60% a 70% bajo las políticas de status quo o usando la regla de control en un plazo de 5 años, permitiéndo alcanzar entre un 70% y 80% de BD_{RMS} en el mismo lapso de tiempo. De este modo y bajo las condiciones simuladas, la probabilidad de que el recurso se mantenga en la zona de riesgo de agotamiento es mínima e incluso la política de status quo permitiría alcanzar la zona de plena explotación en el horizonte de la proyección. Contrasta esta situación con la política de F_{RMS} , la que promueve un escaso crecimiento de la biomasa desovante y exhibe una alta probabilidad de mantener al stock en la zona de riesgo de agotamiento (**Tabla 12; Figuras 61 y 62**).



Tabla 12.

Resumen del análisis de proyección y riesgo bajo diferentes políticas de mortalidad por pesca constante, excluyendo a la jibia como un factor adicional de mortalidad natural y asumiendo un **reclutamiento igual a 0,75R₀**. *BD_y*: biomasa desovante en el año *y*; *F_y*: mortalidad por pesca en el año *y*; *F_{RMS}* y *BD_{RMS}*: mortalidad por pesca y biomasa desovante asociadas al Rendimiento Máximo Sostenible (RMS).

	0	Status-quo	F _{RMS}	Regla
Captura₂₀₁₄ 1000 t				
$\alpha = 0,1$	0	42	60	34
$\alpha = 0,5$	0	47	70	45
BD_{2018}/BD_{2013}	3.1	1.7	1.1	1.6
BD_{2018}/BD_{RMS}	1.5	0.8	0.5	0.7
BD_{2023}/BD_{RMS}	2.0	0.9	0.5	0.7
$P(BD_{2023}/BD_{RMS} < 0,54)$	0	0	0.8	0
$P(BD_{2023}/BD_{RMS} < 1)$	0	1	1	1
$P(F_{2023}/F_{RMS} > 1)$	0	0	0	0

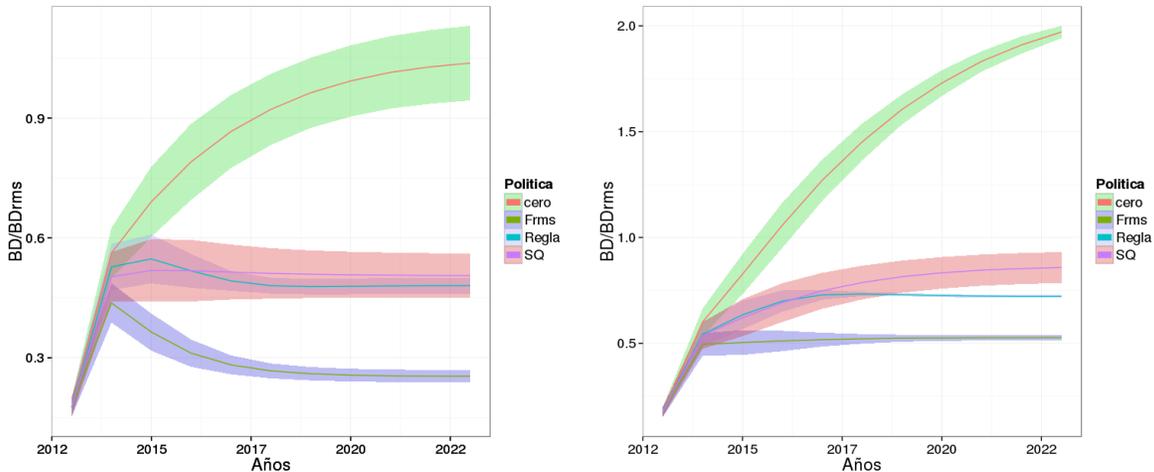


Figura 61. Evolución de la biomasa desovante de merluza común con respecto de la biomasa desovante que produce el Rendimiento Máximo Sostenible bajo 5 escenarios de mortalidad por pesca constante y reclutamientos constantes e iguales a 0,75R₀. Panel izquierdo: incluyendo el efecto de mortalidad debido a la jibia. Panel derecho excluyendo a la jibia.

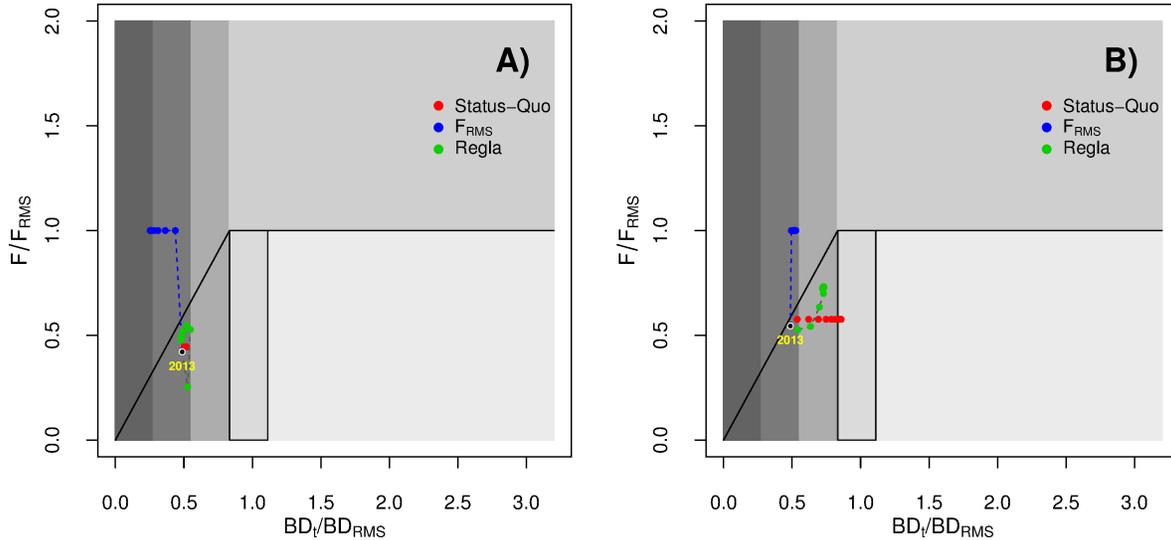


Figura 62. Marco biológico de referencia indicando el estado de situación de la pesquería de merluza común en el año 2013 y la evolución del estado de la pesquería bajo tres estrategias de explotación de mortalidad por pesca constante y reclutamiento iguales a $0,75R_0$ en una proyección de 10 años. A) Incluyendo la mortalidad natural adicional debido a la jibia; B) Excluyendo a la jibia.

En todos los casos, la regla de control probada implicó el incremento de la mortalidad por pesca en el corto plazo. Esto ocurre porque en el presente el valor de F se encuentra por debajo de la rampa que representa la regla (**Figuras 58, 60, 62**), de manera tal que la estrategia de status quo es más efectiva que la regla de control en promover el crecimiento de la biomasa. Esta situación se ve acentuada en las situaciones en que el valor de M incluye el efecto de la jibia, debido a que en estas condiciones el valor de F_{RMS} es mayor y entonces el uso de la regla no implica una reducción sustancial de la mortalidad por pesca.



8. DISCUSIÓN

A juzgar por los métodos empleados en las evaluaciones de stock de merluza común, incluidos aquellos aplicados en el cálculo de los puntos biológicos de referencia (Gatica y Cubillos, 2004; Payá y Ehrhardt, 2005; Arancibia *et al.* 2010; Tascheri *et al.* 2013), se puede sostener que la pesquería de merluza común es considerada una pesquería rica en datos (**Anexo 4**). A pesar de ello, las fuentes de incertidumbre asociadas con esta evaluación son múltiples.

Recientemente Vidal *et al.* (2012), revisitaron el problema de la variación genética y divergencia en *Merluccius gayi* usando ADN mitocondrial para comparar muestras tomadas en Coquimbo, Valparaíso, Corral y el norte de Perú. De acuerdo con estos autores, la consideración en conjunto de los antecedentes parasitológicos (George-Nascimento 1996, Payá *et al.* 1997, Oliva y Ballón, 2002) y los datos de ADN mitocondrial, confieren fundamento suficiente para plantear la hipótesis alternativa de 2 unidades de stock de *Merluccius gayi gayi*, una al sur de Talcahuano y otra al norte de esta localidad.

El mecanismo que produce estas diferencias, sería el limitado movimiento de la merluza común en el eje norte sur. La retención de huevos y larvas en las áreas de desove (Vargas *et al.* 1997, Payá y Ehrhardt, 2005, Landaeta y Castro, 2006) y la fidelidad de los adultos con éstas áreas (Bernal *et al.* 1997, Landaeta y Castro, 2012), serían las posibles causales de esta diferencia genética.

En esencia, el concepto de stock describe las características de las unidades que se asumen homogéneas para los propósitos de su administración. Las definiciones recientes de unidad de stock, a menudo integran el conocimiento genético, reconociendo de este modo la importancia de la información del número y de los límites geográficos de poblaciones independientes y autosustentables de una especie bajo explotación (Begg y Waldman, 1999).

Si bien en el caso de la merluza común, existe fundamento para sostener una menor interacción reproductiva entre individuos localizados en los extremos de su área de distribución, el nivel de mezcla de los individuos se ha considerado suficiente como para asumir que la población distribuida en la unidad de pesquería constituye una unidad de stock. Esta hipótesis se ve reforzada por los datos de composición de longitud y abundancia relativa por zona latitudinal, los que exhiben los mismos patrones generales de variación (Tascheri *et al.*, 2013).

De acuerdo con Parma (2011), en el futuro puede ser instructivo desarrollar un modelo paralelo que incorpore estructura espacial, pero el aumentar la complejidad del modelo de evaluación de merluza común para incorporar la dimensión espacial no parece justificado.

Otro aspecto relevante relacionado a la complejidad estructural del modelo de evaluación, dice relación con la incorporación explícita del efecto selectivo de las pesquerías que explotan este



recurso. El modelo usado para producir los resultados que se reportan en este informe, asume que la selectividad de la flota de arrastre es representativa de la pesquería como un todo.

Este supuesto fue revisado en el año 2011 (Tascheri *et al.* 2012), concluyéndose que existía fundamento para esta suposición en la evaluación de stock. Parma (2011), consideró que el enfoque de evaluación presentado en este informe era apropiado para la determinación del estatus de este recurso. Sin embargo, atendiendo a la recomendación de Parma (2011) de incorporar la flota artesanal en el modelo de evaluación, en el año 2012 se desarrolló un modelo alternativo que posibilita tanto la estimación de los patrones de explotación de las flotas de espinel, enmalle y arrastre, como la exploración de escenarios con selectividad variable en el tiempo (Tascheri *et al.* 2013).

Otro aspecto estructural relevante en los modelos de evaluación de stock de merluza común, además de la dimensión espacial y la inclusión del patrón de explotación específico por flota, es el dimorfismo sexual. Este aspecto se ha considerado en los modelos de evaluación de este recurso (Payá 1992; Gatica y Cubillos, 2004; Tascheri *et al.* 2010), pero actualmente no es un aspecto prevalente entre los modelos empleados para determinar el estatus en este recurso.

El dimorfismo sexual es importante en este recurso, dadas las claras diferencias que exhibe el crecimiento (y consecuentemente la mortalidad natural; Ojeda *et al.* 1997) entre los sexos y porque es conveniente examinar medidas alternativas del potencial reproductivo, de manera de probar si la aproximación actual, que considera la producción de huevos proporcional a la biomasa de la población madura presente en agosto, es robusta a posibles sesgos en este aspecto.

Los modelos con un nivel de complejidad mayor al utilizado para generar los resultados de este informe, son útiles como modelos operativos (de simulación) para poner a prueba el modelo de evaluación y las estrategias de cosecha (Parma, 2011; Methot, 2009).

Un aspecto fundamental de la evaluación de stock y que tiene especial relevancia, tanto para la recuperación de la biomasa desovante como para la determinación de los puntos biológicos de referencia en el marco de la Ley General de Pesca y Acuicultura, es la productividad del recurso (Brodziak, 2002).

Bajo explotación, las tasas vitales de la población (sobrevivencia, madurez, fecundidad) deben ser ajustadas por un factor que compensa la fuente adicional de mortalidad, de manera tal que la población se re-estabiliza y persiste a un nivel mayor a cero. Normalmente, se asume que esta compensación ocurre en la sobrevivencia de los pre-reclutas, porque es la clase de edad de mayor abundancia y por tanto la con mayor posibilidad de responder a los efectos de los cambios en la densidad de la población (Goodyear, 1977; 1993). Este proceso es frecuentemente modelado con funciones conocidas como stock-recluta (SR).

Por diversos motivos, generalmente no es posible identificar objetivamente la forma funcional de esta relación o estimar sus parámetros sin una cuota importante de incertidumbre (Sissenwine 1978,



Gabriel *et al.* 1989; Clark 1991) y en tales casos, una práctica común es usar un parámetro denominado steepness (h) como un sustituto de la relación SR (Mangel *et al.* 2010).

El steepness se relaciona con la pendiente de la curva stock-reclutas y técnicamente se define como la fracción del reclutamiento de una población que no ha sido sometida a explotación (virginal) que se obtiene cuando la biomasa desovante es un 20% del stock virgen (Mace y Doonan, 1988).

Una práctica común es usar valores probables de steepness en ausencia de información alternativa lo que según Mangel *et al.* (2010) equivale implícitamente a un análisis Bayesiano. En este espíritu, el enfoque seguido en el segundo caso analizado en esta evaluación asume un valor de steepness igual a 0.7, pero este es especificado como el valor esperado de una *prior* normal con una desviación estándar igual a 0,1 (en escala logarítmica).

El valor escogido de steepness, se encuentra dentro del rango identificado para *Gadidos* por Myers (2001) y es el valor medio del rango de valores de h identificado por el DER para especies de resiliencia media, entre las cuales fue clasificada la merluza común (DER.IFOP 2012 b). Circunstancialmente, $h=0.7$ es también el valor utilizado por Parma (2011) en su modelo de evaluación de merluza común, en aquellos escenarios en los que asumió un valor fijo para este parámetro.

Dada la importancia de h , tanto para determinar las expectativas de recuperación del stock, como para la estimación de los puntos biológicos de referencia, se hace necesario desarrollar más análisis orientados a la estimación de este parámetro en merluza común.

La fuente de incertidumbre más evidente, dada la actual configuración de los modelos de evaluación de merluza común, es el incremento en la mortalidad natural debido a la jibia. La incertidumbre asociada con esta hipótesis, se puede descomponer en varios factores.

Hoy la información publicada se inclina hacia la posibilidad de que durante y luego del último evento de expansión de su rango geográfico, la jibia haya removido una fracción importante de los stocks de merluza que se distribuyen en la región norte y sur del Pacífico Este (Arancibia y Neira, 2006; Alarcón *et al.*, 2008; Zeidberg y Robinson, 2007; Field *et al.*, 2007; Rodhouse, 2008; Holmes *et al.*, 2008; Guevara-Carrasco y Leonart, 2008).

Hoy persiste sin embargo la incertidumbre acerca del papel que jugó la jibia en la drástica reducción que experimentó el stock de merluza común entre los años 2002 y 2005 (**Figuras 24, 25 y 39**), no obstante todas las evaluaciones de stock relativamente recientes consideran un incremento en la mortalidad natural para los años que siguen al 2002 (Arancibia *et al.* 2012, Tascheri *et al.* 2013).

El papel de la jibia en la declinación del tamaño del stock, es oscurecido por la incertidumbre en los registros de desembarque. Si los desembarques/capturas son incrementados a objeto de examinar escenarios de descarte/subreporte, la mortalidad adicional debido a la jibia disminuye.



Consecuentemente, es también posible sostener una situación alternativa, donde la pesquería jugó un papel más preponderante en la reducción del stock hasta su actual situación de sobreexplotación con riesgo de colapso (Tascheri *et al.* 2013). Esto evidentemente, requeriría tomar consenso respecto de cuál es la serie de captura más probable, porque las iniciativas recientes dirigidas a: mejorar la fiscalización, certificar los desembarques artesanales y a estimar la captura aplicando métodos y protocolos estandarizados, no resuelven el problema de incerteza de las capturas históricas.

En la práctica, puede ser imposible discernir entre las hipótesis que asignan una mayor responsabilidad a una excesiva mortalidad por pesca o al incremento excepcional de la mortalidad natural debido a la jibia y por ende, la asesoría para el manejo pesquero debe reflejar esta situación (Dorn y Forrest, 2011). Es por esta razón, que los escenarios de simulación de explotación futura consideran situaciones con y sin jibia.

Independientemente de la credibilidad que se esté dispuesto a conferir a la hipótesis de predación por jibia como un factor determinante en la última declinación del stock de merluza común, la jibia aún podría estar desempeñando un papel importante como factor regulador de la recuperación del stock de merluza.

Estudios teóricos sugieren que cambios sustanciales y abruptos en la productividad de algunos recursos pueden ser explicados por una alternancia entre estados estables con diferente nivel de abundancia que es controlada mediante la depredación. Bajo esta hipótesis, un incremento en la pesca o una perturbación natural pueden llevar a la población desde un estado de equilibrio de alta abundancia a un estado de baja abundancia. Después de que la pesca es reducida o la perturbación es descontinuada, el bajo nivel de abundancia puede persistir debido al efecto regulatorio del depredador (Richardson *et al.* 2011).

Esta discusión cubre parcialmente el rango de incertidumbre y modificaciones estructurales que se pueden explorar en los modelos de evaluación de stock, de manera de acarrear una mayor parte de esta incerteza hacia los resultados de la evaluación. Por ejemplo, los recursos metodológicos existen para incluir un mayor realismo en el modo en que se está incorporando el efecto de la jibia (Hollowed *et al.* 2000) y se está a la espera de los datos que puedan hacer esto posible, o también se pueden hacer esfuerzos para incorporar la incertidumbre asociada a la estimación de las matrices de captura a la edad (Methot, 2009).

La plataforma de modelos de análisis integrado que hoy emplea el IFOP, ciertamente cuenta con la flexibilidad necesaria para incorporar esta complejidad adicional en los modelos de evaluación de stock.



9. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

A partir de los análisis de evaluación, estatus y proyecciones de escenarios futuros de explotación de merluza común, se concluye:

- El factor de mortalidad adicional debido a la depredación por jibia pudo remover entre un 26% y un máximo de 34% anual del stock en los años 2003 y 2004, lo que equivale a remover un total de 260 mil toneladas o 301 mil toneladas en estos dos años, dependiendo del caso analizado.
- En los casos analizados, la biomasa desovante presente en el año 2013 fue estimada entre 122 mil y 126 mil toneladas, lo que equivale a un 17% y 18% de la biomasa virginal, respectivamente.
- En conformidad con la definición del Marco Biológico de Referencia de la pesquería de merluza común y los resultados de la evaluación de stock, en el año 2013 el riesgo de sobreexplotación es de un 100% $P(BD < 0,3BD_0) = 1$, en tanto que el riesgo de sobrepesca es 0% $P(F > F_{RMS}) = 0$.
- De acuerdo con la evaluación de stock actualizada, el marco biológico de referencia adoptado para esta pesquería y las definiciones contenidas en el artículo 2°, Título I, de la Ley General de Pesca y Acuicultura, el recurso merluza común tiene una probabilidad de 0,95 de encontrarse sobreexplotado con riesgo de colapso.
- Según los antecedentes disponibles y los resultados de las simulaciones de explotación futura, la jibia continúa siendo una fuente importante de incertidumbre para la recuperación del stock desovante de merluza común. Su inclusión en las simulaciones, en combinación con la hipótesis de reclutamiento adoptada en cada caso analizado, determinaron completamente las posibilidades de recuperación de la biomasa desovante en los horizontes de tiempo estudiados.
- Dada las características biológicas del recurso, los escenarios de reclutamiento estudiados influyen las posibilidades de recuperación pero no condicionan el nivel de captura biológicamente aceptable (CBA) para el año 2014.
- De acuerdo con las simulaciones de explotación futura y asumiendo un nivel de mortalidad natural del orden estimado para los últimos 5 años, la CBA debería ser fijada en un valor inferior a las 40 mil toneladas a fin de revertir la actual condición de riesgo de agotamiento del recurso.



10. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguayo, M. 1996. Biology and fisheries of Chilean hakes (*M. gayi* and *M. australis*). En: J. Alheit and T.J. Pitcher, eds. Hake – Biology, Fisheries and Markets. Chapman and Hall, Fish and Fisheries Series (11).
- Aguayo, M. y V. Ojeda 1987. Estudios de la edad y crecimiento de merluza común (*Merluccius gayi gayi* Guichenot, 1848) (*Gadiformes - Merlucciidae*). Invest. Pesq. (Chile) 34: 99-112.
- Aguayo, M., Z. Young y H. Robotham. 1981. Análisis de la pesquería de merluza común (*Merluccius gayi gayi*) durante 1980. En: Corporación de Fomento de la producción. Perspectivas de Desarrollo de las pesquerías Nacionales. Análisis de las Pesquerías Demersales, 1980. Santiago, Chile, IFOP sp (AP 82-7).
- Aguayo, M. y Z. Young. 1982. Determinación de los factores que han incidido en los cambios de la abundancia relativa de la merluza común (*Merluccius gayi gayi*) en el período 1968 – 1981. Instituto de Fomento Pesquero. 79 p.
- Aguayo, M. y H. Robotham. 1984. Dinámica poblacional de merluza común (*Merluccius gayi gayi*) (*Gadiformes - Merlucciidae*). Invest. Pesq. (Chile) 31: 17- 45.
- Alarcón, R. y H. Arancibia. 1993. Talla de primera madurez sexual y fecundidad parcial en la merluza común, *Merluccius gayi gayi* (Guichenot, 1848), Cs. y Tec. Mar, (CONA) 16: 31-45.
- Alarcón, R., F. Balbontín, M. Aguayo, P. Ruiz, S. Núñez, G. Herrera, G. Claramunt and A. Sepúlveda. 2009. Biología reproductiva de merluza común. Informe Final Corregido Proyecto FIP 2006-16. 292 pp.
- Alarcón, R., L. Cubillos and C. Gatica. 2008. Estimation of the biomass of jumbo squid (*Dosidicus gigas*) off Central Chile and its impact on Chilean hake (*Merluccius gayi*). CalCOFI Rep., Vol. 49: 1-14.
- Alheit, J. and T. Pitcher (Eds). 1995. Hake Fisheries, ecology and markets. Chapman y Hall. 478 p.
- Alverson, D.L. and M.J. Carney. 1975. A graphic review of the growth and decay of population cohorts. J. Con. int. Explor. Mer, 36: 133-143.
- Arancibia, H. y L. Cubillos. 1993. Evaluación del stock de merluza común (*Merluccius gayi*) de Chile centro-sur en el período 1975-1991, por análisis de población virtual. Invest. Mar., Valparaíso. 21, 23-41.



- Arancibia, H and S. Neira. 2006. Assessing the potential role of predation by jumbo squid (*Dosidicus gigas*) and fishing on small pelagics (common sardine *Strangomera bentincki* and anchovy *Engraulis ringens*) and common hake (*Merluccius gayi*) in Central Chile, 33-39°S. 68-70. In Olson, R. and Young, W. 2006. The role of squid in open ocean ecosystems. Globec Report N°24. Report of GLOBEC-CLIOTOP/PFRP workshop, 16-17 November 2006, Honolulu, Hawaii, USA. 94 p.
- Arancibia, H., M. Barros, S. Neira, U. Markaida, C. Yamashiro, L. Icochea, C. Salinas, L. Cubillos, Ch. Ibáñez, R. León, M. Pedraza, E. Acuña, A. Cortés y V. Kesternich. 2007. Informe Final Proyecto FIP 2005-38. Análisis del impacto de la jibia en las pesquerías chilenas de peces demersales. Universidad de Concepción / Universidad Católica del Norte, 299 p. + Anexos.
- Arancibia H., R. Roa, S. Neira, E. Niklitschek y M. Barros. 2010. Informe Final Proyecto FIP 2009-22. Evaluación de estrategias de recuperación en la pesquería de merluza común. Universidad de Concepción, 302 p.+ Anexos.
- Arcos, D., S. Núñez y A. Acuña. 1996. Variabilidad de pequeña escala en la zona nerítica del sistema de surgencia de Talcahuano (Chile Central): Identificación y dinámica de áreas de retención larval. *Gayana Oceanol.* 4(1):21-58.
- Avilés, S. M. Aguayo, F. Hinostroza y J. Cañón. 1979. Merluza común *Merluccius gayi* (Guichenot) En: Estado Actual de las Principal Pesquerías Nacional Bases para un Desarrolla Pesquero Vol 1 (Peces). CORFO(AP 79-18). Inst. From. Pesq. Chile. 90 p.
- Balbontín F. y W. Fischer. 1981. Ciclo sexual y fecundidad de la merluza *Merluccius gayi gayi*, en la costa de Chile. *Rev. Biol. Mar. Inst. Oceanol. Valparaíso*,17(3): 285-334.
- Begg, G. A. and Waldman J. R. 1999. An holistic approach to fish identification. *Fisheries Research.* 43: 35-44.
- Bernal, R., Balbontín, F. and Rojas, O. 1997. Patrones de distribución de huevos y larvas de *Merluccius gayi gayi* en la costa de Chile y factores ambientales asociados. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 32, 45-66.
- Bishop, J. 2006. Standardizing fishery-dependent catch and effort data in complex fisheries with technology change.
- Braun, M., V Valenzuela y H. Miles. 1999. Distribución espacial de huevos y larvas. En: Tascheri, R., S. Lillo, M. rojas, R. Gamboa, P. Gálvez, C. Montenegro, M. Braun, V. Valenzuela, H. Miles, M. Gálvez, H. Rebolledo, C. Cuevas y I. Payá. 1999. Dinámica espacial y batimétrica de merluza común en relación a su ciclo de vida en la zona centro sur. Informe final. FIP 97-21. IFOP. 161 p.



- Braun, M. 2001. Distribución y abundancia de huevos y larvas de merluza común. En: Lillo, S., V. Ojeda, J. Olivares, R. Tascheri, M. Braun, S. Nuñez, J. Ortiz y P. Torres. Evaluación acústica de merluza común en la zona centro sur, año 2000. FIP 2000-04. Instituto de Fomento Pesquero. 126 p.
- Brodziak, J. 2002. In search of optimal harvest rates for West Coast groundfish. *North American Journal of Fisheries Management* 22, 258–271.
- Canales, C. P. Gálvez, C. Montenegro y S. Sateler. 2007. Investigación Evaluación de Stock y CTP Merluza Común, 2008. Informe Final proyecto BIP N°30066300-0. IFOP-SUBPESCA. 56 p.
- Cerna, F. 2010. Variación del Crecimiento Somático y la Madurez de Merluza Común (*Merluccius gayi gayi*) en el Pacífico Sur- Oriental frente a Chile: ¿Una respuesta compensatoria o evolutiva?. Tesis para optar al grado de Magíster en Ciencias. Universidad de Concepción. 65 p.
- Cochran, W.G. 1977. Sampling techniques. 3rd edition. Wiley and Sons. New-York, 413 p.
- Cubillos, L. y H. Arancibia. 1992. Evaluación del recurso merluza común (*Merluccius gayi*) de la zona centro-sur de Chile por Análisis de Reducción de Stock. *Biología Pesquera* 21, 15-19.
- Cubillos, L., R. Alarcón & A. Brante. 1999. Empirical estimates of natural mortality for the Chilean hake (*Merluccius gayi*): evaluation of precision. *Fisheries Research*. 42: 147- 153.
- Christensen V. and D. Pauly. 1992. ECOPATH II. A software for balancing steady state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecological Modelling* 61: 169-185.
- Clark, W.G. 1991. Groundfish exploitation rates based on life history parameters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*. 48: 734-750.
- DAP. 2013. Directrices para la Explotación de los Recursos Pesqueros Nacionales. Consideraciones y estándares de aplicación. Documento Técnico N° 01-2011. División de Administración Pesquera. Subsecretaría de Pesca. Chile 32 p.
- DER. IFOP. 2012a. Informe del Taller sobre validación de modelos de evaluación de stock. Viña del Mar, diciembre 2012. 13 p. + ANEXOS.
<https://sites.google.com/site/stockassessmentmodelvalidation/>.



- DER, 2012b. 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.
- Deriso, R.B., Quinn, T.J., II, and Neal, P.R. 1985. Catch age analysis with auxiliary information. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 815-824.
- Dorn, M and R. Forrest. 2011. Research recommendations from the workshop on assessment for Chilean common hake (*Merluccius gayi gayi*). 24 p. En: Tascheri, R., P. Gálvez, J. Sateler. 2012. convenio: Investigación del estatus y evaluación de estrategias de explotación sustentables 2011, de las principales pesquerías chilenas. Actividad 2: Peces demersales. Merluza común 2011. SUBBPESCA. 96 p + ANEXOS.
- FAO. 2009. Anuario estadístico de pesca y acuicultura. 107 p.
http://www.aqua.cl/files4/96376d_Estadisticas%20FAO.pdf
- Field, J., K. Baltz, A. Philips and W. Walker. 2007. Range expansion trophic interactions of the jumbo squid, *Dosidicus gigas* in the California current. *CalCOFI Rep.*, Vol 48.
- Fournier, D. A. and Archibald, C. 1982. A general theory for analyzing catch at age data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 39: 1195-1207.
- Fournier, D.A., H.J. Skaug, J. Ancheta, J. Ianelli, A. Magnusson, M.N. Maunder, A. Nielsen, and J. Sibert. 2012. AD Model Builder: using automatic differentiation for statistical inference of highly parameterized complex nonlinear models. *Optim. Methods Softw.* 27:233-249.
- Gabriel, W.L., M. P. Sissenwine and W. J. Overholtz. 1989. Analysis of spawning stock biomass per recruit: an example for Georges Bank Haddock. *North American Journal of Fisheries Management*. 9: 383:391.
- Gálvez, M., H. Rebolledo, C. Cuevas. 1999a. Determinación de áreas y períodos de reclutamiento entre octubre 1997 y marzo 1998. En: Tascheri, R., S. Lillo, M. rojas, R. Gamboa, P. Gálvez, C. Montenegro, M. Braun, V. Valenzuela, H. Miles, M. Gálvez, H. Rebolledo, C. Cuevas y I. Payá. 1999. Dinámica espacial y batimétrica de merluza común en relación a su ciclo de vida en la zona centro sur. Informe final. FIP 97-21. IFOP. 161 p.
- Gálvez, M., H. Rebolledo, C. Cuevas. 1999b. Determinación y caracterización del desove entre octubre 1997 y marzo 1998. En: Tascheri, R., S. Lillo, M. rojas, R. Gamboa, P. Gálvez, C. Montenegro, M. Braun, V. Valenzuela, H. Miles, M. Gálvez, H. Rebolledo, C. Cuevas y I. Payá. 1999. Dinámica espacial y batimétrica de merluza común en relación a su ciclo de vida en la zona centro sur. Informe final. FIP 97-21. IFOP. 161 p.



- Gálvez, P., J. Sateler, A. Flores, Z. Young, J. Olivares, K. Riquelme y J. González. 2011a. Convenio: Asesoría Integral para la toma de decisiones en pesca y acuicultura 2010. Actividad 2. Peces Demersales. Seguimiento demersal y aguas profundas 2010. Sección II. Demersales centro sur. Informe final. SUBPESCA - IFOP. 147 p + Anexos.
- Gálvez, P., G. Muñoz, C. Vera y J. Sateler. 2011b. Convenio: Asesoría Integral para la Toma de Decisiones en Pesca y Acuicultura. Actividad 2: Peces Demersales. Pesquerías de Recursos Demersales y Aguas Profundas, 2011. Sección 1: Enfoque metodológico y gestión de muestreo 72 p. + Anexos.
- Gálvez, P., J. Sateler, A. Flores, R. Meléndez, S. López, J. Olivares, K. Riquelme, J. González. y F. Santa Cruz. 2012. Convenio: Asesoría Integral para la Toma de Decisiones en Pesca y Acuicultura, 2011. Actividad 2: Peces Demersales: Pesquerías de Recursos Demersales y Aguas Profundas, 2011. Sección II: Demersales Centro Sur. Informe Final SUBPESCA, Valparaíso, Chile, IFOP: 176 p. + Anexos.
- Galleguillos, R., Troncoso, L., Oyarzún, C., Astorga, M. & Peñaloza, M. 2000. Genetic differentiation in Chilean hake *Merluccius gayi gayi* (Pisces: *Merluccidae*). *Hydrobiologia* 420, 49–54.
- Gatica, C. y L. Cubillos. 2004. Análisis talla-estructurado de los cambios de abundancia en *Merluccius gayi gayi* entre 1992 y 2000. *Investig. mar.*, 2004, vol.32 (1): 71-87.
- George-Nascimento, M. 1996. Populations and assemblages of parasites in hake, *Merluccius gayi*, from the southeastern Pacific ocean: stock implications. 48(49):557-806.
- Goodyear, C. P. 1977. Assessing the impact of power plant mortality on the compensatory reserve of fish populations. In *Proceedings of the Conference on Assessing the Effects of Power Plant Induced Mortality on Fish Populations*, Gatlinburg, Tennessee, 3–6 May 1997, pp. 186–195. Ed. by W. van Winkle. Pergamon Press, New York.
- Goodyear, C. P. 1993. Spawning stock biomass per recruit in fisheries management: foundation and current use. In *Risk Evaluation and Biological Reference Points for Fisheries Management*, pp. 67–81. Ed. by S. J. Smith, J. J. Hunt, and D. Rivard. Canadian Special Publication in Fisheries and Aquatic Sciences, 120.
- Gevara-Carrasco, R. and J. Leonart. 2008. Dynamics and fishery of the peruvian hake between nature and man. *Journal of Marine Systems*. 71: 249-259.
- Guzmán, O., S. Lillo, J. Giakoni y S. Avilés. 1981. Evaluación directa del recurso merluza común utilizando técnicas hidroacústicas. En: *Perspectivas de desarrollo de las principales pesquerías nacionales. Evaluación de los principales recursos demersales entre*



- Papudo (32°30'S) y Chiloé (42°00'S). Instituto de Fomento Pesquero. Chile. AP 82-9. 342 p.
- Herrera, G., E. Bustos-Obregón y F. Balbontín. 1988. Morphological aspects of the gonadal maturation in the hake, *Merluccius gayi gayi*. Rev. Biol. Mar. 24 (1): 55-71.
- Hollowed, A. B., J. N. Ianelli and P. A. Livingston. 2000. Including predation mortality in stock assessments: a case study for Gulf of Alaska walleye pollock. Ices Journal of Marine Science. 57:279'293.
- Holmes, J., K. Cook, and G. Cronkite. 2008. Interaction between jumbo squid (*Dosidicus gigas*) and Pacific hake *Merluccius productus*) in the Northern California current in 2007. Calif. Coop. Oceanic Fish. Invest. Rep. 49.
- Keyl, F., J. Argüelles, L. Mariátegui, R. Tafur, M. Wolff and C. Yamashiro. 2008. A hypothesis on range expansion and spatio-temporal shifts in size-at-maturity of jumbo squid (*Dosidicus gigas*) in the eastern pacific ocean. CalCOFI Rep., Vol. 49. 119:128.
- Landaeta, M.F., Castro, L.R., 2006. Spawning and larval survival of the Chilean hake *Merluccius gayi* under later summer conditions in the Gulf of Arauco, central Chile. Fisheries Research 77, 115–121.
- Landaeta, M. and Castro, L. R. 2012. Seasonal and annual variation in Chilean hake *Merluccius gayi* spawning locations and egg size off central Chile. Progress in Oceanography 92, 166–177.
- Lillo, S. I. Giakoni, A. Paillaman, I. Paya, S. Mora, C. Cerda, J.L. Blanco y H. Arancibia. 1994. Evaluación directa del stock de merluza común de la zona centro sur. Informe Final Proyecto FIP, IFOP/INPESCA, 131 p. + FIGS. y ANEXOS.
- Lillo, S. y M. Rojas. 1999. Migración nocturnal. En: Tascheri, R., S. Lillo, M. rojas, R. Gamboa, P. Gálvez, C. Montenegro, M. Braun, V. Valenzuela, H. Miles, M. Gálvez, H. Rebolledo, C. Cuevas y I. Payá. 1999. Dinámica espacial y batimétrica de merluza común en relación a su ciclo de vida en la zona centro sur. Informe final. FIP 97-21. IFOP. 161 p.
- Lillo, S., S. Nuñez, V. Ojeda, F. Balbontín, M. Braun, R. Tascheri, A. Saavedra, R. Bravo, J. Ortíz, P. Torres, L. Cubillos, J. Olivares. 2002. Evaluación hidroacústica de merluza común, 2001. Fondo de Investigación Pesquera. Instituto de Fomento Pesquero. 167 p.
- Lillo, S., R. Bahamonde, J. Olivares, J. Saavedra, E. Molina, E. Díaz, S. Nuñez, M. Braun y A. Saavedra. 2010. Evaluaciones hidroacústicas de merluza común, año 2009. Informe Final. Proyecto FIP 2009-13. Instituto de Fomento Pesquero. 300p. + Figuras, Tablas y Anexos.



- Lillo, S., R. Bahamonde, J. Olivares, J. Saavedra, E. Molina, E. Díaz, M. Braun, S. Nuñez, S. Vásquez, M. Reyes, A. Sepúlveda y A. Saavedra. 2011. Evaluación hidroacústica de merluza común, año 2010. Informe Final. Proyecto FIP 2010-10. Instituto de Fomento Pesquero. 201 p. + Figuras, Tablas y Anexos.
- Lillo, S., R. Bahamonde, J. Olivares, J. Saavedra, E. Molina, E. Díaz, M. Braun, J. Angulo, V. Valenzuela, S. Nuñez, S. Vásquez, A. Sepúlveda, S. Giglio y A. Saavedra. 2012. Evaluación hidroacústica de merluza común, año 2011. Informe Final. Proyecto FIP 2011-03. Instituto de Fomento Pesquero. 203 p. + Figuras, Tablas y Anexos.
- Lillo, S., R. Bahamonde, J. Olivares, J. Saavedra, E. Molina, E. Díaz, M. Braun, J. Angulo, S. Nuñez, S. Vásquez, A. Sepúlveda, S. Soto y A. Saavedra. 2013. Evaluación hidroacústica de merluza común, año 2012. Informe Final. Proyecto FIP 2012-04. Instituto de Fomento Pesquero. 192 p. + Figuras, Tablas y Anexos.
- Litz, M., J. Phillips, R. Brodeur, and R. Emmett. 2011. Seasonal occurrences of Humboldt squid. CalCOFI Rep., Vol 52.
- Mace, P. M. and Doonan, I. J. 1988. A generalised bioeconomic simulation model for fish population dynamics. New Zealand Fishery Assessment Research Document 88/4. Fisheries Research Centre, MAFFish, POB 297, Wellington, NZ.
- Mangel, M., J. Brodziak and Gerard DiNardo. 2010. Reproductive ecology and scientific inference of steepness: a fundamental metric of population dynamics and strategic fisheries management. Fish and Fisheries. 11: 89-104.
- Martínez, E. 1976. Variabilidad de los caracteres merísticos en *Merluccius gayi* (Guichenot, 1848) en la costa de Chile. Rev. Biol. Mar., Valparaíso 16:71-92.
- Methot, R. 2009. Stock Assessment: Operational Models in Support of Fisheries Management. In: The Future of Fisheries Science in North America Fish & Fisheries Series, 2009, Volume 31, 137-165.
- Mohn, R. 1999. The retrospective problem in sequential population analysis: An investigation using cod fishery and simulated data. ICES Journal of Marine Science. 56:473 - 488.
- Montecinos, A., y F. Balbontín. 1993. Índices de surgencia y circulación superficial del mar: implicancias biológicas en un área de desove de peces entre Los Vilos y Valparaíso, Chile. Rev. Biol. Mar. Valparaíso. 28(1):133-150.
- Maunder, M and A. Punt. 2004. Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. Fisheries Research 70:141–159.



- Myers, R. A. K. G. Bowen, y N. J. Barrowman. 1999. Maximum reproductive rate of fish at low population sizes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56: 2404–2419.
- Myers, R. A. 2001. Stock and recruitment: generalizations about maximum reproductive rate, density dependence, and variability using meta-analytic approaches. *ICES Journal of Marine Science*, 58:937-951.
- Neira, S., and Arancibia, H. 2004. Trophic interactions and community structure in the central Chile marine ecosystem (33-39 S). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 312: 349-366.
- Neira S., H. Arancibia and L. Cubillos. 2004. Comparative analysis of trophic structure of commercial fishery species off Central Chile 1992 and 1998. *Ecological Modelling* 172: 233-248.
- Nicklitschek, E. 2011. Resumen y revisión crítica de las evaluaciones directas de merluza común en Chile 1993-2010. pag. 220-239. Ernst, B., J. Ianelli, A. Parma, R. Roa, E. Nicklitschek, J. Porovic, M. Sorondo. 2011. Programa de revisión experta a la asesoría científica de las principales pesquerías nacionales, año 2011: Merluza común y Merluza del sur. Informe Final Proyecto N° 2011-4728-35. 276 p.
- Nigmatullin Ch.M., K.N. Nesis y A.I. Arkhipkin. 2001. A review of the biology of the jumbo squid *Dosidicus gigas* (cephalopoda: *Ommastrephidae*). *Fisheries Research* 54: 9-19.
- Ojeda, V., J. Olivares, F. Balbontín, D. Garland, L. Cubillos; R. Alarcón, M. George-Nascimento y A. Sepúlveda. 1997. Validación de los métodos aplicados en la estimación de edad y crecimiento, y determinación de la mortalidad en merluza común en la zona centro-sur. Informe Final FIP 95-15, 129 p.
- Oliva, M. and I. Ballón. 2002. Metazoan parasites of the Chilean hake *Merluccius gayi gayi* as a tool for stock discrimination. *Fisheries Research*. 56(2): 313-320.
- Quinn, T. J. 2003. Ruminations on the development and future of population dynamics models in fisheries. *Natural Resource Modeling*, 16: 341-392.
- Parma, A. 2011. Reporte sobre la revisión de la evaluación de stock de merluza común (*Merluccius gayi gayi*) del año 2010. pág. 19-67 En: Ernst, B., J. Ianelli, A. Parma, R. Roa, E. Nicklitschek, J. Porovic, M. Sorondo. 2011. Programa de revisión experta a la asesoría científica de las principales pesquerías nacionales, año 2011: Merluza común y Merluza del sur. Informe Final Proyecto N° 2011-4728-35. Universidad de Concepción. 276 p.



- Palta, E., A. Araya, J. Rojas, E. Grego, N. Stagno, F. Hinostroza, C. Chávez y J. Dresdner. 2012. Convenio: Asesoría integral para la toma de decisiones en pesca y acuicultura, 2011. Actividad N° 5: Seguimiento económico de las principales pesquerías nacionales, 2011. Informe Final SUBPESCA, Valparaíso, Chile, IFOP: 265 p. + Anexos.
- Pauly, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *J. Cons. Int. Explor. Mer.* 39(2), 175-192.
- Pavez, P. 1977. Análisis de la situación actual y algunas alternativas de manejo de la pesquería de la merluza común (*Merluccius gayi*, Guichenot, 1848) en Chile. Escuela de Pesquería y alimentos. UCV. Chile. 28 p.
- Payá, I. 1992. Investigación cálculo captura total permisible merluza común - 1993. Informe de Avance. IFOP-SUBPESCA. 11 p.
- Payá, I., S. Mora, H. Pool, H. Miranda, J. Ortega y R. Saldías. 1995. Cuantificación del reclutamiento de merluza común en la zona centro sur. Informe Final. Proyecto FIP N° 94-21. 66 p.
- Payá, I., C. Oyarzun, R. Galleguillos y M. Oliva. 1997. Unidades de stock en el recurso merluza común de la zona centro sur. Informe Final FIP 94-18. Instituto de Fomento Pesquero. 72 p.
- Payá, I. and Ehrhardt, N. M. 2005. Comparative sustainability mechanisms of two hake (*Merluccius gayi gayi* and *Merluccius australis*) populations subjected to exploitation in Chile. *Bulletin of Marine Science* 76, 261–286.
- Peacock, J.A. 1983. Two-dimensional goodness-of-fit testing in astronomy. *Monthly Notices of the Royal Astronomical Society.* 202: 615-627.
- Petitgas, P., y D. Prampart 1993. Geostatistics for fish stock assessments: a review and on acoustic application. *ICES J. Mar. Sci.*, 50:285-298.
- Punt y Kinzey (2009). Report of the Alaska Crab Stock Assessment Workshop. Crab Plan Team. North Pacific Fishery Management Council. 43 p.
- Queirolo, D., E. Gaete, M. Ahumada, T. Melo, J. Merino y R. Escobar. 2011. Caracterización de las redes de enmalle en la pesquería artesanal de merluza común. Informe Final FIP/IT 2009-23. 117 p.
- Queirolo D. P., M. Ahumada, E. Gaete, F. Hurtado, J. Merino, I. Montenegro, R. Escobar, V. Zamora. 2013. Selectividad de redes de enmalle en la pesquería artesanal de merluza común.



Informe Final Proyecto FIP 2011-10. Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Escuela de Ciencias del Mar. 78 p.

- Quinn II., T. J. and R. B. Deriso. 1999. Quantitative Fish Dynamics. Oxford University Press. 542 p.
- Restrepo, V. R. (Convenor), Thompson, G. G., Mace, P. M., Gabriel, W. L., Low, L. L., MacCall, A. D., Methot, R. D., Powers, J. E., Taylor, B. L., Wade, P. R., and Witzig, J. F. 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-31.54 pp.
- Richardson, D. E., J. A. Hare, M. J. Fogarty and J. S. Link. 2011. Role of egg predation by haddock in the decline of an Atlantic herring population. PNAS. 108(33).
- Rikther, V. A. and V. N. Efanov. 1976. On one of the approaches to estimation of natural mortality of fish populations. ICNAF ResDoc., 76N118:12 p.
- Rivoirard, J. Simmonds. J; Foote, K G. Fernandes, P. Bez, N. 2000. Geostatistics for estimating fish Abundance. Blackwell Science.
- Rodhouse, P. 2008. Large-scale range expansion and variability in ommastrephid squid populations: a review of environmental links. CalCOFI Rep., Vol. 49. 83:90.
- Rojas, O y J. Blanco. 1981. Determinación del área y época de desove de merluza común (*Merluccius gayi*) en el área de su pesquería. Corporación de Fomento a la Producción, AP 83 – 37. 40 p.
- Rojas, O., A. Mujica, M. Labra, G. Ledermann y H. Miles. 1983. Estimación de la abundancia relativa de huevos y larvas de peces. Corporación de Fomento a la Producción, AP 83 – 31. 37 p.
- San Martin, M., L. Cubillos and J. C. Saavedra. 2011. The spatio-temporal distribution of juvenile hake (*Merluccius gayi gayi*) off central southern Chile (1997-2006). Aquat. Living Resourc. 24: 161-168.
- SISAM 2012. Report on the Classification of Stock Assessment Methods developed by SISAM. ICES Strategic Initiative on Stock Assessment Methods. ICES CM 2012/ACOM/SCICOM:01. 11 p.
- Sissenwine, M.P. 1978. Is MSY an adequate foundation for optimum yield?. Fisheries 3: 22-42.



- Tascheri, R., S.Lillo, M. Rojas, R. Gamboa, P. Gálvez, C. Montenegro, M. Braun, V. Valenzuela, H. Miles, M. Gálvez, H. Rebolledo, C. Cuevas, I. Payá. 1999. Dinámica espacial y batimétrica del stock de merluza común en relación a su ciclo de vida en la zona centro sur. Informe Final FIP 97-21. Instituto de Fomento Pesquero. 161 p.
- Tascheri, R., R. Alarcón, J. Sateler, H. Rebolledo, J. González. L. Bustos, P. Barraza, S. Núñez, A. Sepúlveda. 2006. Monitoreo de las Capturas de merluza común, Año 2005. Informe final FIP 2005 – 07. 164 p.
- Tascheri, R., P. Gálvez y J. Sateler. 2010. Investigación estatus y evaluación estrategias de explotación sustentables merluza común, 2010. 73 p. + ANEXOS.
- Tascheri, R., P. Gálvez, J. Sateler, A. Flores. 2012. Convenio: Estatus y Posibilidades de Explotación Biológicamente Sustentables de los Principales Recursos Nacionales, Año 2012. Merluza común, 2012. Informe Final. SUBBPESCA. 96 p + ANEXOS.
- Tascheri, R., P. Gálvez, J. Sateler. 2013. Convenio Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2013. Merluza común 2013. Informe Final. SUBBPESCA. 86 p + ANEXOS.
- Taylor, C. 1959. Temperature and growth. The Pacific razor clam. J. Cons. int. Explo. Mer.,25: 93 - 101.
- Vargas, C. A., Valenzuela, G. S., Núñez, S. P. and Arcos, D. F. 1997. Role of oceanographic and topographic factors in the retention of hake (*Merluccius gayi gayi* Guichenot, 1848) larvae in the upwelling system off central-southern Chile. Archives of Fishery and Marine Research 45, 201–222.
- Vargas, C. A. and Castro, L. 2001. Spawning of the Chilean hake *Merluccius gayi* in the upwelling system of Talcahuano in relation to oceanographic features. Scientia Marina. 65(2): 101-110.
- Vestnes, G., A. Stroem, G. Saetersdal, L. Villegas. 1965. Informe sobre investigaciones exploratorias en la zona de Talcahuano – Valdivia y Puerto Montt, junio – julio, 1965 realizadas con el B/I Carlos Darwin. Publicación Instituto de Fomento Pesquero. Santiago –Chile. N°10.27 p.
- Vidal, R. R., E. W. Carson and J. R. Gold. 2012. Population structure in Chilean hake *Merluccius gayi* as revealed by mitochondrial DNA sequences. Journal of Fish Biology. 81, 1763–1772.
- Villegas, L y G. Saetersdal. 1968. Informe preliminar sobre experimentos de marcación de merluza (*Merluccius gayi*) en Chile. Publicación N° 37. Instituto de Fomento Pesquero. 17 p.



Yáñez, E., L. Pizarro y M. Alberti. Dinámica del stock de merluza común (*Merluccius gayi*, Guichenot 1848) explotado en la zona central de Chile (30S – 40 S) entre 1960 y 1982. 67 – 74. En: Melo, T(Eds.). 1985. Estudios en Pesquerías Chilenas. Escuela de Cs. Del Mar. Universidad Católica de Valparaíso.

Zeidberg, L and B. Robinson. 2007. Invasive range expansion by the Humboldt squid, *Dosidicus gigas*, in the eastern North Pacific. PNAS 104(31): 12948-12950.

A N E X O S

A N E X O 1

Estandarización del esfuerzo de pesca de las flotas
de arrastre y espinel



Índices de abundancia relativa basados en las tasas de captura de las flotas de arrastre y espinel.

1 Antecedentes

Suponiendo que la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) medida tanto en la pesca de arrastre como en la pesca con espinel, es proporcional a la abundancia de merluza común (Beverton y Holt 1957), se estimaron índices de abundancia relativa usando los datos de captura y esfuerzo tomados desde estas pesquerías.

La perspectiva adoptada para el análisis de las tasas de captura de estas flotas, interpretó los datos de captura y esfuerzo como datos longitudinales (mediciones sistemáticas sobre las mismas unidades experimentales a través del tiempo) y en consecuencia, en el análisis de las tasas de captura de arrastre se usaron modelos lineales generalizados mixtos (Diggle *et al.* 1994) mientras que en el análisis de las tasas de captura con espinel, se utilizaron tanto modelos lineales generalizados mixtos como ecuaciones generalizadas de estimación (Liang y Zeger 1986).

2 Estandarización de las tasas de captura de la pesca con espinel

Usando las capturas, los viajes con pesca y el número de anzuelos calados (las dos últimas variables como medidas alternativas del esfuerzo de pesca) de la pesca con espinel, Tascheri *et al.* (2013) estimaron 8 índices de abundancia. Las series estimadas se extienden entre los años 1998 y 2009 (Figura 1).

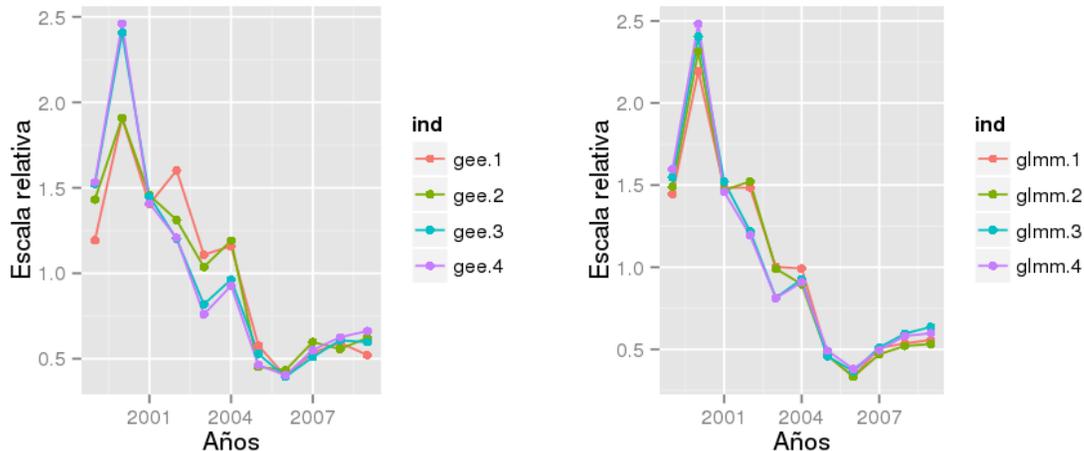


Figura 1. Índices de abundancia relativa de merluza común estimados con datos de la pesca de espinel utilizando modelos generalizados de estimación (GEE; Panel izquierdo) y modelos lineales generalizados mixtos (GLMM; Panel derecho). Adaptado de Tascheri *et al.* (2013).



Se puede argumentar que la transición desde el espinel al enmalle que tuvo lugar en el sector artesanal de la pesquería de merluza común, alcanzó su culminación en el año 2008 y de esta manera, se concluyó que los escasos muestreos de captura y esfuerzo, disponibles para la pesca con espinel entre los años 2010 y 2012, no son representativos de la tendencia reciente de la pesquería y consecuentemente, no son adecuados para estimar un índice de abundancia relativa.

De acuerdo con lo anterior, los índices de abundancia relativa de la pesca con espinel usados en la presente versión de este estudio, son los mismos estimados en Tascheri *et al.* (2013) y en esta ocasión sólo se actualizan los índices basados en los datos de pesca con arrastre.

3 Estandarización de las tasas de captura de la pesca de arrastre.

Los datos de captura y esfuerzo de pesca se obtuvieron desde la base de datos de bitácoras de la pesca de arrastre de la flota que opera en la zona centro sur de Chile, la que es mantenida por el proyecto de seguimiento de la pesquería de merluza común (Gálvez *et al.* 2012). En esta base de datos, se incluyen para cada lance de pesca: la localización geográfica en latitud y longitud, las fechas y horas de fin de calado e inicio de virado de la red y los detalles de la captura (total retenido por especie capturada), entre otras variables.

Para la validación de los datos se usó el procedimiento descrito en Tascheri *et al.* (2013). De acuerdo con el cual, en la primera etapa de revisión se verifica que los registros/lances de pesca hayan sido ejecutados entre los años 1983 y 2012, que cuenten con los campos necesarios para calcular el tiempo de arrastre, presenten un registro de la latitud y longitud inicial de la operación de pesca y que registren una captura menor o igual a 100 t. y una duración del lance mayor a 10 minutos y menor a 7 h.

La información espacial, se revisa verificando que la posición de los lances de pesca esté contenida en un polígono basado en las dimensiones de la Unidad de Pesquería (D.S. N354-93, MINECON) pero en el cual el extremo sur ha sido extendido hasta la latitud 42° S. (**Figura 2**).

La base de datos original contenía un total de 226.431 registros/lances. Luego de la primera etapa de validación (aplicación de los criterios básicos y de verificación espacial), la base de datos disponible para el análisis de estandarización se redujo en un 2% (4.471 registros).

Para identificar las operaciones de arrastre dirigidas a capturar merluza común, se utiliza el procedimiento publicado por Stephens y MacCall (2004). Siguiendo esta metodología, se seleccionaron 23 especies (incluyendo la merluza común), que representaron el 99,9% de la captura total acumulada a través del conjunto de años analizado. El valor crítico que minimiza la probabilidad del error de predicción (de que la merluza se encuentre entre las especies capturadas de un lance) fue estimado en 0,55. La aplicación de este criterio a la base de datos, determinó que un 93% de los lances validados en la primera etapa de revisión estuvieron dirigidos a capturar merluza común (206.422 registros/lances; **Figura 3**).

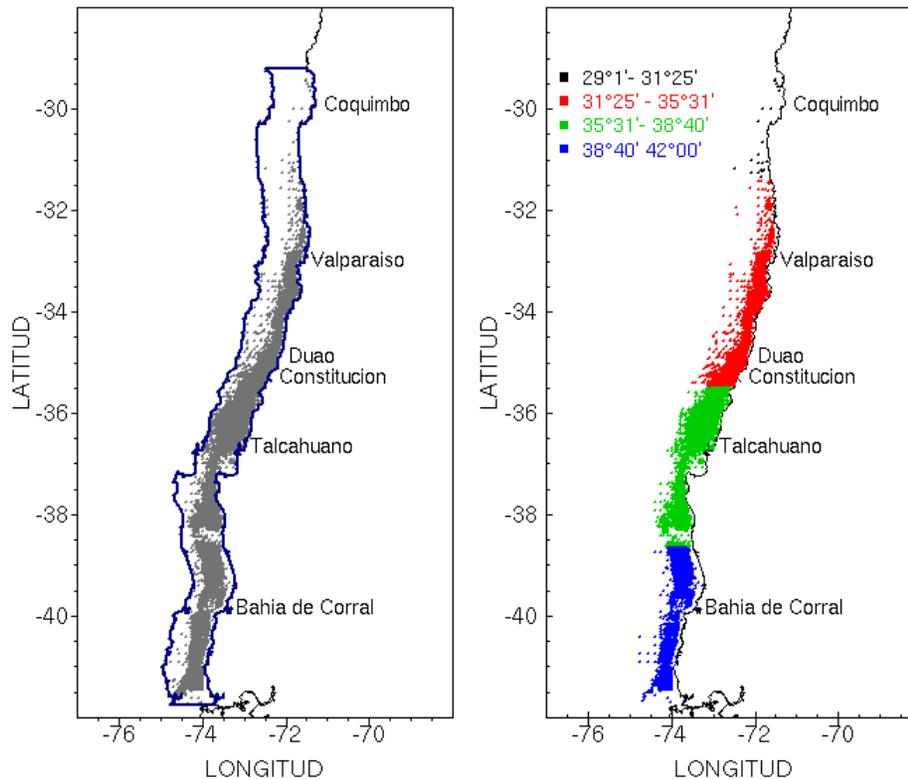


Figura 2. Panel izquierdo: distribuci3n espacial de los lances de pesca de arrastre con informaci3n de posici3n v3lida. El criterio de revisi3n, verifica que los lances est3n localizados al interior del pol3gono azul. Panel derecho: Clasificaci3n mediante colores de los lances de pesca v3lidos, de acuerdo a su estratificaci3n latitudinal.

Para la selecci3n inicial de predictores, se ajust3 un modelo GLM en donde estos fueron incluidos de manera secuencial. En este modelo se asumi3 que la respuesta (t/h) sigui3 una distribuci3n normal, una vez que se ha estabilizado la varianza mediante una transformaci3n logar3tmica. En una primera consideraci3n, los factores A3o, Mes, Categoría de potencia de motor y Zona, resultaron significativos (**Tabla 1**).

La eliminaci3n secuencial de las variables desde el modelo GLM, calculando en cada paso el criterio de informaci3n de Akaike (1973) y la devianza residual, indic3 que la eliminaci3n de cualquiera de estos predictores, no mejora sustancialmente el modelo. Sin perjuicio de lo anterior, las reducciones correspondientes en la varianza residual fueron 15% en el caso del factor A3o, 0,6% debido al factor Mes, 5% debido al factor potencia de motor y 0,8% debido a la Zona (**Tablas 1 y 2**).

Dado el escaso aporte a la reducción de la devianza residual, el factor Mes no fue considerado en los modelos de estandarización. En el caso del factor Zona, si bien existe fundamento estadístico para su eliminación, este fue retenido para el análisis de las tasas de captura porque su inclusión en los modelos de estandarización fue una recomendación explícita de la revisión de pares del año 2011 (Parma, 2011).

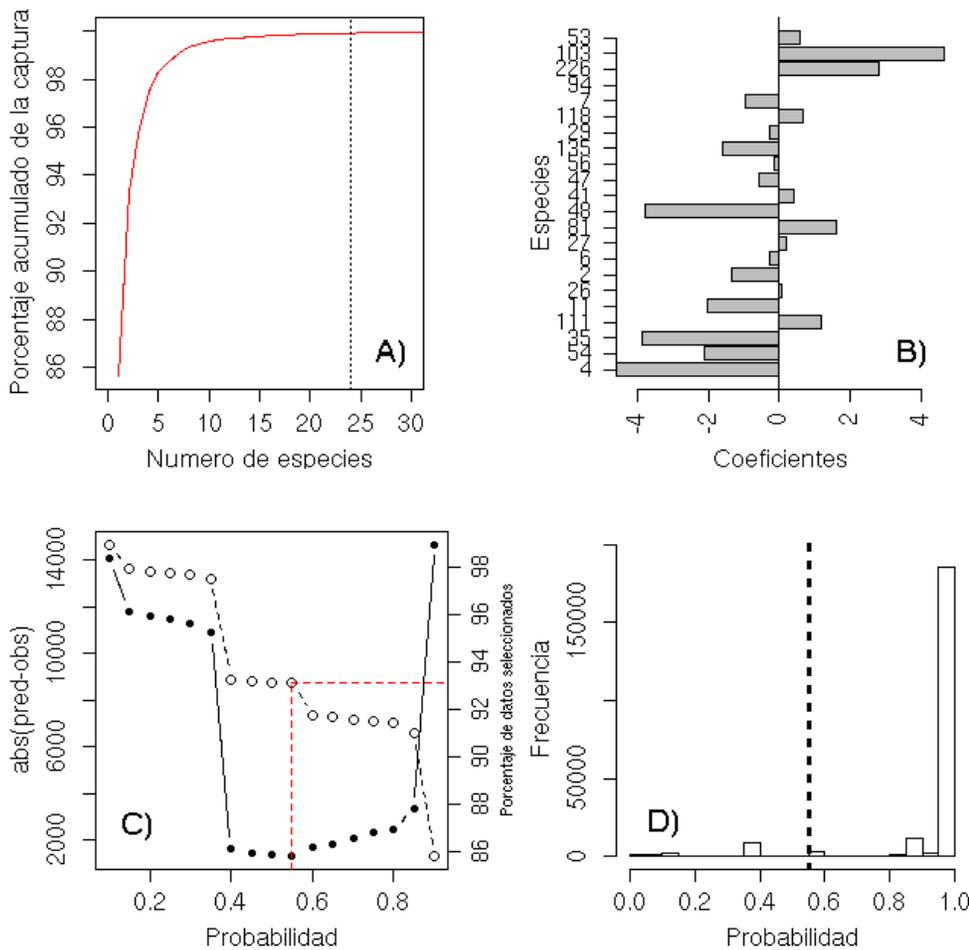


Figura 3. A) Captura total de las bitácoras de pesca de arrastre centro sur acumulada por especie; B) Especies acompañantes y su valor predictivo respecto de la presencia de merluza común entre las especies capturadas en los lances de la flota de arrastre centro sur; C) Estimación del valor crítico de probabilidad de acuerdo con Stephens y MacCall (2004). La línea roja segmentada señala el valor crítico y el correspondiente porcentaje retenido de los registros/lances en la base de datos; D) Distribución de frecuencia de la probabilidad de encontrar merluza común en un lance de la flota arrastrera centro sur, con relación al valor crítico de selección de los lances (línea segmentada vertical).



Tabla 1.

Análisis de devianza de un modelo lineal generalizado de las tasas de captura de la pesca con arrastre monitoreadas entre los años 1983 y 2012.

	G.L	Devianza	G.L. Resid.	Dev. Res.	Pr(>Chi)
NULL	93418	129561			
Año	29	20106.4	93389	109455	< 2,20E-16
Mes	11	604.5	93378	108850	< 2,20E-17
Clase potencia	1	5589.1	93377	103261	< 2,20E-18
Zona	2	840.9	93375	102420	< 2,20E-19

Tabla 2.

Criterio de información de Akaike y significancia estadística de los predictores de un modelo lineal generalizado de las tasas de captura de la pesca con arrastre monitoreadas entre los años 1983 y 2012.

	G.L	Devianza	AIC	Dev. est.	Pr(>Chi)
NULL	102420	273795			
Año	29	125785	292934	19197.2	< 2,20E-16
Mes	11	103176	274460	687	< 2,20E-16
Clase potencia	1	107185	278041	4247.7	< 2,20E-16
Zona	2	103261	274555	763.9	< 2,20E-16

Se construyeron tres modelos de estandarización, para los dos primeros se asumió una distribución normal del logaritmo de las tasas de captura (t/h). En el caso del tercer modelo, se asumió una distribución Poisson del “numero de cajas capturado”, una vez que la captura fue transformada a una variable discreta, asumiendo un valor hipotético de 20 k para una caja con merluza común (peso húmedo). En este último caso, el esfuerzo se asumió conocido y fue incluido en el modelo como un *offset*.

En la construcción de los modelos de estandarización se consideraron los siguientes predictores lineales:

Predictor lineal 1:

$$E(\log(CPUE_{jkt})) = \mu_{jkt} = \alpha + \beta_1 \text{Año}_{29k} + \beta_2 \text{Zona}_{3j} + \beta_3 (\text{Año} \times \text{Zona})_{87jk} \quad (1)$$

Predictor lineal 2:

$$E(\log(CPUE_{jkt})) = \mu_{jkt} = \alpha + \beta_1 \text{Año}_{29k} + \beta_2 \text{Zona}_{3j} \quad (2)$$



Predictor lineal 3:

$$E(\text{cajas}_{jkt}) = \mu_{jkt} = e^{\alpha + \text{offset}(E) + \beta_1 \text{Año}_{29k} + \beta_2 \text{Zona}_{3j} + \beta_3 (\text{Año} \times \text{Zona})_{87jk}} \quad (3)$$

En todos los modelos de estandarización, se consideraron sólo los lances con captura mayor a cero que estuvieron dirigidos a capturar merluza común. Una vez que se identifican estos últimos (**Figura 3D**), los lances con captura cero se reducen a un número que no es significativo. No es claro si la razón de ello es, un bajo número de lances sin éxito de captura o un registro incompleto de los mismos.

En el análisis de estandarización, los lances realizados en la zona 1 (**Figura 2**) fueron excluidos en todos los modelos.

Adicionalmente, se aplicaron dos criterios de selección de los barcos para su inclusión en los modelos de estandarización:

El primer criterio consideró 54 barcos que cumplieron la condición de haber operado al menos un año en la pesquería (con capturas de merluza común) habiendo realizado al menos 4 lances por año. El segundo criterio consideró sólo 38 barcos, los que operaron al menos 2 años en la pesquería, realizaron al menos 20 lances por año y cuya potencia del motor principal no fuese superior a 1000 hp.

El uso de este tipo de criterios busca incrementar la consistencia de la información entre años (Punt *et al.* 2000). El uso de criterios con diferente exigencia respecto de la regularidad de operación de los barcos, persigue explorar el balance entre cobertura (en el tiempo y espacio) y variabilidad de la información.

Si bien los índices de abundancia relativa de merluza común, estimados a partir de las tasas de captura de la flota de arrastre, son relativamente insensibles a la selección de los barcos (Tascheri *et al.* 2013), de todas maneras se usaron criterios de selección de poco estrictos siguiendo la recomendación de Parma (2011).

Los modelos de estandarización explorados fueron los siguientes:

1. El predictor lineal 1 (Ec. 1), criterio de selección de barcos 1.
2. El predictor lineal 2 (Ec. 2), criterio de selección de barcos 2.
3. El predictor lineal 3 (Ec. 3), todos los barcos.

Todos los modelos de estandarización corresponden a modelos GLMM, en donde el efecto aleatorio fue definido como el factor Barco (en sustitución de la agrupación de los barcos por clase de potencia).

Las series de abundancia relativa (por zona y total) estimadas con cada uno de estos modelos, se presentan en la **Figura 4**.

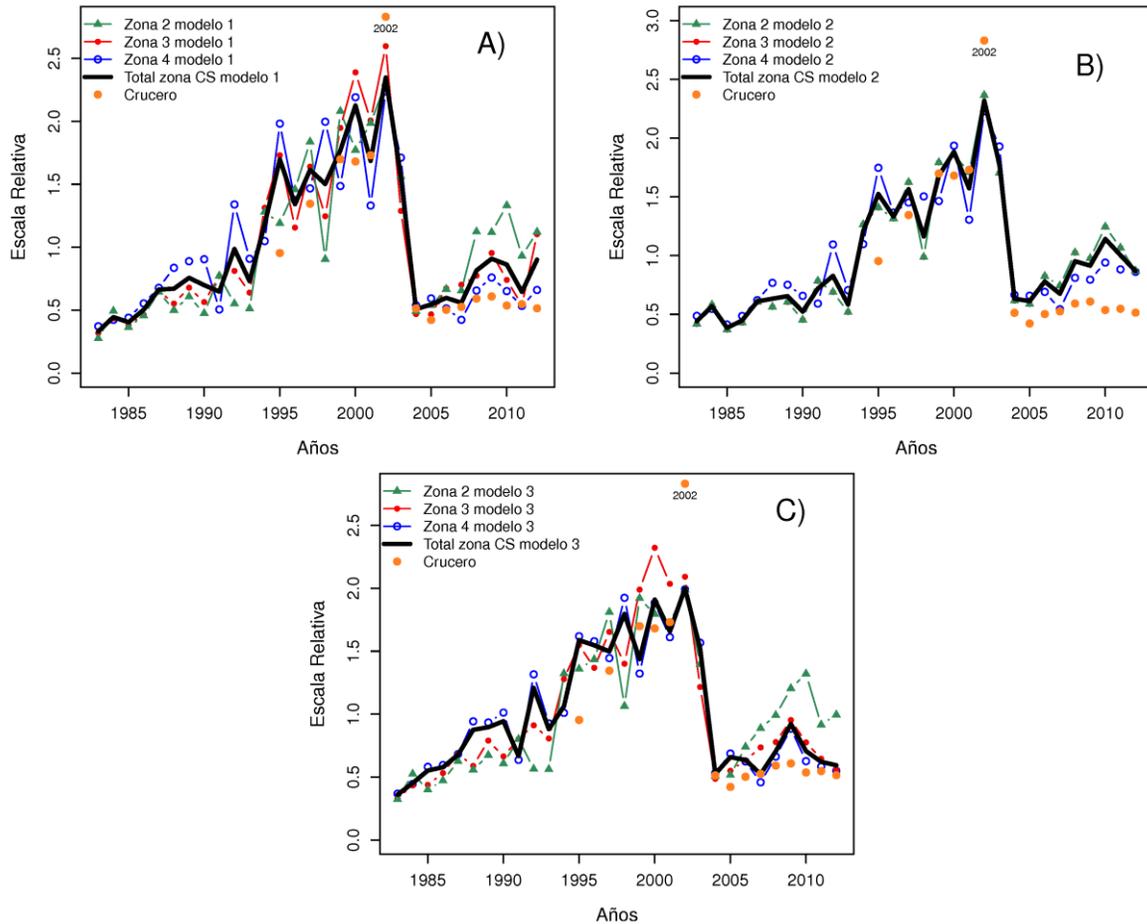


Figura 4. Índices de abundancia relativa de merluza común (por estrato de latitud/Zonas y para el total de la zona centro sur de Chile) estimados usando 3 modelos GLMM de las tasas de captura de la flota de arrastre medidas entre los años 1983 y 2012. En cada caso, los índices de abundancia relativa son comparados con el índice de biomasa estimada por medios acústicos (Lillo *et al.* 2013). La biomasa estimada mediante acústica en el año 2000 se señala con un rótulo.



4 Referencias.

- Akaike, H., 1973. Information theory as an extension of the maximum likelihood principle. In: Petrov, B., Csaki, F. (Eds.), Proceedings of the Second International Symposium on Information Theory. Akademiai Kiado, Budapest, pp. 267–281.
- Beverton, R.J.H. and Holt, S.J., On the Dynamics of Exploited Fish Populations. MAFF Fishery Investigation Series II, XIX, HMSO, London, 1957.
- Diggle, P., Liang, K.-Y., Zeeger, S.L., 1994. Analysis of Longitudinal Data. Oxford University Press, Oxford.
- Gálvez, P., J. Sateler, A. Flores, R. Meléndez, S. López, J. Olivares, K. Riquelme, J. González. y F. Santa Cruz. 2012. Convenio: Asesoría Integral para la Toma de Decisiones en Pesca y Acuicultura, 2011. Actividad 2: Peces Demersales: Pesquerías de Recursos Demersales y Aguas Profundas, 2011. Sección II: Demersales Centro Sur. Informe Final SUBPESCA, Valparaíso, Chile, IFOP: 176 p. + Anexos.
- Liang, K.Y. and Zeger, S.L. 1986. Longitudinal data analysis using generalized linear models. *Biometrika* 73:13-22.
- Lillo, S., R. Bahamonde, J. Olivares, J. Saavedra, E. Molina, E. Díaz, M. Braun, J. Angulo, S. Nuñez, S. Vásquez, A. Sepúlveda, S. Soto y A. Saavedra. 2013. Evaluación hidroacústica de merluza común, año 2012. Informe Final. Proyecto FIP 2012-04. Instituto de Fomento Pesquero. 192 p. + Figuras, Tablas y Anexos.
- Parma, A. 2011. Reporte sobre la revisión de la evaluación de stock de merluza común (*Merluccius gayi gayi*) del año 2010. pág. 19-67 En: Ernst, B., J. Ianelli, A. Parma, R. Roa, E. Nicklitschek, J. Porovic, M. Sorondo. 2011. Programa de revisión experta a la asesoría científica de las principales pesquerías nacionales, año 2011: Merluza común y Merluza del sur. Informe Final Proyecto N° 2011-4728-35. Universidad de Concepción. 276 p.
- Punt, A. T. Walker, B. Taylor and F. Pribac. 2000. Standardization of catch per unit of effort data in a spatially-structured shark fishery. *Fisheries Research*. 45:129-145.
- Stephens, A., and A. MacCall. 2004. A multispecies approach to subsetting logbook data for purposes of estimating CPUE. *Fisheries Research* 70:299–310.
- Tascheri, R., P. Gálvez, J. Sateler. 2013. Convenio Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2013. Merluza común 2013. Informe Final. SUBBPESCA. 86 p + ANEXOS.

A N E X O 2

Descripción matemática del modelo de evaluación
y código computacional



Descripción matemática del modelo de evaluación de stock

Tabla 1.
Símbolos y definiciones usadas en las ecuaciones del modelo.

Definición general	Símbolo	Uso en el modelo de captura a la edad
Índice anual: $y = \{1968, \dots, 2013\}$	y	
Índice de edades: $a = \{2, 3, \dots, 13^+\}$	a	
Índice de pesquerías $f = \{1 \dots 3\}$	f	1: arrastre; 2: espinel; 3: enmalle
Índice de abundancia	u	$u \in \{1 \dots 4\}$; donde 1= crucero acústico; 2= Flota arrastre; 3=Flota espinel; 4: cpua jibia
Tasa de mortalidad por pesca	F_y	Mortalidad que experimentan las edades completamente reclutadas
Parámetros de selectividad de la flota de arrastre	$a_{50\%}^{f_r}$	Edad a la cual el 50% de los peces reclutan a la pesquería
	$\omega_y^{f_{1,3}}$	T : Bloques temporales selectividad 1:1968-2003; 2=2004-2013; o variación anual. Error de proceso de la selectividad
	d^{f_r}	Rango entre $a_{95\%}^{f_r}$ y $a_{50\%}^{f_r}$.
	$v_y^{f_{1,3}}$	Error de proceso de la selectividad
Parámetros de la selectividad del crucero	$a_{50\%}^s$	Edad a la cual el 50% de los peces son capturados en los lances de investigación del crucero.
	d^s	Rango entre $a_{95\%}^{s_r}$ y $a_{50\%}^{s_r}$.
Cuando es M estimado libremente	γ_y	Error de proceso mortalidad natural.



Tabla 1 (continuación).
Símbolos y definiciones usadas en las ecuaciones del modelo.

Definición general	Símbolo	Uso en el modelo de captura a la edad
Tamaño de muestra para las proporciones	n	Escala el supuesto multinomial de las proporciones a la edad o longitud.
Coefficiente de capturabilidad del crucero	q^s	Fijo en $q=1$; estimación optativa.
Coefficiente de capturabilidad de la flota $f=\{1,2\}$	q^f	
	τ_y^f	Error de proceso de la capturabilidad.
	ε_a	Error de proceso de la abundancia en el primer año.
Parámetro que escala la cpue de jibia.	ϕ	
Parámetros relación stock recluta	R_0	Reclutamiento medio anual.
	α	Pendiente en el origen función de Ricker
	α'	Pendiente en el origen función de Ricker, estandarizada.
	β	Parámetro de forma función de Ricker
	φ	Biomasa desovante por recluta en ausencia de explotación.
	h	Steepness. Fijo en 0,65.
	η_y	Error de proceso del reclutamiento

Parámetros a ser estimados

$$R_0, \alpha, \beta, a_{50\%}^{f_T}, d_{50\%}^{f_T}, a_{50\%}^{s_T}, d^{c_T}, \phi, q^f, q^s, \tau, \varepsilon, \eta, \nu, \omega, \gamma, F(\#)$$



Tabla 2.
Datos ingresados al modelo de evaluación.

Definiciones Generales	Símbolo	Descripción
Mortalidad natural	M_0	$M_0=0.33$, constante a través de los años y edades.
Proporción maduros a la edad a	O^a	Incremento logístico con la edad; Se asume constante a través de los años o varía a través de dos bloques de años.
Peso medio de la edad a en la captura de arrastre del año y	$W_{y,a}^{f_1}$	Peso medio de la clase de edad a en el año y de la pesquería de arrastre.
Peso medio de la edad a en el crucero acústico del año y	$W_{y,a}^s$	Peso medio de la clase de edad a en el crucero del año y .
Fecha de desove.	Δ^s	Representa la fracción del año y en donde se ejecuta el crucero. Fijo en 0.5833.
Fecha mediana del año.	$\Delta^{f_{123}}$	Fracción que representa el tiempo equivalente a medio año
Composiciones de edad observadas en la flota de arrastre.	$P_{y,a}^{f_1}$	Contribución proporcional de la clase de edad a a la captura de la pesquería de arrastre en el año y .
Composiciones de edad observadas en el crucero acústico.	$P_{y,a}^s$	Contribución proporcional de la clase de edad a a la biomasa del crucero de evaluación del año y .
Índices de abundancia observados.	$U_{u,y}$	$u = 1$, crucero acústico de merluza común (peso), € {1995, 1997, 1999, . . ., 2002, 2004, . . ., 2011} $u = 2$, cpue flota de arrastre (peso), € {1983, . . ., 2011} $u = 3$ cpua jibia crucero de evaluación directa (peso), € {1997, . . ., 2012}.
Desembarques observados	Y_y^1	Desembarques en peso en el año y reconstruidos por flota (SERNAPesca, IFOP).
Tamaño de muestra de las composiciones de edad de la captura de arrastre.	n^{f_1}	Número efectivo de muestras de edad tomadas desde la pesquería de arrastre. Escala el supuesto multinomial de las proporciones a la edad.
Tamaño de muestra. Composición de edades de los cruceros acústicos.	n^s	Número efectivo de muestras de edad tomadas en el crucero acústico del año y . Escala el supuesto multinomial de las proporciones a la edad.
CVs de los índices de abundancia	$\sigma_{y,u}$	$u = \{1 \dots 3\}$ 1: estimado mediante técnicas acústicas; 2 Valores anuales estimados mediante <i>GLMM</i> . 3: Valores anuales estimados mediante <i>GEE</i> . $\sigma_{1,y} = 0.1$; $\sigma_{2,y} = 0.2$; $\sigma_{3,y} = 0.2$
CVs de los desembarques	$\sigma_y^{Y_1}$	0,05 en espacio aritmético.



Tabla 3.
Ecuaciones de los modelos de evaluación de merluza común.

Definiciones generales	Símbolo	Descripción
1) Números iniciales a la edad	$a=2-13;$ $y=1$	$R_0 e^{-\varepsilon_a} \quad \varepsilon_a \sim N(0, 0.6^2)$
2) Números a la edad (Reclutamientos)	$a=2;$ $y=2-45;$ $y=2-73;$	$R_0 e^{-\eta_y} \quad \eta_y \sim N(0, 0.6^2)$
3) Selectividad $f=\{1,2,3\}$	$S_a^{f_T}$	$S_a^{f_T} = \left[1 + e^{-\ln(19) \frac{a^{f_T} - a}{d^{f_T}}} \right]^{-1}$
4) Selectividad crucero acústico	S_a^s	$S_a^s = \left[1 + e^{-\ln(19) \frac{a - a_{50\%,t}^s}{d^s}} \right]^{-1}$ $\ln a_{y+1}^{f_{50\%}} = \ln a_{y,50\%}^f + \omega_y; \quad \omega_y \sim N(0, \sigma_\omega^2)$
5) Opción selectividad variable		$\ln d_{y+1}^f = \ln d_y^f + \nu_y; \quad \nu_y \sim N(0, \sigma_\nu^2);$ $\sigma_\nu = 0.6$ $M_y = M_0 + m_y; \quad m_y = \phi U_{3y}$
6) Tasa de mortalidad natural 3 opciones.	M_y	$M_y = M_0;$ $M_y = M_0 + e^{\gamma_y}; \quad \gamma_y \sim N(0, \sigma_\gamma^2); \quad y \geq 1999$ $\sigma_\gamma = 0.6$
7) Tasa de mortalidad por pesca	$F_{y,a}$	$F_{y,a}^f = S_{y,a}^f F_y^f$ $F_{y,a} = F_y^{f_1} + F_y^{f_2} + F_y^{f_3}$
8) Tasa de mortalidad total	$Z_{y,a}$	$Z_{y,a} = M_y + F_{y,a}$



Tabla 3 (continuación).
Ecuaciones de los modelos de evaluación de la merluza común.

Definiciones generales	Símbolo	Descripción
9)	Números a la edad	$2 < a \leq 13;$ $y=2-46;$ $y=2-74$ $N_{y-1,a-1} e^{-Z_{y-1,a-1}}$
10)	Números a la edad	$a=13;$ $y=2-46;$ $y=2-74$ $N_{y,a} + N_{y-1,a-1} e^{-Z_{y-1,a-1}}$ $N_{y,13} = N_{y-1,13} e^{-Z_{13,y-1}} + N_{y-1,13-1} e^{-Z_{y-1,13-1}}$
11)	Biomasa desovante	BD_y $BD_y = \sum_a N_{y,a} e^{-\Delta^s Z_{y,a}} O_a \bar{w}_{y,a}$
12)	Captura en número Flota f	$N_{y,a}^f = \sum_a \frac{F_{y,a}^f}{Z_{y,a}^f} N_{a,y} (1 - e^{-Z_{y,a}^f})$
13)	Biomasa de la captura de la flota f en el año y .	\hat{Y}_y^f $\hat{Y}_y^f = \sum_a N_{y,a}^{f_1} \hat{W}_{y,a}^{f_1};$
14)	Índice de abundancia acústico en el año y .	\hat{B}_y^s $\hat{B}_y^s = q^s \sum_a N_{y,a} e^{-\Delta^s Z_{y,a}} \bar{w}_{y,a} S_{y,a}^s$
15)	Cpue estimada de flota de arrastre	$U_{2,y}$ $U_{2,y} = q^{f_1} \sum_a N_{y,a} e^{-\Delta^{f_1} Z_{y,a}} S_a^{f_1} \bar{w}_{y,a}$
16)	Opción capturabilidad variable	$q_{y+1}^{f_1} = q_y^{f_1} e^{\tau_y^{f_1}}, \tau^{f_1} \sim N(0, 0.6^2)$



Tabla 4.
Componentes de la función objetivo.

Componentes de verosimilitud		Descripción/notas
17)	Índice de abundancia relativa de la flota arrastrera	$-\ln L_1 = \frac{1}{2\sigma^2} \ln \left(\frac{CPUE^{f_2}_y}{CPUE^{f_2}_y} \right)^2 + c_1 \quad \sigma^2 = 0.2$
18)	Índice de abundancia relativa de la flota espinelera	$-\ln L_2 = \frac{1}{2\sigma^2} \ln \left(\frac{CPUE^{f_3}_y}{CPUE^{f_3}_y} \right)^2 + c_2 \quad \sigma^2 = 0.2$
19)	Biomasa acústica	$-\ln L_3 = \frac{1}{2\sigma^2} \ln \left(\frac{B_y^c}{\hat{B}_y^c} \right)^2 + c_3 \quad \sigma^2 = 0.1$
20)	Desembarques	$-\ln L_4 = \frac{1}{2\sigma^2} \ln \left(\frac{Y_y}{\hat{Y}_y} \right)^2 + c_4 \quad \sigma^2 = 0.05$
21)	Reclutamiento	$-\ln L_5 = \frac{1}{2\sigma^2} \ln \left(\frac{N_{y,2}}{R_y} \right)^2 + c_5 \quad \sigma_R^2 = 0.6$
22)	Reclutamientos Ricker	$R_y = \alpha BD_{y-2} e^{-\beta BD_{y-2}} e^{\tau_y}$ $\varphi = \sum_a e^{-\Delta^s M_{0a-1}} W_a O_a + \frac{e^{\Delta^s M_{0a13}} W_{a13} O_{a13}}{1 - e^{-M_0}}$ <p>-10 ≤ τ ≤ 10 en escala Log</p>
	Opción reclutamientos Ricker, Myers <i>et al.</i> (1999).	$\alpha' = \frac{4h}{1-h}; \quad BD_0 = R_0 \varphi$ $R_y = \frac{BD_{y-2}}{\varphi} \exp\left(\alpha' \left(1 - \frac{BD_{y-2}}{BD_0}\right)\right)$



Tabla 4 (continuación).
Componentes de la función objetivo.

Componentes de verosimilitud	Descripción/notas
23) Vector inicial de abundancia a la edad	$-\ln L_6 = \frac{1}{2\sigma^2} \ln \left(\frac{N_{1,a}}{N_{eq}} \right)^2 + c_6 \quad \sigma^2 = 0.6$
24) Abundancia inicial por edades	$N_{eq_a} = N_{eq_{1,a-1}} e^{-M_{0_1,a-1}} \quad a=2-13; y=1$
25) Composición de la captura de la flota de arrastre por edades	$-\ln L_7 = n^f p_{y,a}^f \ln(\hat{p}_{y,a}^f) \quad n^{f_1} = 100$
26) Proporción de la edad a en la captura del año y	$p_{y,a}^{f_1} = \frac{N_{y,a}^{f_1}}{\sum_a N_{y,a}^{f_1}};$
27) Composición de edades del crucero acústico	$-\ln L_8 = n^s p_{y,a}^s \ln(\hat{p}_{y,a}^s) \quad n^s = 50$
28) Proporción a la edad a en el crucero acústico del año y	$p_{y,a}^s = \frac{N_{y,a}^s}{\sum_a N_{y,a}^s}$
29) Función objetivo total a ser minimizada	$\dot{L} = \sum_k L_k$



Código AD Model Builder del modelo de evaluación con un único patrón de explotación (modelo base) + algoritmo de proyección

```
TOP_OF_MAIN_SECTION
arrmblsize=250000;
gradient_structure::set_GRADSTACK_BUFFER_SIZE(2.e7);
gradient_structure::set_CMPDIF_BUFFER_SIZE(200000);
gradient_structure::set_MAX_NVAR_OFFSET(1000);
gradient_structure::set_NUM_DEPENDENT_VARIABLES(1000);

//-----
// Archivo: modelo.1d.tpl
// Fecha:sept 2013
//Autor:Renzo Tascheri.
// Modelo: modelo de analisis integrado y en edades para la merluza comun
con sexos combinados y patrón de explotacion de la flota de arrastre.
// Parametros: capturabilidad; selectividad, relacion SR, mortalidad por
pesca, numeros iniciales a la edad y desvios reclutamientos (edad 2),
capturabilidad y selectividad.
// Datos: composición edades de la captura total; composición de edades
del crucero; biomasa crucero acustico; cpue flota arrastre (3 opciones);
capturas comerciales(2 opciones); pesos medios a la edad (crucero y flota
industrial); cpua de jibia crucero IFOP; ojivas de madurez sexual,
periodos 1968-2003, 2004-2012.
// Notas: Esta version del codigo incluye los siguientes cambios: opcion
de usar steepness en la relacion SR, opcion de usar una segunda ojiva de
madurez para el periodo 2004-2012, opcion de dejar libre el componente
variable de M (random walk sin jibia), opcion de selectividad (logistica)
variable en el tiempo, capturabilidad del la flota variable en el tiempo,
posibilidad de estimar q y h (priors normales).
// Proyecto: Estatus y posibilidades de explotación biológicamente
sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales 2014,
financiado por el Ministerio de Economia.
//-----

GLOBALS_SECTION
#include <admodel.h>
ofstream mcmc_report("mcmc.csv");
#include "modelo1.cxx"

DATA_SECTION

!! ad_comm::change_datafile_name("testdata2.dat");

init_int nanos
init_int nedades
init_matrix indices(1,nanos,1,8)
init_matrix Cflo(1,nanos,1,nedades)
```



```
init_matrix Ccru(1,nanos,1,nedades)
init_matrix Wm(1,nanos,1,nedades)
init_matrix Win(1,nanos,1,nedades)
init_matrix Wcru(1,nanos,1,nedades)
init_vector edades(1,nedades)
init_vector msex1(1,nedades)
init_vector msex2(1,nedades)

int reporte_mcmc;

!! ad_comm::change_datafile_name("ctrl_ld.dat");
init_vector lambda(1,17);
init_number tipsel;
init_number sel_period;
init_number sel_periodflo;
init_number ansel;
init_number ansel2;
init_ivector phase_dev_50flota(1,nanos-1);
init_ivector phase_dev_Dflota(1,nanos-1);
init_int phase_sel;
init_int sel_cru;
init_int phase_F;
init_int phase_Fini;
init_int phase_R;
init_int phase_devR1;
init_int phase_devRt;
init_int phase_qcru;
init_int phase_qflo;
init_ivector phase_dev_qflo(1,nanos-1);
init_ivector phase_dev_Mf(1,nanos-1);
init_int opt_jibia;
init_int phase_qjibia;
init_ivector phase_dev_qjibia(1,nanos-1);
init_int tip_rec;
init_int phase_alfa;
init_int phase_beta;
init_int phase_h;
init_int F_inicial;
init_int cambio_ojiva;
init_int free_M;
init_int msy_est;
init_int cpue_i;
init_int catch_i;
```

INITIALIZATION_SECTION

```
log_qcru 0
log_alfa 2.1
log_beta -8.75
log_qjibia -20
log_qflota -5.48
log_R1 7
```



```
log_Rbar 7
log_h -0.361
log_delta -0.69
log_Fini 0.
```

PARAMETER_SECTION

```
init_bounded_vector log_50f(1,3,0.,4,phase_sel);
init_bounded_vector log_Df(1,3,-1.5,4,phase_sel);
init_bounded_number_vector dev_50flota(1,nanos-1,-
3,4,phase_dev_50flota);
init_bounded_number_vector dev_Dflota(1,nanos-1,-3,4,phase_dev_Dflota);

init_bounded_vector log_50c(1,2,0.,4,phase_sel);
init_bounded_vector log_Dc(1,2,0.,4,phase_sel);

init_bounded_vector log_Fcr(1,nanos,-7,1.5,phase_F);
init_bounded_number log_Fini(-10,0.96,phase_Fini);

init_bounded_number_vector dev_Mf(1,nanos-1,-5,5,phase_dev_Mf);
init_bounded_number log_M(-5.0,-0.25,-2);

init_bounded_number log_R1(2,10,phase_R);
init_bounded_number log_Rbar(4,10,phase_R);
init_bounded_dev_vector dev_Rt(1,nanos-1,-20,20,phase_devRt);
init_bounded_dev_vector dev_R1(1,nedades,-20,20,phase_devR1);

init_bounded_number log_qflota(-7,0.69,phase_qflo)
init_bounded_number_vector dev_qcpue(1,nanos-1,-20,20,phase_dev_qflo);
init_bounded_number log_qjibia(-6.9,-0.9,phase_qjibia)
init_bounded_number_vector dev_qjibia(1,nanos-1,-
20,20,phase_dev_qjibia);
init_bounded_number log_qcru(-2.3,0.69,phase_qcru)

init_bounded_number log_h(-1.61,0,phase_h);
init_bounded_number log_alpha(-2,40,phase_alfa);
init_bounded_number log_alfa(-5,2.5,phase_alfa);
init_bounded_number log_beta(-12,-4.5,phase_beta);

!! log_M= log(0.33);

init_bounded_number log_delta(-6.91,1,-3);
!! log_delta= log(0.93);
init_bounded_number aa(-6.91,1.5,3);
init_bounded_number bee(-6.91,1.5,3);
```



```
vector anos(1, nanos);
vector sel(1, nedades);
vector Fini(1, nedades);
vector S_ini(1, nedades);
vector Yflo_obs(1, nanos);
vector Yflo_pred(nanos, 1);
vector Bcru_obs(1, nanos);
vector Bcru_pred(nanos, 1);
vector Bcru_res(nanos, 1);
vector CPUE_obs(1, nanos);
vector CPUE_pred(nanos, 1);
vector CPUE_res(nanos, 1);
vector CPUE_jibia(1, nanos);
vector log_qJ(1, nanos);
vector Unos_edad(1, nedades);
vector Unos_anos(nanos, 1);
vector log_Rec(1, nanos-1);
vector log_50flota(1, nanos);
vector log_Dflota(1, nanos);
vector log_qcpue(1, nanos);
vector Mf(1, nanos);
vector log_No(1, nedades);
vector BMf(1, nanos);
vector BMc(1, nanos);
vector N1(1, nedades);
vector like(1, 19);
vector delta(1, nanos-2);
vector Rpred(1, nanos-2);
vector Pt_obs(1, nanos);
vector Pt_est(1, nanos);
vector BDo(1, nanos);
vector effn_f(1, nanos);
vector effn_s(1, nanos);
vector ny_1(1, nedades);
matrix Scru(1, nanos, 1, nedades);
matrix Sflo(1, nanos, 1, nedades);
matrix smat(1, nanos, 1, nedades);
matrix Sjibia(1, nanos, 1, nedades);
matrix Mt(1, nanos, 1, nedades);
matrix F(1, nanos, 1, nedades);
matrix Z(1, nanos, 1, nedades);
matrix Fjib(1, nanos, 1, nedades);
matrix N(1, nanos, 1, nedades);
matrix Nv(1, nanos, 1, nedades);
matrix S(1, nanos, 1, nedades);
matrix Sv(1, nanos, 1, nedades);
matrix NMc(1, nanos, 1, nedades);
matrix Cpred(1, nanos, 1, nedades);
matrix pflo_obs(1, nanos, 1, nedades);
matrix pflo_pred(1, nanos, 1, nedades);
matrix comp_flo_res(1, nanos, 1, nedades);
matrix pcru_obs(1, nanos, 1, nedades);
```



```
matrix pcru_pred(1,nanos,1,edades);  
matrix comp_cru_res(1,nanos,1,edades);  
matrix BT3m(1,nanos,1,edades);
```

```
number suma1  
number suma2  
number suma3  
number suma4  
number suma5  
number suma6  
number suma7  
number BDeq  
number ny_2  
number Bcru_RMSE;  
number CPUE_RMSE;
```

```
sdreport_number h  
sdreport_vector F_out(1,nanos)  
sdreport_vector BD(1,nanos)  
sdreport_vector BT(1,nanos)  
sdreport_vector BT3(1,nanos)  
sdreport_vector BV(1,nanos)  
sdreport_vector RPD1(1,nanos)  
sdreport_vector RPD2(1,nanos)  
sdreport_vector Reclutas(1,nanos)
```

```
number bbeta;  
number CR;  
number ro;  
number bo;  
number ssbo;  
number phie;  
vector depletion(1,nanos);  
number M;  
number tau;  
number sig;
```

```
objective_function_value f
```

PRELIMINARY_CALCS_SECTION

```
anos = (column(indices,1));  
Yflo_obs = (column(indices,catch_i));  
CPUE_obs = (column(indices,cpue_i));  
Bcru_obs = (column(indices,7));  
CPUE_jibia = (column(indices,8));  
Sjibia=1.0;  
Unos_edad=elem_div(edades, edades);  
Unos_anos=elem_div(1 * anos, 1 * anos);
```



```
reporte_mcmc=0;

// RUNTIME_SECTION
// convergence_criteria 0.001
// maximum_function_evaluations 1000

PROCEDURE_SECTION

M=mfexp(log_M);
Eval_selectividad();
Eval_madurez();
Eval_mortalidades();
Eval_abundancia();
Eval_biomasas();
Eval_observaciones();
if(msy_est>0){
Eval_MSX();}
Eval_logverosim();
Eval_funcion_objetivo();
if(opt_sim>0){Eval_simulaFcte();}

if(mceval_phase()) Eval_mcmc();

FUNCTION void get_ref(const double& m)
    alfa=mfexp(log_alfa);
    bbeta=mfexp(log_beta);

    int i;
    dvar_vector lx(1,nedades); lx.initialize();
    dvariable sa=1.-exp(-m);
    dvar_vector fec=elem_prod(row(Wm,nanos),msex1);
    lx(1)=1.0;

    for(i=2; i<=nedades; i++)
    {
        lx(i)=lx(i-1)*mfexp(-M);
        if(i==nedades) lx(i)/=sa;
    }
    phie=sum(elem_prod(lx,fec));
    CR=alfa*phie;
    h=pow(CR,0.8)/5.;
    ro=log(alfa*phie)/(bbeta*phie);
    bo=ro*phie;

FUNCTION Eval_selectividad
    int i;
```



```
if(tipsel == 2){
log_50flota=log_50f(1);
log_Dflota=log_Df(1);
}

if(tipsel == 3){
log_50flota=log_50f(2);
log_Dflota=log_Df(2);
}

for (i = 1; i <= nanos; i++){

if(sel_cru<0){

Scru(i)=1.0;}

else{
Scru(i)=(elem_div(Unos_edad, (1+exp(-1.0*log(19)* (edades-
exp(log_50c(1)))/exp(log_Dc(1))))));
if(anos(i) >= ansel && sel_period == 2){
Scru(i)=(elem_div(Unos_edad, (1+exp(-1.0*log(19)* (edades-
exp(log_50c(2)))/exp(log_Dc(2))))));}}

if(tipsel == 1){
Sflo(i)=(elem_div(Unos_edad, (1+exp(-1.0*log(19)* (edades-
exp(log_50f(1)))/exp(log_Df(1))))));
if(anos(i) >= ansel && sel_periodflo > 1 ){
Sflo(i)=(elem_div(Unos_edad, (1+exp(-1.0*log(19)* (edades-
exp(log_50f(2)))/exp(log_Df(2))))));
if(anos(i) >= ansel2 && sel_periodflo == 3){
Sflo(i)=(elem_div(Unos_edad, (1+exp(-1.0*log(19)* (edades-
exp(log_50f(3)))/exp(log_Df(3))))));}}}

if(tipsel == 2){
if(i>2){
log_50flota(i)=log_50flota(i-1) + dev_50flota(i-1);
log_Dflota(i)=log_Dflota(i-1) + dev_Dflota(i-1);}
Sflo(i)=(elem_div(Unos_edad, (1+exp(-1.0*log(19)* (edades-
exp(log_50flota(i)))/exp(log_Dflota(i))))));}

if(tipsel == 3){
Sflo(i)=(elem_div(Unos_edad, (1+exp(-1.0*log(19)* (edades-
exp(log_50f(1)))/exp(log_Df(1))))));
if(anos(i) >= ansel && sel_periodflo > 1 ){
log_50flota(i)=log_50flota(i-1) + dev_50flota(i-1);
log_Dflota(i)=log_Dflota(i-1) + dev_Dflota(i-1);
Sflo(i)=(elem_div(Unos_edad, (1+exp(-1.0*log(19)* (edades-
exp(log_50flota(i)))/exp(log_Dflota(i))))));}}}


```



```
FUNCTION Eval_madurez
```

```
int i;  
  
smat=outer_prod(Unos_anos,msex1);  
if(cambio_ojiva > 1){  
for(i=37; i<=nanos; i++){  
    smat.rowfill(i,msex2);}}
```

```
FUNCTION Eval_mortalidades
```

```
int i, j;  
  
F = elem_prod(Sflo, outer_prod(exp(log_Fcr), Unos_edad));  
  
if(F_inicial>0){  
    Fini = mfexp(log_Fini)*Sflo(1);}  
else{Fini=0;}  
  
if(opt_jibia <0){Mt = M;}  
  
if (phase_qjibia > 0 && opt_jibia > 0){  
  
    log_qJ=log_qjibia;  
    for (i = 2; i <= nanos; i++){  
        log_qJ(i) =log_qJ(i-1) + dev_qjibia(i-1);}  
        Mt = outer_prod(M + elem_prod(exp(log_qJ),CPUE_jibia),  
Unos_edad);}  
  
if(opt_jibia < 0 && free_M > 0){  
  
    Mf=M;  
    for (i = 2; i <= nanos; i++){  
        Mf(i)=Mf(i-1) + dev_Mf(i-1);}  
    Mt=outer_prod(Mf,Unos_edad);}  
  
Z = F + Mt;  
S = exp(-1.0 * Z);  
S_ini=exp(-1.0*(M+Fini));  
Sv=exp(-1.0*Mt);  
F_out=exp(log_Fcr);
```

```
FUNCTION Eval_abundancia
```

```
get_ref(value(Mt(nanos)(1)));  
int i, j;
```



```
log_Rec(1,nanos-1) = log_Rbar + dev_Rt;
log_No = log_R1 + dev_R1;

N(1)=exp(log_No);

N1(1) = N(1, 1);
for (j = 2; j <= nedades; j++)
  {N1(j) = N1(j - 1) * S_ini(j-1);}

for (j = 2; j <= nanos; j++)
  {N(j, 1) = exp(log_Rec(j - 1));}

for (i = 1; i < nanos; i++)
  {N(i + 1) (2, nedades) = ++elem_prod(N(i) (1, nedades - 1), S(i) (1,
nedades - 1));}

for (i = 2; i <= nanos; i++){
  N(i, nedades) = N(i, nedades) + N(i - 1, nedades) * S(i - 1,
nedades);}

Nv=N;

for (i = 1; i < nanos; i++)
  {Nv(i + 1) (2, nedades) = ++elem_prod(Nv(i) (1, nedades - 1), Sv(i) (1,
nedades - 1));}

for (i = 2; i <= nanos; i++){
  Nv(i, nedades) = Nv(i, nedades) + Nv(i - 1, nedades) * Sv(i - 1,
nedades);}

FUNCTION Eval_biomosas

int i;

BDo=rowsum(elem_prod(elem_prod(smat,elem_prod(Nv,exp(-0.5833 * Mt))),
Wm));
BMf=rowsum(elem_prod(elem_prod(elem_prod(N,exp(-0.5*Z)),Wm), Sflo));
BV=rowsum(elem_prod(elem_prod(N,Sflo), Win));
NMc=elem_prod(elem_prod(N,exp(-0.583*Z)),Scru);
BMc=rowsum(elem_prod(NMc,Wcru));
BD=rowsum(elem_prod(elem_prod(smat,elem_prod(N,exp(-0.583 * Z))), Wm));
BT=rowsum(elem_prod(N, Win));

for (i = 1; i <= nanos; i++)
  {BT3m(i) (2,nedades)=elem_prod(N(i) (2,nedades),Win(i) (2,nedades));
  BT3(i)= sum(BT3m(i) (2,nedades));}
```



```
ssbo=mfexp(log_Rbar)*phie;

RPD1=BD/bo;

if(tip_rec==2){
  RPD1=BD/ssbo;}

RPD2=BD/mean(BDo);

FUNCTION Eval_observaciones

  int i;

  get_ref(value(Mt(nanos)(1)));
  log_alpha= log(4*(exp(log_h))/(1-exp(log_h)));

  Cpred=elem_prod(elem_div(F, Z), elem_prod((outer_prod(Unos_anos,
Unos_edad) - S), N));
  Yflo_pred=rowsum(elem_prod(Cpred, Wm));

  log_qcpue=log_qflota;
  for (i = 2; i <= nanos; i++){
    log_qcpue(i)=log_qcpue(i-1) + dev_qcpue(i-1);}

  CPUE_pred=elem_prod(exp(log_qcpue), BMf);
  Bcru_pred=mfexp(log_qcru) * BMC;

  CPUE_res=(CPUE_obs-CPUE_pred)/lambda(3);
  Bcru_res=(Bcru_obs-Bcru_pred)/lambda(4);

  Bcru_RMSE=sqrt(norm2(Bcru_obs-Bcru_pred)/nanos);
  CPUE_RMSE=sqrt(norm2(CPUE_obs-CPUE_pred)/nanos);

  pflo_pred=elem_div(Cpred, outer_prod(rowsum(Cpred + 1e-16),
Unos_edad));
  pflo_obs=elem_div(Cflo, outer_prod(rowsum(Cflo + 1e-16), Unos_edad));

  pcru_pred=elem_div(NMc, outer_prod(rowsum(NMc + 1e-16), Unos_edad));
  pcru_obs=elem_div(Ccru, outer_prod(rowsum(Ccru + 1e-16), Unos_edad));

  for (i = 1; i <= nanos; i++){
    ny_1=elem_prod(pflo_pred(i), (Unos_edad - pflo_pred(i)));
    ny_2= norm2(pflo_obs(i) - pflo_pred(i));
    effn_f(i)=sum(ny_1)/ny_2;
```



```
if(sum(pcru_obs(i))>0){
  ny_1=0; ny_2=0;
  ny_1=elem_prod(pcru_pred(i), (Unos_edad - pcru_pred(i)));
  ny_2=norm2(pcru_obs(i) - pcru_pred(i));
  effn_s(i)=sum(ny_1)/ny_2;}}

comp_flo_res = elem_div((pflo_obs - pflo_pred),
sqrt(elem_prod(pflo_pred, outer_prod(Unos_anos, Unos_edad) -
pflo_pred)/lambda(1)));

comp_cru_res = elem_div((pcru_obs -
pcru_pred),sqrt(elem_prod(pcru_pred, outer_prod(Unos_anos, Unos_edad) -
pcru_pred)/lambda(2)));

if(tip_rec==1){

  Rpred= elem_prod(exp(log_alfa)*BD(1,nanos-2),exp(-
exp(log_beta)*BD(1,nanos-2)));
}

if(tip_rec==2){
  Rpred=(BD(1,nanos-2)/phie)*mfexp(log_alfa*(1-(BD(1,nanos-2)/bo)));}

Reclutas=column(N,1);

FUNCTION Eval_MSY

int i;

for (i = 1; i <= nanos; i++){
  Pt_obs(i) = BT(i+1) - BT(i) + Yflo_pred(i);
  Pt_est(i) =exp(aa)*BT(i)+exp(bee)*pow(BT(i),2);}

FUNCTION Eval_logverosim

int i;

like(1)= -1 * lambda(1) * sum(elem_prod(pflo_obs, log(pflo_pred)));
like(2)= -1 * lambda(2) * sum(elem_prod(pcru_obs, log(pcru_pred)));

suma1=0; suma2=0; suma3=0;suma4=0;
for (i = 1; i <= nanos; i++){
  if (CPUE_obs(i) > 0){
  suma1 += square(log(CPUE_obs(i)) - log(CPUE_pred(i)));}
  if (Bcru_obs(i) > 0){
  suma2 += square(log(Bcru_obs(i)) - log(Bcru_pred(i)));}
```



```
    if (Yflo_obs(i) > 0){
      suma3+=square(log(Yflo_obs(i)) - log(Yflo_pred(i)));}

    like(3) = 1/(2 * square(lambda(3))) * suma1;
    like(4) = 1/(2 * square(lambda(4))) * suma2;
    like(5) = 1/(2 * square(lambda(5))) * suma3;

    if(tip_rec==1){
      like(6)=1/(2 * square(lambda(6))) * sum(square(log(N(1)) - log(N1)));}

      like(7)=1/(2 * square(lambda(7))) * sum(square(dev_R1));
      like(8)=1/(2 * square(lambda(7))) * sum(square(dev_Rt));

      for(i=1; i<=nanos-2; i++){
        delta(i)=log(Reclutas(i+2))-
log(Rpred(i))+0.5*lambda(8)*lambda(8));}
        like(9)=dnorm(delta,lambda(8));

      like(10)=1/(2 * square(lambda(9))) * sum(square(dev_50flota));
      like(11)=1/(2 * square(lambda(10))) * sum(square(dev_Dflota));

      like(13)=1/(2 * square(lambda(11))) * sum(square(dev_qcpue));

      like(17)=1/(2 * square(lambda(12))) * sum(square(dev_Mf));

      if(phase_qcru>0){
        like(14)=dnorm(log_qcru,0.,lambda(13));}

      if(tip_rec==2){
        like(15)=dnorm(log_h,-0.3566,lambda(14));}

        if(msy_est>0){
          like(16)=1/(2 * square(lambda(15))) * sum(square(log(Pt_est)-
log(Pt_obs)));}

        if(F_inicial>0){
          like(18)=dnorm(log_Fini,0.,lambda(16));}

          if (opt_jibia == 2){
            like(19)=1/(2 * square(lambda(17))) * sum(square(dev_qjibia));}
          //penalizacion desvios qjibia

FUNCTION Eval_funcion_objetivo
  f=sum(like);
```



```
FUNCTION Eval_simulaFcte
  int i,z,j;

  //get_ref(value(Mt(nanos)(1)));

  //mortalidad natural media con jibia ultimos cinco anios
  mj=column(Mt, nedades);
  Mtp=mean(mj(nanos-5, nanos));
  if (sinJibia < 0){Mtp=M;}
  Rp=mean(Reclutas(nanos-5, nanos));
  // Rp=pR*mfexp(log_Rbar +.5*square(lambda(8)));

  Wp=Wm(nanos);
  RPRp=RPD(nanos);
  Selp=Sflo(nanos);

  for (j=1;j<=casos;j++){

    Sp=S(nanos);
    Np=N(nanos);
    Nvp=Nv(nanos);

    for (i=1;i<=nanos_sim;i++){

  //en presencia de pesca

      Nplus=Np(nedades)*Sp(nedades);
      Np(2, nedades)=++elem_prod(Np(1, nedades-1), Sp(1, nedades-1));
      Np(nedades)=Np(nedades)+Nplus;
      Np(1)=Rp;

      for (z=1;z<=nedades;z++){
        if (Np(z)<=0){
          Np(z)=0.1;}}

  switch(j)
  {
    case 1 : Fcr=0;
             break;
    case 2 : Fcr=F(nanos, nedades);
             break;
    case 3 : Fcr=PBR(1);
             break;
    case 4 : Fcr=PBR(1);
             if (RPRp/PBR(2)<1){Fcr=Fcr*RPRp/PBR(2);}
  }

      Fp=Fcr*Selp;
      Zp=Fp+Mtp;
      Sp=exp(-1.0*Zp);
    }
  }
}
```



```
NDp=elem_prod(elem_prod(Np,exp(-0.5833*Zp)),msex1);

BDp(i,j)=sum(elem_prod(NDp,Wp));
Fcr_p(i,j)=Fcr;
RPRp=BDp(i,j)/bo;

Ctp=elem_prod(elem_div(Fp,Zp),elem_prod(1.-Sp,Np));
Yp=sum(elem_prod(Ctp,Wp));
Yproy(i,j)=Yp;

//en ausencia de pesca y jibia

Nplus=Nvp(nedades)*exp(-1.0*M);
Nvp(2,nedades)=++Nvp(1,nedades-1)*exp(-1.0*M);
Nvp(nedades)=Nvp(nedades)+Nplus;
Nvp(1)=Rp;

NDvp=elem_prod(Nvp*exp(-0.5833*M),msex1);
BDop(i,j)=sum(elem_prod(NDvp,Wp));}
RyM(j,1)=Rp;
RyM(j,2)=M;}

Yp2=Yproy(2);
Fcr_end=Fcr_p(nanos_sim)/PBR(1);
RPDdin=elem_div(BDp,BDop);
RPDmed_1=BDp/mean(BDop);
RPDeqp=(BDp/bo)/PBR(2);
RPDend=(BDp(nanos_sim)/bo)/PBR(2);

if(mceval_phase()) Eval_mcmc();

REPORT_SECTION

report << "Biomasa.crucero.obs" << endl;
report << Bcru_obs << endl;
report << "Biomasa.crucero.pred" << endl;
report << Bcru_pred << endl;

report << "CPUE.obs" << endl;
report << CPUE_obs << endl;
report << "CPUE.pred" << endl;
report << CPUE_pred << endl;
report << "log_qcpue" << endl;
report << log_qcpue << endl;
report << "devs.q.flota" << endl;
report << dev_qcpue << endl;
```



```
report << "CPUE.jibia.obs" << endl;
report << CPUE_jibia << endl;

report << "log_qjibia" << endl;
report << log_qjibia << endl;
report << "log_qJ" << endl;
report<< log_qJ << endl;

report << "Capturas.obs" << endl;
report << Yflo_obs << endl;
report << "Capturas.pred" << endl;
report << Yflo_pred << endl;

report << "Comp.captura.obs" << endl;
report << pflo_obs << endl;
report << "Comp.captura.pred" << endl;
report << pflo_pred << endl;

report << "log_qcru" << endl;
report << log_qcru << endl;
report << "Comp.crucero.obs" << endl;
report << pcru_obs << endl;
report << "Comp.crucero.pred" << endl;
report << pcru_pred << endl;

report << "Sel.flota" << endl;
report << Sflo << endl;
report << "Sel.crucero" << endl;
report << Scru << endl;

report << "BD" << endl;
report << BD << endl;
report << "BT" << endl;
report << BT << endl;
report << "BT3" << endl;
report << BT3 << endl;
report << "BV" << endl;
report << BV << endl;
report << "BMc" << endl;
report << BMc << endl;

report << "log_R1" << endl;
report << log_R1 << endl;

report << "log_Rbar" << endl;
report << log_Rbar << endl;

report << "DesviosR1" << endl;
report << dev_R1 << endl;
```



```
report << "DesviosRt" << endl;
report << dev_Rt << endl;

report << "cpue.devs" << endl;
report << dev_qcpue << endl;

report << "Reclutamientos" << endl;
report << column(N,1) << endl;

report << "N" << endl;
report << N << endl;

report << "logLike" << endl;
report << like << endl;

report << "M" << endl;
report << column(Mt,nedades) << endl;
report << "Z" << endl;
report << column(Z,nedades) << endl;
report << "F" << endl;
report << column(F,nedades) << endl;
report << "Fjibia" << endl;
report << column(Fjib,nedades) << endl;
report << "Fini" << endl;
report << Fini << endl;

report << "BDo" << endl;
report << BDo << endl;
report << "RPD1" << endl;
report << RPD1 << endl;
report << "RPD2" << endl;
report << RPD2 << endl;
report << "bo" << endl;
report << bo << endl;
report << "ssbo" << endl;
report << ssbo << endl;

report<<"alfa"<<endl;
report<<alfa<<endl;
report<<"bbeta"<<endl;
report<<bbeta<<endl;
report<<"ro"<<endl;
report<<ro<<endl;
report<<"depletion"<<endl;
report<<depletion<<endl;
report<<"CR"<<endl;
report<<CR<<endl;
report<<"Steepness"<<endl;
report<<h<<endl;
report<<"log_h"<<endl;
report<<log_h<<endl;
```



```
report<<"sig"<<endl;
report<<sig<<endl;

report << "EffN_f" << endl;
report << effn_f << endl;

report << "EffN_s" << endl;
report << effn_s << endl;

report << "RMSE.cpue" << endl;
report << CPUE_RMSE << endl;

report << "RMSE.crucero" << endl;
report << Bcru_RMSE << endl;

report << "comp.flo.res" << endl;
report << comp_flo_res << endl;
report << "comp.cru.res" << endl;
report << comp_cru_res << endl;

report << "index.cru.res" << endl;
report << Bcru_res << endl;

report << "index.cpue.res" << endl;
report << CPUE_res << endl;

FUNCTION Eval_mcmc

if (reporte_mcmc == 0)
mcmc_report<<"BT,BD,BV,RPD1,RPD2,F_out,Mt"<<endl;

mcmc_report<<BT<<","<<BD<<","<<BV<<","<<RPD1<<","<<RPD2<<","<<F_out<<","<
<column (Mt,nedades)<<endl;
reporte_mcmc++;
```

A N E X O 3

Estimación de los puntos biológicos de referencia
asociados al Rendimiento Máximo Sostenible
bajo incertidumbre



Estimación de los puntos biológicos de referencia asociados al Rendimiento Máximo Sostenible bajo incertidumbre

Renzo Tascheri O.

1. Introducción

Recientemente se hicieron importantes modificaciones a la Ley General de Pesca y Acuicultura chilena (LGPA) con relación a la definición del *estado de situación* de los recursos, entre otros cambios. Las modificaciones incluyeron el concepto de Puntos Biológicos de Referencia (PBR) y la adopción del Rendimiento Máximo Sostenible (RMS) como el objetivo que se deberá tener en cuenta al establecer una cuota global de captura. La autoridad pesquera (y el proceso de asesoría científica) deberá tender a estar en o cerca de dicho objetivo al administrar las pesquerías.

En la ley general de pesca y acuicultura el RMS se define como el: “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”.

De acuerdo con Sinclair (1999) un sistema de manejo pesquero diseñado en torno al RMS y al enfoque precautorio (UN, 1995) satisface las siguientes características:

- Mantiene la biomasa del stock (B) por encima de aquella que produce el RMS (B_{RMS})
- Mantiene la mortalidad por pesca (F) por debajo de aquella que produce el RMS (F_{RMS}).
- Mantiene una muy baja probabilidad de que $B < B_{RMS}$ y que $F > F_{RMS}$.
- En ausencia de otra información, F_{RMS} es considerado un PBR límite y las estrategias de manejo implementadas implican un riesgo muy bajo de exceder F_{RMS}
- B_{RMS} es interpretado como un objetivo de reconstrucción del stock. Si B cae por debajo de B_{RMS} , se toman medidas para promover la reconstrucción del stock.
- Si la evaluación de stock indica que $B > B_{RMS}$, se mantiene la condición de que $F < F_{RMS}$.

Sin embargo, la estimación del RMS puede ser difícil incluso en casos en los que se cree tener suficientes datos, en gran medida porque es una función de la relación stock – reclutas, la que es difícil de estimar.

La recuperación de poblaciones en peligro de colapso es determinada en gran medida por la resiliencia de la reproducción, la que esta representada por la relación stock–reclutas (Brodziak, 2002).



En este anexo se informa la estimación de los PBRs asociados al RMS bajo incertidumbre y específicos de la merluza común, los que fueron empleados para la determinación del estatus actualizado del recurso (o el estado de situación de la pesquería como es referido en la LGPA).

La estimación de los PBRs fue realizada con información suministrada por la evaluación de stock que es reportada en este informe y con los parámetros de historia de vida también utilizados en esta evaluación de stock.

2. Modelo y condiciones de análisis

Los rendimientos de equilibrio del stock de merluza común se analizaron utilizando una relación S-R tipo Ricker en un modelo de producción estructurado por edades. La incertidumbre de los PBRs asociados al RMS se basó en el procedimiento presentado por Canales (2012) en el comité científico de merluza común en noviembre de 2012 (RR-CC/SGT PBR-E 28/11/2012) propagando la incertidumbre del parámetro steepness mediante una simulación Monte Carlo desde una distribución normal, cuyos parámetros fueron estimados mediante máxima verosimilitud en esta evaluación de stock. El algoritmo de cálculo de los PBRs para cada valor simulado de steepness se encuentra descrito en Sissenwine y Shepherd (1987), Gabriel *et al.* (1989), Clark (1991), Cubillos *et al.* (2002) y Booth (2004).

De acuerdo con esto, el modelo de análisis fue implementado como una extensión de dos modelos de pool dinámico: rendimiento por recluta (*RPR*) y biomasa desovante por recluta (*BDR*). El primero es empleado para estimar el rendimiento esperado dada una unidad de reclutamiento, como una función de la mortalidad por pesca (*F*), el reclutamiento parcial por edades (*S*) y el peso medio a la edad (*W*) y el segundo es resuelto bajo las mismas condiciones, pero empleando una función que describe la probabilidad de madurez sexual por edades (*O*). La descripción matemática se presenta en las **Tablas 1 y 2**.

La adopción de la relación stock-reclutas de Ricker en merluza común, se basa en consideraciones de la biología del recurso (sobre-compensación debido a la mortalidad por canibalismo), no en criterios de bondad de ajuste a los datos generados por la evaluación de stock (**Tabla 2**, Ecuación 7).

La ojiva de madurez a la edad se asumió constante, en consecuencia con las apreciaciones realizadas en el año 2011 por los evaluadores externos del proyecto (Parma 2011; **Tabla 3**).

Los resultados incluyen la mortalidad por pesca que produce el *RMS* (F_{RMS}) y la biomasa desovante que corresponde al *RMS* (BD_{RMS}) en términos de la reducción que ésta representa respecto de la biomasa desovante virginal (BD_0) en otras palabras, la reducción de la biomasa o escape de desovantes mínima necesaria para alcanzar el *RMS* condicionado a la selectividad (**Tabla 3**) y al valor de mortalidad natural utilizado (con o sin considerar el efecto de predación por jibia).



Tabla 1.
Definición de términos.

Definición general	Símbolo	Comentario
Índice de edades	a	
Último grupo de edad	A	
Selectividad por edades	S_a	Ingresada al modelo usando los resultados de la última evaluación.
Tasa instantánea de mortalidad natural	M	0,33 o 0,43 constante en el tiempo y a través de las edades.
Tasa instantánea de mortalidad por pesca	F	
Peso medio a la edad a	W_a	Ingresado como dato al modelo.
Proporción maduros a la edad	O_a	Modelo logístico ingresado como dato.
Tiempo del desove	Δ^r	Fracción del año en que ocurre el desove, asumida como el primero de agosto, $\Delta^r = 0,58333$
Captura a la edad a	C_a	
Rendimiento por recluta para una mortalidad por pesca específica.	RPR_F	Se calcula usando la ecuación de Baranov (1918).
Biomasa desovante por recluta para una mortalidad por pesca específica.	BDR_F	
Párametros del reclutamiento	α y β	Parámetros de la relación de Ricker
Biomasa desovante por recluta virginal	$BDR_{F=0}$	
Reclutamiento virginal	R_0	Igual a la unidad.
Reclutamiento de equilibrio	R_e	
	Y_e	



Tabla 2.

Modelo de producción estructurado por edades usado en la estimación de los puntos biológicos de referencia asociados al RMS de merluza común.

	Definición	Ecuación
1	Estructura de edades de la población en equilibrio	$N_a = R_0 \text{ si } a = 2$ $N_a = N_{a-1} e^{-(S_{a-1}F+M)} \text{ si } 2 > a \leq 13$ $N_a = \frac{N_a}{1 - e^{S_a F + M}} \text{ si } a = A = 13 +$
2	Biomasa desovante por recluta a inicios de agosto	$BDR_F = \sum_a^A N_a e^{-(S_a F + \Delta' M)} O_a W_a$
3	Captura a la edad t	$C_a = \frac{S_a F}{S_a F + M} (1 - e^{-(S_a F + M)}) N_a$
5	Rendimiento por recluta	$RPR_F = \sum_{a=2}^{A=13} C_a W_a$
7	Reclutamiento	$\alpha = \frac{R_0}{BDR_{F=0}} e^{-\frac{\log h}{0,8}}; \beta = \frac{\ln(5h)}{0,8 BDR_{F=0}}$
8	Reclutamiento de equilibrio como una función de BDR	$R_e = \ln(\alpha BDR_F) (\beta BDR_F)^{-1}$
9	Rendimiento de equilibrio	$Y_e = RPR_F R_e$

Tabla 3.

Datos empleados en la estimación de los PBRs asociados al RMS. Pesos medios por edad, ojiva de madurez sexual, selectividades estimadas para los años 1968-2003 y 2004-2013.

Edad	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Wm (kg.)	0.19	0.29	0.40	0.51	0.61	0.70	0.80	0.92	1.04	1.21	1.40	1.77
Ojiva de madurez	0.00	0.07	0.65	0.97	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
Sel 1(1968-2003)	0.05	0.14	0.35	0.64	0.86	0.95	0.99	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
Sel 2 (2004-2013)	0.12	0.69	0.97	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00

La incertidumbre en los PBRs fue generada a partir de 5.000 valores de steepness tomados desde una distribución normal $N(1.1655, 0.18973)$, cuyos parámetros fueron estimados mediante máxima verosimilitud como parte de la solución del modelo de evaluación (**Figura 1**).

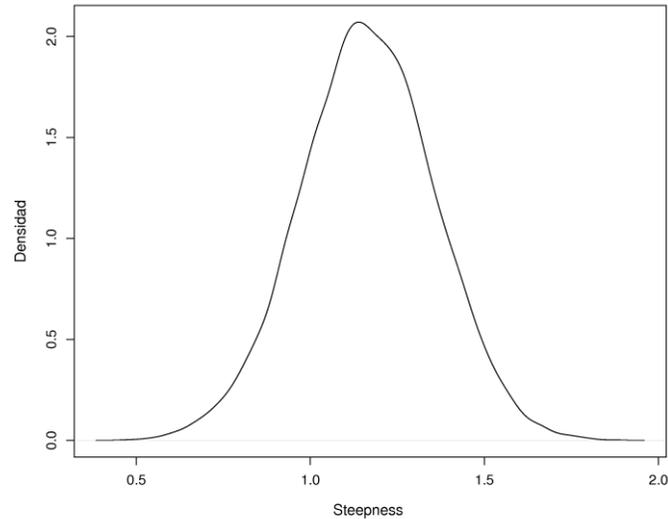


Figura 1. Distribuci3n de 10.000 valores de steepness tomados desde una distribuci3n normal $N(1.1655, 0.18973)$, los parámetros de la distribuci3n fueron estimados mediante máxima verosimilitud en el modelo de evaluaci3n de stock.

El valor de steepness fue estimado usando la siguiente expresi3n (Michielsens y McAllister 2004, Forrest et al. 2010):

$$\alpha BDR_{F=0} = (5h)^{\frac{5}{4}}$$

Donde la expresi3n $\alpha BDR_{F=0}$ representa el número de desovantes producido por cada desovante a lo largo de su vida en condiciones de muy baja abundancia (Myers et al. 1999) y en donde α es la pendiente en el origen de la relaci3n stock reclutas de Ricker y $BDR_{F=0}$ la biomasa desovante por recluta en ausencia de pesca.

3. Resultados

La raz3n entre la biomasa desovante del rendimiento máximo sostenible y la biomasa desovante virginal (BD_{RMS}/BD_0) fue estimada en 0,36 cuando se emple3 un valor de $M=0,43$, en tanto que la mortalidad por pesca que produce el RMS en este caso fue estimada en 0,44 (**Tabla 4; Figuras 2 y 3**). En conformidad con los supuestos hechos en el modelo base de evaluaci3n, este caso consider3 el efecto de la jibia, asumiendo un valor de mortalidad natural igual a la media de los últimos 5 años e incluyendo el componente de mortalidad natural variable proporcional a la CPUA de jibia medida en el crucero de evaluaci3n directa de la abundancia de merluza com3n.



La repetición del análisis bajo las mismas condiciones pero usando un valor de $M=0,33$, equivale a asumir una situación sin jibia manteniendo la selectividad igual a la estimada para los últimos 10 años. Bajo estas condiciones, el valor esperado de la razón entre BD_{RMS} y BD_0 fue estimado en 0,37, mientras que el valor de F_{RMS} fue estimado en 0,34. (**Tabla 4**).

El uso de un valor de $M=0,33$ y la selectividad estimada para los años 1968 a 2003 (**Tabla 3**) produjo un valor de F_{RMS} igual a 0,74 (**Tabla 4**).

Tabla 4.

PBRs asociados al RMS específicos de merluza común, calculados bajo dos vectores de selectividad correspondientes a los bloques de años 1968-2003 (Sel 1) y 2004-2013 (Sel 2) y dos valores de mortalidad natural, el mayor de los cuales representa la situación con depredación por jibia. Valor mediano, error estándar e intervalo de confianza de 95%.

Selectividad	Sel 1	Sel 2	
M	0,33	0,33	0,43
BD_{RMS}/BD_0	0,36	0,37	0,36
s.e. BD_{RMS}	0,02	0,02	0,02
IC _{95%} BD_{RMS}	0,35-0,38	0,36-0,38	0,35-0,37
F_{RMS}	0,72	0,34	0,44
s.e. F_{RMS}	0,15	0,06	0,07
IC _{95%} F_{RMS}	0,62-0,84	0,30-0,38	0,40-0,48

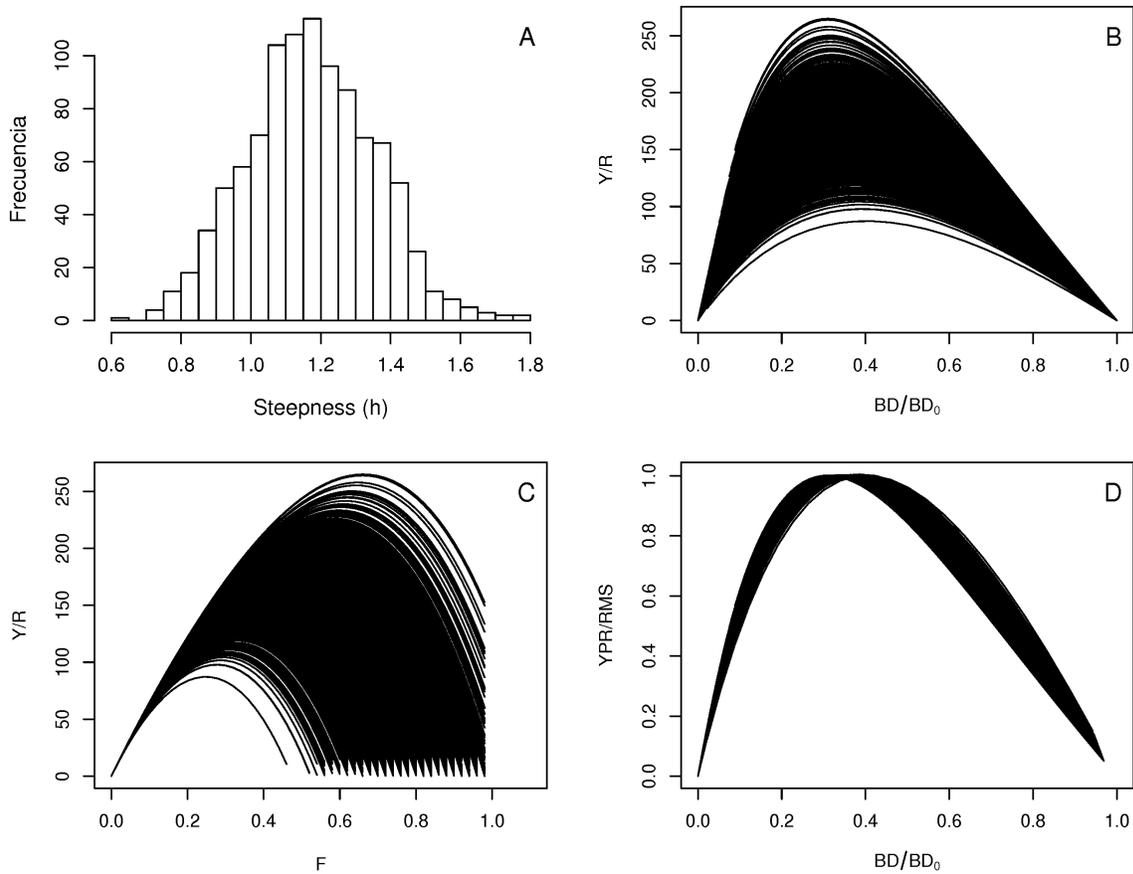


Figura 2. Resultados de un modelo de producci3n estructurado en edades del stock de merluza com3n que hace uso de la funci3n stock-reclutas de Ricker, la selectividad estimada para los a3os 2004-2013 y un valor de mortalidad natural $M=0,43$ para 5.000 valores de steepness generados desde una distribuci3n $N(1.1655, 0.18973)$. A): histograma de los 5.000 valores de steepness; B): rendimiento por recluta vs reducci3n de la biomasa desovante respecto de la biomasa desovante virginal. C): rendimiento por recluta vs mortalidad por pesca; D): rendimiento por recluta relativo al RMS vs reducci3n de la biomasa desovante respecto de la biomasa desovante virginal.

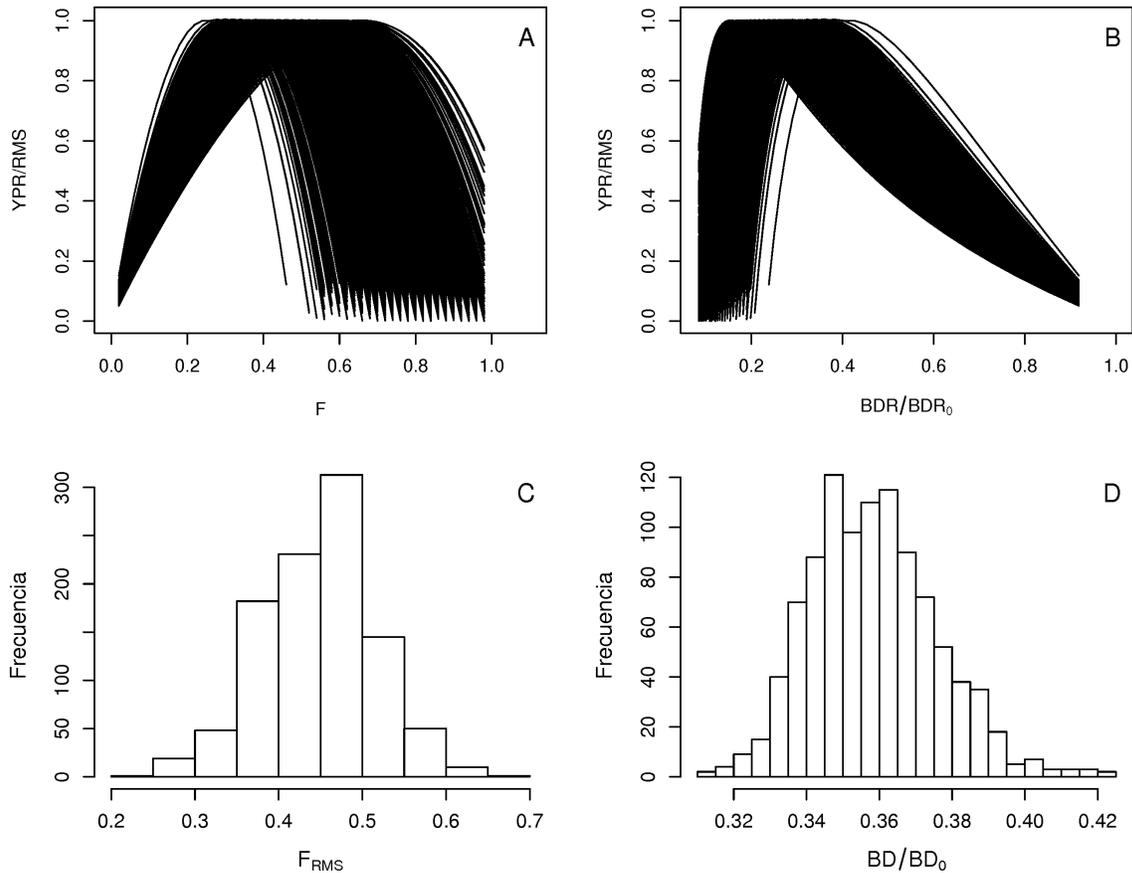


Figura 3. Resultados de un modelo de producci3n estructurado en edades del stock de merluza com3n que hace uso de la funci3n stock-reclutas de Ricker, la selectividad estimada para los a3os 2004-2013 y un valor de mortalidad natural $M=0,43$ y 5.000 valores de steepness generados desde una distribuci3n $N(1.1655, 0.18973)$. A): rendimiento por recluta relativo al RMS vs mortalidad por pesca; B): rendimiento por recluta relativo al RMS vs reducci3n de la biomasa desovante por recluta respecto de la biomasa desovante por recluta virginal. C): distribuci3n emp3rica de F_{RMS} ; D): distribuci3n emp3rica de la reducci3n de la biomasa desovante necesaria para alcanzar el RMS (BD_{RMS}/BD_0).



Apéndice 1

Código computacional usado en el cálculo de los puntos biológicos de referencia asociados al Rendimiento Máximo Sostenible.

```
# Controles y datos
```

```
#M=0.33
M=mean(mcomun$M[42:46])
h.mean=h$value
h.s=h$std.dev
dt=0.5833
nedades=12
nsims = 1000
datos=read.csv(paste(dir.7,'datos.csv', sep='/'), sep=',', header=TRUE)
sr=1
Wm=datos$Wm * 1000
Ms=datos$msex1
Sel=datos$Sel2;
```

```
#Cálculo de PBRs
```

```
RMS(h.mean, h.sd, M, dt, nedades, nsims, Wm, Ms, Sel, sr=1, graf=3)
```

```
#Funcion de cálculo
```

```
RMS <- function(h.mean, h.sd, M, dt, nedades, nsims, Wm, Ms, Sel, sr=1, graf=1){
```

```
## h.mean: valor medio de steepness.
## h.sd: desviacion estandar de steepness.
## M: tasa instantanea de mortalidad natural.
## dt: fraccion del año en que ocurre el desove.
## nedades:numero de edades.
## nsims:numero de muestreos Monte Carlo.
## Wm: vector de pesos medios a la edad.
## Ms: vector de proporcion de madurez sexual por edades.
## Sel: selectividad por edades.
## sr: valor booleano 1: Ricker, 2: Beverton y Holt (B&H not tested).
## graf: 1: grafico uno; 2: grafico dos; otro valor: no grafico.
```



#Definicion de arreglos

Fcr=seq(0,1,0.02)

N=mat.or.vec(nr=1,nc=12)

YPR=mat.or.vec(nr=1,nc=length(Fcr))

SDPR=mat.or.vec(nr=1,nc=length(Fcr))

ratio1=mat.or.vec(nr=length(Fcr),nc=nsims)

ratio2=mat.or.vec(nr=length(Fcr),nc=nsims)

YPRreq2=mat.or.vec(nr=length(Fcr),nc=nsims)

YPRrel=mat.or.vec(nr=length(Fcr),nc=nsims)

MSYe=mat.or.vec(nr=1,nc=nsims)

Fe=mat.or.vec(nr=1,nc=nsims)

ratio1e=mat.or.vec(nr=1,nc=nsims)

ratio2e=mat.or.vec(nr=1,nc=nsims)

Hs=mat.or.vec(nr=1,nc=nsims)

#Monte Carlo Steepness

h <- rnorm(nsims,h.mean,h.sd)

#Rendimiento y biomasa desovante por recluta

for (k in 1:nsims){

Hs[k]=h[k]

N[1,1]=1

for (i in 1:length(Fcr)){

F=Fcr[i]*Sel

Z=F+M

for (j in 2:nedades){

N[1,j]=N[1,j-1]*exp(-Z[j-1]);}

N[nedades]=N[nedades]/(1-exp(-Z[nedades]))

YPR[i]=sum((N*F*(1-exp(-Z))*Wm)/Z)

SDPR[i]=sum(N*exp(-dt*Z)*Wm*Ms)}



```
if(sr==1){

  betta=(log(5*h[k]))/(SDPR[1]*0.8)
  alfa=exp((log(h[k]*(SDPR[1]^0.8)/0.2*(1^0.8)))/0.8)
#  betta=log(5*h[k])/(0.8*SDPR[1])
#  alfa=(1/SDPR[1])*exp(-1.25*log(h[k]))

  Req= log(alfa * SDPR)/(betta * SDPR)}

          # B & H
if(sr==2){
  alfa=(SDPR[1]*(1-h[k]))/(4*h[k]*N[1,1]);
  betta=(5*h[k]-1)/(4*h[k]*N[1,1]);
  Req=(1/betta)*(1-(alfa/SDPR))}

#Análisis de resultados

SPReq=SDPR*Req

YPRReq=YPR*Req;
ratio.1=SPReq/SPReq[1];
ratio.2=SDPR/SDPR[1];

ratio1[,k]=ratio.1;
ratio2[,k]=ratio.2;
YPRReq2[,k]=YPRReq;

MSY=which.max(YPRReq)
vector1=c(YPRReq[MSY-4], YPRReq[MSY-3], YPRReq[MSY-2], YPRReq[MSY-1], YPRReq[MSY],
YPRReq[MSY+1], YPRReq[MSY+2], YPRReq[MSY+3], YPRReq[MSY+4]);

diff=vector1[1:length(vector1)-1] - vector1[2:length(vector1)]
got.it=which(YPRReq==vector1[which.min(abs(diff))])

MSYe[,k]=YPRReq[got.it]
Fe[,k]=Fcr[got.it]
ratio1e[,k]=ratio.1[got.it]
ratio2e[,k]=ratio.2[got.it]
YPRrel[,k]=YPRReq/YPRReq[got.it];}
```



#Mop up

```
a1=(ratio1<0)
ratio1[a1]=0
a2=(YPRReq2<0)
YPRReq2[a2]=NA
a3=(YPRrel<0)
YPRrel[a3]=NA
a4=(ratio2<0)
ratio2[a4]=NA
rm(a1,a2,a3,a4)
```

```
a1=(YPRReq2[51,]>0)
a2=rowSums(YPRReq2)==0
YPRReq2[51,a1]=NA
YPRrel[a2,]=NA
```

```
YPRrel[a2,]=NA
YPRrel[51,a1]=NA
```

```
if(sr == 2){
  a5=(h > 0.7)
  ratio1[,a5]=NA
  YPRReq2[,a5]=NA
  YPRrel[,a5]=NA
  ratio2[,a5]=NA
  rm(a5)}
```

```
if(graf==1){
```

```
layout(matrix(c(1,2,3,4), byrow=TRUE, ncol=2))
par(mar=c(4.0, 4.1, 2.0, 2.1))
hist(Hs,n=25, ylab='Frecuencia', xlab='Steepness (h)', main='', cex.lab=1.2, cex.axis=1.1)
legend('topright', 'A', cex=1.4, bty='n')
plot(ratio1,YPRReq2,type='l', ylab='Y/R',xlab=expression(BD/BD[0]))
legend('topright', 'B', cex=1.4, bty='n')
plot(Fcr %*% t(rep(1,nsims)),YPRReq2, type='l', ylab='Y/R',xlab='F', xlim=c(0,1.1))
legend('topright', 'C', cex=1.4, bty='n')
plot(ratio1,YPRrel,type='l', ylab='YPR/RMS', xlab=expression(BD/BD[0]))
legend('topright', 'D', cex=1.4, bty='n')}
```



```
if(graf==2){  
  
  layout(matrix(c(1,2,3,4), byrow=TRUE, ncol=2))  
  par(mar=c(4.0, 4.1, 2.0, 2.1))  
  plot(Fcr %*% t(rep(1,nsims)),YPRrel, type='l', ylab='YPR/RMS', xlab='F', xlim=c(0,1.1))  
  legend('topright', 'A', cex=1.4, bty='n')  
  plot(ratio2,YPRrel,type='l', ylab='YPR/RMS',xlab=expression(BDR/BDR[0]))  
  legend('topright', 'B', cex=1.4, bty='n')  
  hist(Fe,n=10, ylab='Frecuencia', xlab=expression(F[RMS]), main=' ', cex.lab=1.2, cex.axis=1.1)  
  legend('topright', 'C', cex=1.4, bty='n')  
  hist(ratio1e,n=25, ylab='Frecuencia', xlab=expression(BD/BD[0]), main=' ', cex.lab=1.2, cex.axis=1.1)  
  legend('topright', 'D', cex=1.4, bty='n') }  
  
  result <- list(); result$F <- list(); result$Brms.1 <- list(); result$Brms.2 <- list()  
  result$F <- c('median'=median(Fe), 'IC'=c(quantile(Fe)[2],quantile(Fe)[4]), 'sd'=sd(Fe)); result$Brms.1  
  <- c('median BD/BDo'=median(ratio1e),  
  'IC'=c(quantile(ratio1e)[2],quantile(ratio1e)[4]),'sd'=sd(ratio1e)); result$Brms.2 <- c('median  
  BDR/BDRo'=median(ratio2e), 'IC'=c(quantile(ratio2e)[2],quantile(ratio2e)[4]),'sd'=sd(ratio2e))  
  
  return(result)  
  
}
```



Referencias

- Booth, A. J. 2004. Determination of cichlid-specific biological reference points. *Fisheries Research*. 67:307–316.
- Brodziak, J. 2002. In search of optimal harvest rates for west coast groundfish. *North American Journal of fisheries Management*. 22: 258-271.
- Clark, W.G. 1991. Groundfish exploitation rates based on life history parameters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*. 48: 734-750.
- Cubillos, L., A. Hernández, A. Sepúlveda y D. Arcos. 2002. Equilibrium yield analysis through an analytic age-structured production model: A sensitivity study for the Chilean jack mackerel fishery. *Fisheries Research*. 54: 395-407.
- Forrest, R E., M. K. McAllister, M. W. Dorn, S.J.D. Martell and R. D. Stanley. Hierarchical Bayesian estimation of recruitment parameters and reference points for Pacific rockfishes (*Sebastes* spp.) under alternative assumptions about the stock–recruit function. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 67: 1611–1634.
- Gabriel, W.L, M. P. Sissenwine and W. J. Overholtz. 1989. Analysis of spawning stock biomass per recruit: an example for Georges Bank Haddock. *North American Journal of Fisheries Management*. 9: 383-391.
- Michielsens, C.G.J., and McAllister, M.K. 2004. A Bayesian hierarchical analysis of stock–recruit data: quantifying structural and parameter uncertainties. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 61(6): 1032–1047.
- Myers, R.A., Bowen, K.G., and Barrowman, N.J. 1999. Maximum reproductive rate of fish at low population sizes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56(12): 2404–2419. doi:10.1139/cjfas-56-12-2404.
- Parma, A. 2011. Reporte sobre la revisión de la evaluación de stock de merluza común (*Merluccius gayi gayi*) del año 2010. pág. 19-67 En: Ernst, B., J. Ianelli, A. Parma, R. Roa, E. Nicklitschek, J. Porovic, M. Sorondo. 2011. Programa de revisión experta a la asesoría científica de las principales pesquerías nacionales, año 2011: Merluza común y Merluza del sur. Informe Final Proyecto N° 2011-4728-35. Universidad de Concepción. 276 p.
- Restrepo, V. R. *et al.* 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 NMFSFISPO-40.



- Sinclair, A. 1999. Biological reference points relevant to a precautionary approach to Fisheries management: an example for the Southern Gulf of St. Lawrence cod. *NAFO Sci.Coun. Studies*. 32:25-35.
- Sissenwine, M.P. and J. G. Shepherd. 1987. An alternative perspective on recruitment overfishing and biological reference points. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*.44:913-918.
- UNITED NATIONS. 1995. Agreement for the implementation of the provisions of the United Nations Convention on the Law of the Sea of 10 December 1982 relating to the Conservation and Management of Straddling Fish Stocks and Highly Migratory Fish Stocks. December 1995. UN Doc. A/Conf. 164/37.

A N E X O 4

Marco de Referencia para el diagnóstico de los
recursos pesqueros 2013



Definición de PBR en el contexto de la LGPA.

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 debatidos en los CCT y en el proyecto internacional de PBR.
- Se indicó que el uso de Fxx% 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%Bo). 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 “rampa” 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 biomásas 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 $F = F_{mrs} * B/B_{mrs}$, 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 m3s r3pido a la poblaci3n a costo de reducir significativamente la mortalidad por pesca (y las capturas), principalmente cuando $B/B_{rms} < 1$.

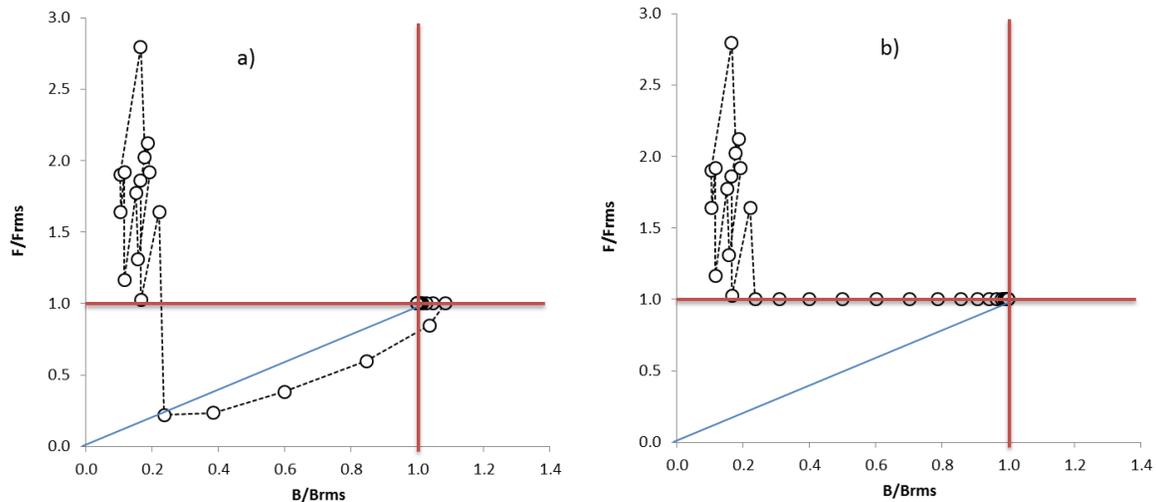


Figura 1: Simulaci3n de un diagrama B-F con referentes del MRS: (a) regla de decisi3n con modelo rampa, (b) criterio F constante

- Los equipos acordaron que la sobre-explotaci3n ser3 definida cuando la biomasa exceda el l3mite inferior de la biomasa referida al RMS (B_{rms}) o su medida equivalente (B/B_{rms}). Al respecto, se estableci3 que los intervalos de la B_{rms} no necesariamente deben ser sim3tricos, de manera que desde el enfoque precautorio el l3mite inferior puede ser muy peque1o y establecido por consenso, mientras el l3mite superior podr3 considerar elementos de incertidumbre y variabilidad. Como valor inicial se propone que el l3mite inferior se distancie 5 puntos porcentuales del valor B_{rms} (o su equivalente).
- El l3mite superior de la B_{rms} (o su equivalente) se propone como objetivo de manejo precautorio relacionado con el RMS, con lo cual la plena explotaci3n incluye al RMS y queda restringida entre dos valores: B l3mite y B objetivo.
- La variable de control (mortalidad por pesca) definir3 a la sobrepesca sin considerar intervalos de confianza, de manera que la condici3n anterior se declara cuando $F > F_{rms}$. Lo anterior implica a establecer el criterio de explotaci3n $F = F_{rms}$ para cualquier condici3n de biomasa mientras esta sea mayor o igual de B_{rms} .

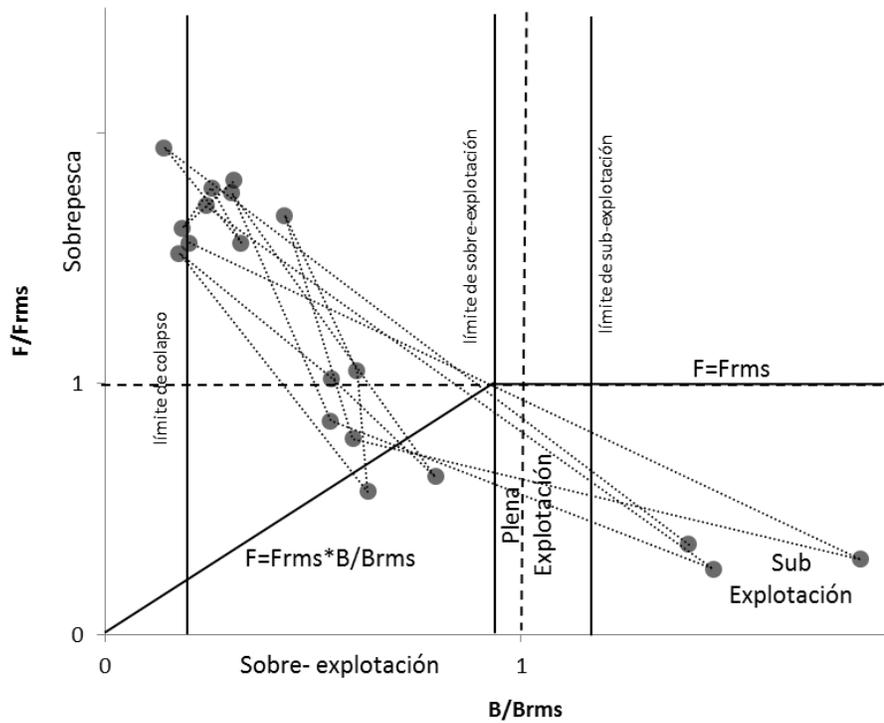


Figura 2: Diagrama B-F tipo y regla de explotaci3n

- En el r3gimen de plena y sub explotaci3n ($B > B_{rms}$), la aplicaci3n del F_{rms} y su respuesta en t3rminos de CBA debera 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) $F=Frms$ (independiente del estatus), (3) $F=F$ regla decisión (rampa) y 4) $F=Fsq$ (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.



Apéndice 1

Lista de asistentes a la reunión sostenida el lunes 20 de agosto

Subsecretaría de Pesca	Instituto de Fomento Pesquero
Italo Campodónico	Cristian Canales
Camila Bustos	Mariella Canales
Victor Espejo	Francisco Contreras
Jorge Farías	Doris Bucarey
Lorenzo Flores	Fernando Espíndola
Aurora Guerrero	Elson Leal
Silvia Hernández	Ignacio Payá
Alejandro Karstecl	Juan Carlos Quiroz
Verónica Madrid	Renzo Tascheri
	María José Zúñiga

Lista de asistentes a la reunión sostenida el lunes 26 de agosto

Subsecretaría de Pesca	Instituto de Fomento Pesquero
Italo Campodónico	Cristian Canales
Camila Bustos	Mariella Canales
Victor Espejo	Francisco Contreras
Jorge Farías	Doris Bucarey
Lorenzo Flores	Fernando Espíndola
Aurora Guerrero	Elson Leal
Silvia Hernández	Ignacio Payá
Verónica Madrid	Juan Carlos Quiroz
	Renzo Tascheri
	María José Zúñiga

A N E X O 5

Lista de verificación adaptada del NRC-National
Research Council. 1998.



Lista de verificación adaptada del NRC-National Research Council. 1998.

Lista de verificación para conducir o revisar evaluaciones de stock. Adaptado de: NRC-National Research Council. 1998. Secciones de la lista de verificación (Anexo D en NRC 1998), relativas a la definición del stock y los datos empleados en la evaluación. La codificación de números y colores fue tomada de Canales *et al.* (2011): sin relleno indica que no existe conocimiento (0 en el análisis), en rojo (numero 1) indica un conocimiento pobre, amarillo (numero 2) indica un conocimiento intermedio, en verde (numero 3) indica un conocimiento satisfactorio.

Ítem	Consideraciones importantes	Nivel de conocimiento				Observaciones
I. Definición del stock	Definición espacial				3	La extensión espacial del stock se encuentra bien documentada en los reportes de la evaluación directa del recurso (Lillo <i>et al.</i> 2011).
Estructura del stock	Estructurado o espacialmente homogéneo				2	Se considera espacialmente homogéneo. Pero existen fundamentos para sostener la hipótesis de dos stocks distribuidos al norte y sur de Talcahuano (36°41' S).
	Uso de marcaje, micro-constituyentes, o morfometría				2	Uso de morfometría reportado en Payá <i>et al.</i> (1997). Estudios genéticos Galleguillos <i>et al.</i> (2000), Vidal <i>et al.</i> (2012).
II. Datos						
Captura	¿Se incluyen las remociones en la evaluación?				2	Se incluyen las remociones de acuerdo a los registros de desembarque mantenidos por SERNAPESCA.
Descartes/mortalidad por pesca	¿Sesgos y diseño de muestreo documentados?				2	Sesgos son reconocidos pero están incompletamente documentados. Sólo se han realizado ejercicios de sensibilidad a situaciones hipotéticas.
Índices de abundancia	Absoluto o relativo				3	Todos los índices se asumen relativos. Las razones se encuentran bien documentadas.
	¿Diseño de muestreo?				3	El crucero de evaluación directa tiene un diseño bien establecido (Lillo <i>et al.</i> 2012). Los análisis de CPUE son <i>estudios observacionales</i> y por definición carecen de un diseño estadístico de muestreo.
	Estandarización				3	El crucero de evaluación directa cuenta con un diseño de muestreo. Los métodos de estandarización y criterios aplicados en la estimación de los índices basados en la CPUE de arrastre y espinel, están bien documentados.
	¿Linealidad entre el índice y la abundancia de la población?				2	Las grandes fluctuaciones observadas en la serie de biomasa acústica (crucero), no parecen obedecer a cambios metodológicos o errores de estimación. Existen años inconsistentes con el resto de la serie tales como el año 2002 (Nicklitschek, 2011). A partir del año 2005, la CPUE de arrastre se incrementa a una tasa mayor a la biomasa del crucero en algunas zonas. La CPUE de espinel es consistente con la señal acústica de la zona 2.
	¿Que porción del stock es indexada?				3	En el crucero de evaluación directa se indexa la población disponible al método de evaluación directa en invierno-primavera, la que queda definida por la función de selectividad estimada en la evaluación de stock (incluye edades 2 a 14+). La CPUE indexa la fracción explotable de la población disponible al arte de arrastre y espinel respectivamente.



Ítem	Consideraciones importantes	Nivel de conocimiento				Observaciones
Captura por unidad de esfuerzo (CPUE)	¿Que parte de la flota debería ser considerada?				3	La sensibilidad a los criterios de selección de los barcos o botes, es evaluada como parte del análisis de estandarización. Los criterios utilizados se explicitan claramente.
	¿Como debieran ser estandarizados los datos?				3	La recomendación es utilizar enfoques de modelación que no impliquen suponer independencia entre los registros de CPUE de las flotas que capturan merluza común.
	¿Como son tratados los lances con captura cero?			2		No son incluidos en el análisis de la flota de arrastre, pero la intencionalidad de los lances sí se incluye a través del método de Stephens y MacCall (2004). En la pesca de espinel los lances nulos registrados en la base de datos no son suficientes para proveer información acerca de la abundancia relativa.
	¿Que supuesto se realiza relativo a las áreas no visitadas por la flota?			2		A las áreas no visitadas por la flota se les asigna el valor medio estimado a partir de las tasas de captura observadas en las zonas visitadas.
Evaluación directa	¿Mezcla de especies validada?			2		Se debe avanzar en el desarrollo de métodos y protocolos orientados a reducir la subjetividad en la definición del porcentaje de mezcla en los cardúmenes (Nicklitschek 2011).
	¿Fuerza de blanco Validada?				3	El parámetro de una relación cuadrática fue estimado <i>in situ</i> para la misma población, estación del año y área de estudio (Lillo <i>et al.</i> 1996).
III. Estructura de edades, tamaños y sexos.					3	Los métodos usados en la determinación de edades y la determinación de tamaños de muestras para la construcción de las claves talla-edad, indican que los datos de composición de edades de la captura son de alta calidad (Parma 2011).
Captura a la edad						Diseño y tamaños de muestra documentados en detalle en el programa de monitoreo (Gálvez <i>et al.</i> 2012).
Pesos medios a la edad						Diseño y tamaños de muestra documentado en detalle en el programa de monitoreo (Gálvez <i>et al.</i> 2012).
Madurez a la edad				2		Existen antecedentes para sostener que la función de madurez a la edad se ha modificado. Se realizan sensibilidades al uso de una función promedio estimada con datos histológicos de muestras tomadas en los cruceros de evaluación de los últimos 6 años.



Informaci3n reproductiva edad espec3fica				2	La informaci3n de madurez y fecundidad a la edad est1 disponible indirectamente a trav3s de informaci3n obtenida por clase de longitud. La producci3n de informaci3n de madurez a la edad de manera directa est1 en desarrollo.	
Informaci3n de la pesquer3a	¿Personas familiarizadas con la pesquer3a son consultadas e involucradas en discusiones del valor de las fuentes de datos?				3	El equipo de trabajo esta integrado por investigadores del proyecto de monitoreo del recurso y el investigador a cargo de las evaluaciones directas. El evaluador de stock trabaj3 en el proyecto de monitoreo por espacio de 8 a1os.



Lista de verificaci3n para conducir o revisar evaluaciones de stock. Adaptado de: NRC-National Research Council. 1998. Secciones de la lista de verificaci3n (Anexo D en NRC 1998), relativas a la definici3n del stock y los datos empleados en la evaluaci3n. La codificaci3n de n3meros y colores fue tomada de Canales *et al.* (2011): sin relleno indica que no existe conocimiento (0 en el an3lisis), en rojo (numero 1) indica un conocimiento pobre, amarillo (numero 2) indica un conocimiento intermedio, en verde (numero 3) indica un conocimiento satisfactorio.

Ítem	Consideraciones importantes	Nivel de conocimiento				Observaciones
IV. Modelo de evaluaci3n de stock						
Estructurado por edades, longitudes o sexo	Se han considerado estructuras alternativas				3	Se cuenta con un modelo alternativo que incluye explícitamente las tres flotas (arrastre, espinel y enmalle). La captura de arrastre se estructura por edades y las de espinel y enmalle por longitudes. Se implement3 un modelo por sexos en la evaluaci3n 2011. Este 3ltimo no ser3 actualizado el a3o 2013.
Espacialmente explícito	no		1			Parma (2011) se3al3 que en el futuro puede ser instructivo desarrollar un modelo paralelo que discrimine las tres zonas principales que abarca la pesquería. Se reconoce como necesario explorar si el aumento en la complejidad asociado a incorporar la dimensi3n espacial es justificado.
II. Par3metros clave						
Mortalidad natural	Se asume constante a trav3s de las edades y el tiempo.			2		Se incluye un componente adicional variable en el tiempo a partir del a3o 1999 que es proporcional a la CPUA de jibia.
Vulnerabilidad	Variable en dos bloques de tiempo			2		Todos los modelos de evaluaci3n implementados incluyen esta opci3n estructural.
Mortalidad por pesca	Separable a trav3s de las edades y tiempo				3	Estimada directamente como par3metros libres.
Capturabilidad de la flota	Variable en el tiempo a trav3s de una caminata aleatoria				3	Se considera esto devalúa la informaci3n de la serie aún más, considerando que en el modelo del error se ingresa un $cv = 0,2$.
Capturabilidad del crucero	Opci3n de fijar en $q=1$ en combinaci3n con una funci3n de selectividad logística.				3	En el escenario base q es estimado en combinaci3n con una selectividad constante a trav3s de las edades.
Reclutamiento	Reclutamiento medio con desvíos en escala log ($cv=0,6$) condicionado a una relaci3n Ricker. $\sigma_R=0,6$.			2		El reclutamiento se asume Ricker debido a consideraciones te3ricas (Canibalismo) y no debido a la calidad de los ajustes.



Ítem	Consideraciones importantes	Nivel de conocimiento			Observaciones
Formulación estadística					
Error de proceso	En los reclutamientos (cv=0,6)			2	
Error de observación	Índice acústico (cv=0,1) Índice CPUE (cv=0,2) Estructura edades captura (N=100) Estructura edades crucero (N=50) Desembarques(cv=0,05)			2	Aún cuando el error de observación es tomado en consideración. Los cv's son asumidos como conocidos y de este modo los estimados no reflejan la totalidad de la incertidumbre.
Distribuciones de verosimilitud	Normal para los índices y las capturas. Multinomial para las estructuras de edades.			2	
Evaluación de la incertidumbre	La incertidumbre de los parámetros modelados se presenta tanto				
Como se calcula la incertidumbre de los parámetros modelados ?	Se utiliza la aproximación delta tanto como distribuciones posteriores bajo el paradigma bayesiano			2	La incertidumbre se representa tanto a través de intervalos de confianza/confiabilidad como mediante distribuciones.
Análisis retrospectivo	Los patrones retrospectivos son evaluados y presentados.			3	
Evaluación de políticas					
Parámetros para un solo modelo o modelos estructuralmente diferentes ?	Parámetros para un solo modelo.			2	
Como se confiere peso relativo a las hipótesis alternativas ?	Se confiere igual peso a todos los casos.		1		
Que supuestos se hacen acerca de los reclutamientos futuros, medio ambiente, estocasticidad, etc..?.	El reclutamiento medio se asume constante. Este reclutamiento es definido a partir de una hipótesis explícita. La estocasticidad se incluye simulando desvíos con el mismo sigmaR utilizado en la evaluación.			2	No se hacen supuestos explícitos respecto del ambiente. Implícitamente se asume que los cambios el nivel del reclutamiento es definido principalmente por el tamaño de la población desovante y no por la variabilidad ambiental.
Se considera la relación entre reclutas y desovantes ?	No			2	



Ítem	Consideraciones importantes	Nivel de conocimiento				Observaciones
Acciones alternativas						
Que estrategias alternativas de explotaci3n son implementadas ?	Mortalidad por pesca constante y captura constante.				3	Las estrategias evaluadas corresponden a multiplicadores de la captura o mortalidad estimada para el 3ltimo a3o de la evaluaci3n.
Como las acciones futuras reflejan cambios potenciales en el tama3o futuro de la poblaci3n.	En el algoritmo de proyecci3n, la aplicaci3n de una pol3tica en un tiempo futuro t, no produce retroalimentaci3n.			2		Los cambios futuros en el tama3o de la poblaci3n no se reflejan en las acciones futuras, porque la pol3tica no es ajustada durante la corrida de la proyecci3n.
Se considera error de implementaci3n	No		1			
Indicadores de desempe3o						
Cual es el verdadero objetivo de la pesquer3a	Mantener la biomasa desovante cercana al valor de BD_{RMS} .			2		En la merluza com3n s3lo se han definido objetivos de manejo de conservaci3n. Los objetivos econ3micos y sociales no se han hecho expl3citos.
Cuales son los mejores indicadores de desempe3o	$P(SSB_t < 0,4SSB_0)$: probabilidad de no alcanzar el objetivo de manejo. $P(SSB_{t+\Delta t} < SSB_t)$: probabilidad de que la biomasa desovante sea menor a la del 3ltimo a3o en la evaluaci3n. $P(SSB_t < 0,2SSB_0)$: probabilidad de agotar el stock.			2		Regularmente, no se emplea un indicador de estructura del stock. No se eval3an indicadores de desempe3o econ3micos o sociales.
Cual es la referencia de tiempo para los indicadores biol3gicos ?	.			2		El intervalo de tiempo de su evaluaci3n es 1 a3o en un horizontes de tiempo de 5 a3os.
Como se mide el riesgo ?	Los indicadores que se observan ya han sido se3alados.				3	Los indicadores son calculados bajo diferentes casos definidos en funci3n del eje principal de la incertidumbre. Para cada uno de estos casos, se presenta el percentil de 10% de la distribuci3n posterior de la captura biol3gicamente aceptable (CBA).
Son apropiados los PBR est3ndares ?	Sí				3	La consideraci3n de la literatura a la luz de los par3metros de historia de vida del recurso indica que el rango definido entre el 0,2SSB y 0,4SSB permite obtener rendimientos de largo plazo sin exceder el MRS. Los an3lisis preliminares realizados en la evaluaci3n de stock dan soporte a esta perspectiva.
Se ha definido formalmente la condici3n de sobrepesca ?	Sí				3	La sobrepesca tiene lugar cuando se excede el PBR l3mite: F_{RMS} .



Ítem	Consideraciones importantes	Nivel de conocimiento			Observaciones
Presentación de resultados					
Como se presenta la incertidumbre de los parámetros y de la estructura del modelo ?	Intervalos de confianza y distribuciones posteriores de los parámetros estimados. Estudio de casos: sensibilidad de los resultados a cambios en los supuestos y/o los datos de entrada			3	Para presentar el rango de incertidumbre, se entregan intervalos de confianza, se calcula la probabilidad de alcanzar el objetivo de manejo y se muestra la sensibilidad de los resultados del modelo a cambios en los supuestos del modelo de evaluación, los datos utilizados. La incertidumbre en los datos es reflejada también en el énfasis conferido al ajuste de las diferentes piezas de información.
Se pueden usar tablas de decisión para resumir las incertidumbres y consecuencias ?	Si			3	La presentación de la incertidumbre de la evaluación y por ende de las consecuencias de las acciones de manejo futuras en tablas de decisión es una práctica regular en ésta evaluación.
Hay consideración explícita de los compromisos entre diferentes indicadores de desempeño ?	No	1			En el manejo de la merluza común, sólo se observan indicadores de conservación y de este modo no hay consideración explícita de los compromisos con otros indicadores tales como económicos o sociales.
Tienen los administradores comprensión de la verdadera incertidumbre de la evaluación y de los compromisos involucrados en la selección de una política en particular ?	Si		2		Comúnmente la incertidumbre de la evaluación y las consecuencias de acciones de manejo futuras se presenta en tablas de decisión, las que destacan las implicancias de basar las recomendaciones de manejo en un conjunto de supuestos en circunstancias en que el conjunto de supuestos verdadero es otro.

A N E X O 6

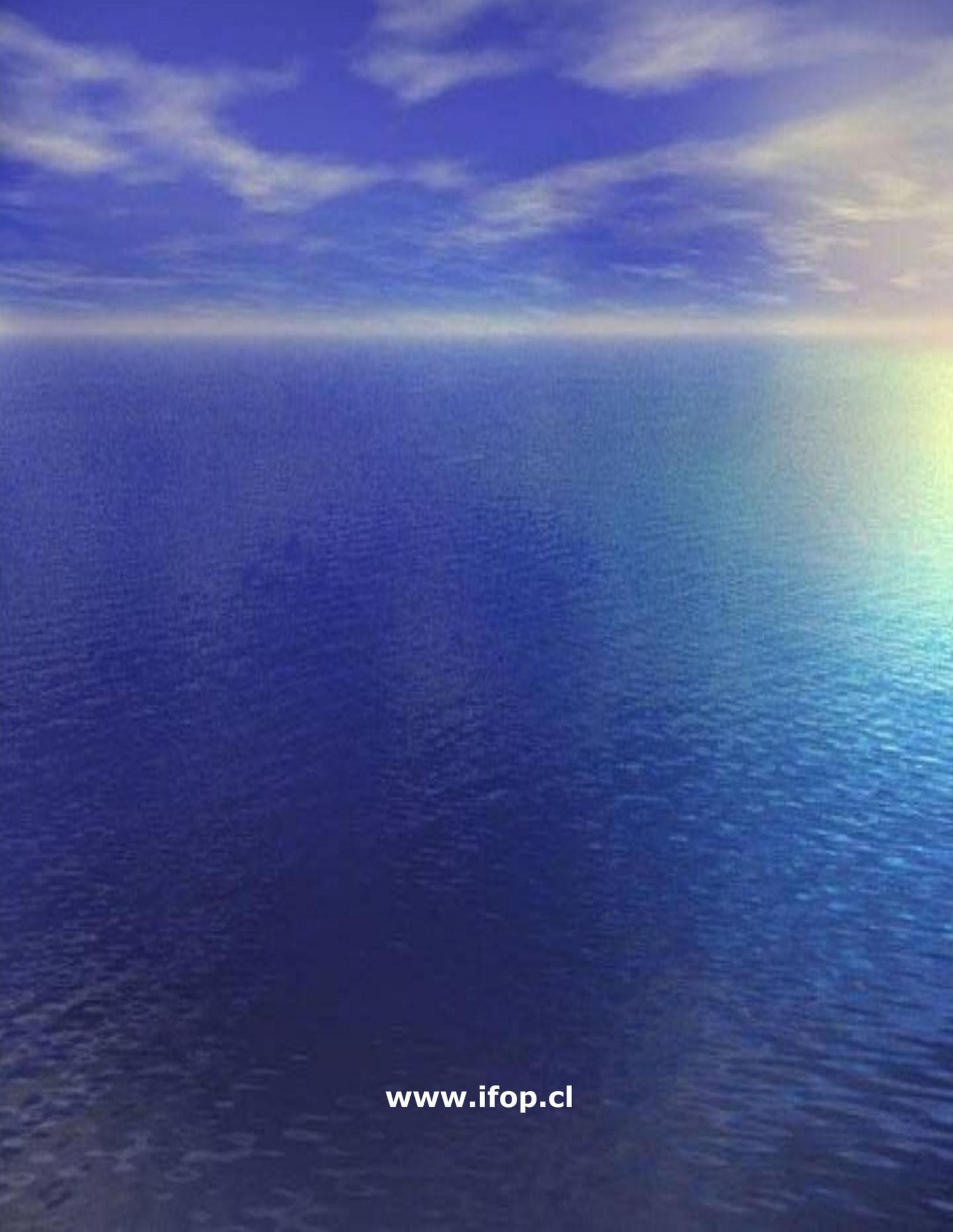
Modelo y Datos (en CD)





INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO

Sección Ediciones y Producción
Almte. Manuel Blanco Encalada 839,
Fono 56-32-2151500
Valparaíso, Chile
www.ifop.cl



www.ifop.cl