INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO

QUINTO INFORME

Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2013

Sardina común V-X Regiones 2013

SUBPESCA / Julio 2013

I N S T I T U T O D E F O M E N T O P E S Q U E R O

QUINTO INFORME

Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2013

Sardina común V-X Regiones 2013

SUBPESCA / Julio 2013

REQUIRENTE

SUBSECRETARÍA DE PESCA Y ACUICULTURA
Subsecretario de Pesca y Acuicultura:
Pablo Galilea Carrillo

EJECUTOR

INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO, IFOP

Jefe División Investigación Pesquera
Jorge Castillo Pizarro

Director Ejecutivo
José Luis Blanco García

JEFE DE PROYECTO

Cristián Canales Ramírez

AUTORES

María José Zúñiga Basualto
Cristián Canales Ramírez

COLABORADORES

Antonio Aranís Rodríguez
Jorge Castillo Pizarro
Francisco Cerna Troncoso

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN 5

2. OBJETIVOS 6

3. ANTECEDENTES 7

3.1. Sobre la pesquería 7
3.2. Sobre las medidas de administración 10
3.3. Unidad de stock 13
3.4. Aspectos biológicos 14
3.5. Clasificación del estándar de la pesquería 22
3.6. De las evaluaciones de stock 23

4. DATOS E INFORMACIÓN 26

4.1. Desembarques por temporada de pesca 26
4.2. Índices de abundancia 29
4.3. Composiciones de edad/talla de las capturas 34
4.4. Composiciones de edad/talla de los cruceros 37
4.5. Pesos a la edad 43

5. MODELO DE EVALUACIÓN 45

5.1. Modelo anual con información de edades (MAE). 45

6. RESULTADOS 50

6.1. Desempeño del modelo de evaluación 50
6.2. Evaluación de la población 64
6.3. Diagnóstico de la población 69
6.4. Proyeccion y recomendación de captura 79
6.5. Analisis de sensibilidad 82

Base S1: Capturabilidad de cruceros 83

S2: Error de lectura de edades 84

S3: Composiciones de tallas de los cruceros de otoño 86

S4: Mortalidad Natural 90

Comparación de escenarios de sensibilidad 91

7. DISCUSIÓN 94

8. CONCLUSIONES 99

9. REFERENCIAS 101

A N E X O S..... 105

ANEXO 1: Modelo de evaluación de stock de sardina común MAE .....
ANEXO 2: Revisión lista de verificación para la declaración del tipo de pesquería: pesquerías pelágicas.
ANEXO 3: Modelo Semestral en Tallas (MST)
ANEXO 4: Evaluación del desempeño del modelo de estimación MAE vía un Modelo Operativo
ANEXO 5: Crecimiento semestral de la sardina común
ANEXO 6: Reportes de las reuniones de trabajo bilaterales de recursos pelágicos 2012.
ANEXO 7: Actualización del modelo de evaluación de stock con información de crucero acústico de verano (Reclas) 2013.
ANEXO 8: Actualización del modelo de evaluación de stock con información de crucero acústico de otoño (Pelaces) 2013.
ANEXO 9: Sobre la definición de PBR en el contexto de la LGPA.
ANEXO 10: Códigos utilizados en la evaluación.

RESUMEN EJECUTIVO

En este informe se entregan los resultados del estado de situación de la sardina común de la Zona Centro-Sur de Chile para la estimación de la CBA 2013. La evaluación de stock incorpora tres nuevas piezas de información: la serie de cruceros de biomasa desovante (MPDH) (2002-2010) y las composiciones de edades de los cruceros acústicos de otoño (Pelaces) (2003-2013). En febrero y mayo 2013 estatus y CBA 2013 fue actualizada con información del crucero hidroacústico de verano y otoño 2013, respectivamente.

La bondad de ajuste del modelo fue adecuada y caracterizada principalmente por intervalos de error de los datos que admitieron la mayoría de los valores predichos por el modelo. Igualmente se evaluó el error a posteriori de los índices de abundancia confirmándose su gran nivel de variación incluso superior a los supuestos a priori. Igualmente las composiciones de edades de la captura resultaron más informativas que la generada en los cruceros, no obstante algunos patrones de menor impacto en los residuales por edad y año.

También se evaluó la distribución de probabilidad del coeficiente de capturabilidad de los cruceros, determinándose que sin ser estadísticamente distintos, la capturabilidad del crucero de verano (q=0.85) es menor a la de otoño (q=1.09). Lo anterior tiene importantes implicancias en el nivel de las series de biomasas, las que junto a nuevas estimaciones de los patrones de explotación de los cruceros mejoraron la percepción del recurso y el desempeño del modelo. Estas innovaciones generaron estimaciones de biomasas más bajas a las informadas en todos los trabajos previos

En relación a las variables de estado, la población de sardina común ha experimentado importantes fluctuaciones como consecuencia de los reclutamientos. Entre los años 2008 y 2012, se observaron importantes anomalías positivas en los desvíos de los reclutamientos, posiblemente favorecidas por condiciones ambientales apropiadas para sardina. Sin embargo, el reclutamiento 2013 muestra una disminución del 80% respecto del valor estimado para el año 2012 y una biomasa total sustentada esencialmente en los grupos de edad 0 y 1 año disminuía en un 33% respecto a la biomasa total 2011-2012 producto de una importante reducción de la biomasa respecto de las tres últimas evaluaciones acústicas, revelando un fallo en el reclutamiento 2013 producto de una reducción superior al 239.1% en comparación al verano del 2012. La mortalidad por pesca ha sido más bien baja y muy por debajo de la mortalidad natural (M=1.2), generando tasas de explotación moderadas.

En consecuencia, producto de los altos niveles de biomasa desovante estimados para la temporada 2012-2013 y la baja mortalidad por pesca 2012-2013, el diagnóstico de la sardina común analizado a través de los diagramas de fase de dos índices de reducción de stock ("RPR dinámico" y "RPR equilibrio) señalan que la condición actual del recurso es adecuada encontrándose en una zona segura y alejada de la sobrepesca y sobre-explotación.

La proyección actualizada con información del crucero de otoño 2013 los niveles de captura son levemente más altos a los respectivos valores estimados anteriormente para el escenario de reclutamientos promedio de los últimos 3 años con 403 mil t F60% y 557 mil t F50% con un 10% de riesgo, lo cual se debe principalmente a la estimación de biomasa acústica del crucero de otoño 2013.

Debido a la crisis pesquera producto de la falla del reclutamiento 2013, el valor más reciente de mortalidad por pesca fue estimado en F=0.18 y resulta ser próximo al criterio más conservador F66%. Considerando criterios más precautorios en cuanto al riesgo producto de la actual condición de sardina común en la zona centro-sur, se destaca que para un riesgo del 10% de exceder el nivel de explotación objetivo (PBR), para una política recomendable F66% la captura no debiera superar las 380 mil toneladas.

1. INTRODUCCIÓN

La pesquería de sardina centro sur sustenta una importante flota artesanal y parte de la flota industrial de cerco de las regiones V a X. Las fuertes variaciones en los desembarques producto de su alta dependencia del proceso de reclutamiento, genera alto riesgo e inestabilidad en esta importante actividad económica. Uno de los factores que más influyen en las fluctuaciones de las capturas son las fuertes alteraciones oceanográficas, lo que incide en el éxito del reclutamiento y en la vulnerabilidad del stock. Por esta razón, es imprescindible actualizar todos los años el diagnóstico del recurso y establecer una estrategia de manejo *ad – hoc* para la conservación del recurso y la sustentabilidad de la pesquería.

Dentro de las normas de regulación pesquera establecidas en la Ley General de Pesca y Acuicultura se encuentran las cuotas de captura, las que deben estar temporal y espacialmente definidas. Éstas, que restringen los niveles de desembarque, permiten regular la mortalidad por pesca y propender a la conservación de los recursos y a la sustentabilidad de la pesquería.

Dichas cuotas se sustentan en la estimación de la Captura Total Permisible (CTP) o Captura Biológicamente Aceptable (CBA), que responde a criterios biológicos y pesqueros relativos a la dinámica de los excedentes productivos sobre la base de estrategias de explotación y manejo definidas.

De lo anterior, el actual marco de administración del recurso establece la necesidad de definir para su administración cuotas anuales de captura, las que deben estar técnicamente respaldadas, mediante estudios anuales de evaluación de stock y de estimación de capturas totales permisibles.

2 OBJETIVOS

2.1. Objetivo general

- Actualizar el estatus de los principales recursos pesqueros nacionales y analizar sus posibilidades de explotación biológicamente sustentables en horizontes de corto y mediano plazo, considerando las fuentes de incertidumbre asociadas a estos análisis.

2.2. Objetivos específicos

- Implementar procedimientos de evaluación con 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 al efecto (DAP, 2011).

- Determinar los Puntos Biológicos de Referencia específicos para cada recurso, informando su incertidumbre asociada.

- Establecer el estatus actualizado de estos recursos, sobre la base de sus principales indicadores de estado y flujo, estimando la incertidumbre involucrada en el procedimiento, empleando el mejor conocimiento e información disponible a la fecha de ejecución del estudio, de acuerdo al estándar establecido por la Subsecretaría de Pesca.

- Analizar las posibilidades de explotación de los recursos, considerando las distintas fuentes de incertidumbre involucradas en estos análisis y los probables estados de la naturaleza, conforme a las Estrategias y Tácticas de Explotación específicamente establecidas para esos efectos por la Administración Pesquera.

- Informar los avances alcanzados durante el período de ejecución del estudio con respecto a las brechas de datos, conocimiento y análisis utilizado para alcanzar el Estándar Metodológico de Evaluación, identificadas para todos los recursos y sus respectivas pesquerías, señalando explícitamente las mejoras necesarias en un Programa de Mejoramiento Continuo de la Calidad de la Asesoría; formulado para implementar el estándar completo establecido por la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, en el mediano plazo.

3. ANTECEDENTES

3.1 Sobre la pesquería

Una de las características más importantes de la sardina común (*Strangomera bentincki*) es la enorme fluctuación interanual de la abundancia de su población, con una alta y variable mortalidad natural, lo que redunda en una alta variabilidad en los desembarques.

Este recurso sostiene una importante actividad pesquera industrial y cerquera artesanal (eslora menor a 18 m) en el litoral de la zona Centro-Sur de Chile. Su pesquería se distribuye entre la V (33°S) y X (42°S) Regiones, siendo los principales puertos de desembarque; San Antonio en la V Región, Coronel, San Vicente y Talcahuano en la VIII Región, Corral en la XIV Región, Calbuco y Puerto Montt en la X Región (Figura 1). Los mayores desembarques se registran en un 90 y 95% entre la V y VIII Región (San Antonio, Talcahuano y Coronel) (Figura 2). La actividad pesquera opera en profundidades que no sobrepasan los 50 m y en un margen costero en promedio próximo a las 30 millas náutica desde la costa.

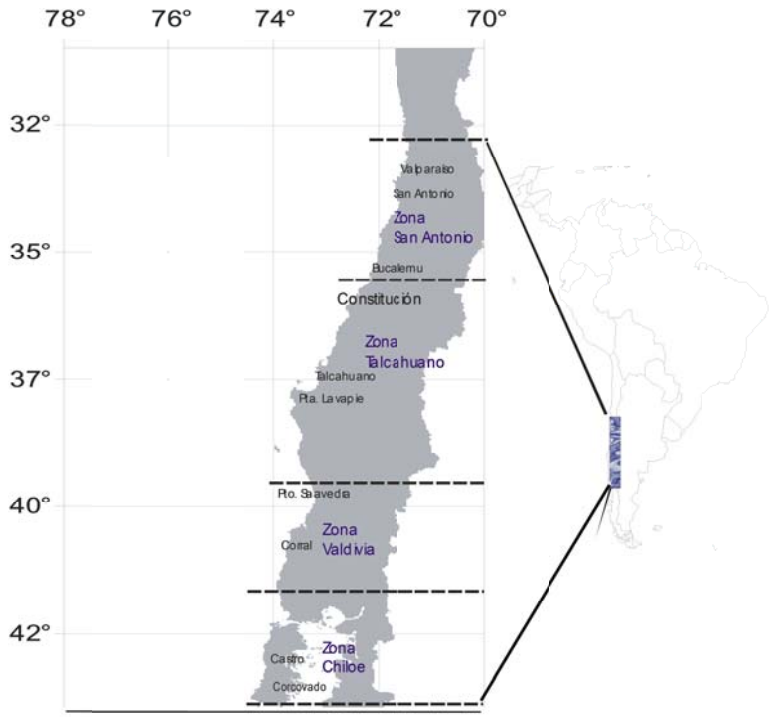


Figura 1. Distribución espacial de la pesquería de sardina común (Fuente: Aranís *et al* 2010) .

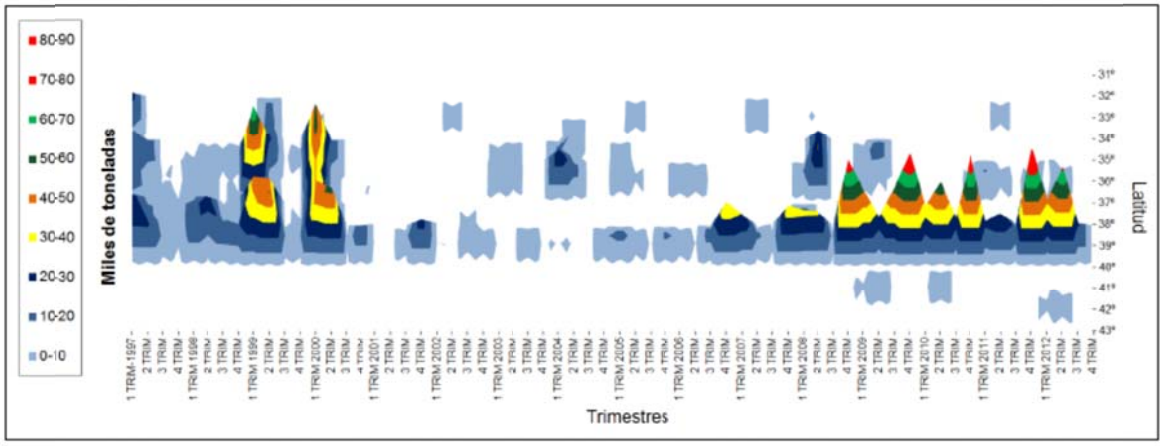


Figura 2. Distribución latitudinal de las capturas de sardina común Centro-Sur. Trimestral 1997 – 2012. (Fuente: Aranís *et al* 2013).

La pesquería de la sardina común se inició en la VIII Región a comienzos de los años sesenta (Figura 3). Los registros de capturas indican niveles de alrededor de 200 mil toneladas en el período 1971-1974 disminuyendo drásticamente hacia fines de los 70s y manteniéndose en bajos niveles hasta fines de los años 80. Esta baja en las capturas se ha asociado a que durante el período 1976 - 83, se evidencia un cambio de régimen del ecosistema costero que trajo una baja productividad biológica, lo cual mantuvo al stock deprimido (Yáñez *et al*., 2008).

Durante la década de los noventa, la flota cerquera de la zona Centro-Sur incrementó significativamente sus capturas de sardina común, observándose dos importantes máximos en el año 1991 y 1999 sobrepasando las 400 mil toneladas extraídas. El fuerte descenso en los años 1994 y 1995 ha sido asociado a fallas sucesivas en los reclutamientos o la presencia de clases anuales muy débiles (Cubillos *et al.,* 2002). El incremento en las capturas a fines de los noventa al igual que en anchoveta, se debió por una parte, a la incorporación de la X Región a la actividad extractiva de estos recursos y en segundo lugar a la reorientación del esfuerzo de pesca industrial como consecuencia de la caída del stock de jurel, lo cual llevo a la autoridad a instaurar medidas restrictivas a su extracción (Figura 3).

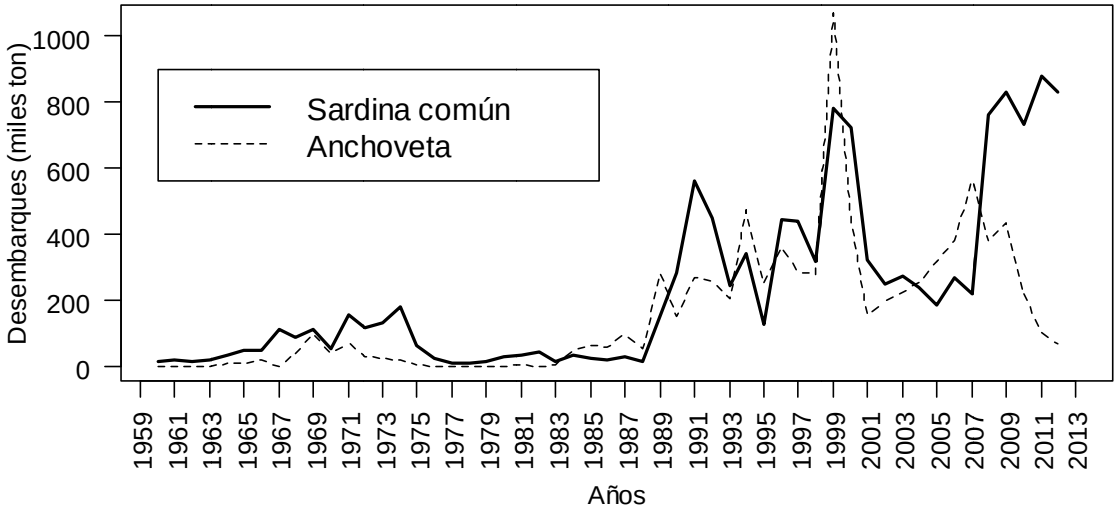


Figura 3. Desembarques anuales de sardina común y anchoveta 1960-2012.

A partir del año 2000 se implementó para la pesquería de sardina común la regulación a través de cuotas globales de capturas, la que conjuntamente con el uso obligatorio de los posicionadores satelitales para la flota industrial ocasionó una disminución de los desembarques y una fuerte estacionalidad, donde cerca del 70% de la captura anual se obtiene durante el primer semestre de cada año (Figura 4), con máximos entre febrero-abril modulado fuertemente desde el 2001 por cuotas de pesca y vedas biológicas (Aranis *et al., 2*006-2007-2010).

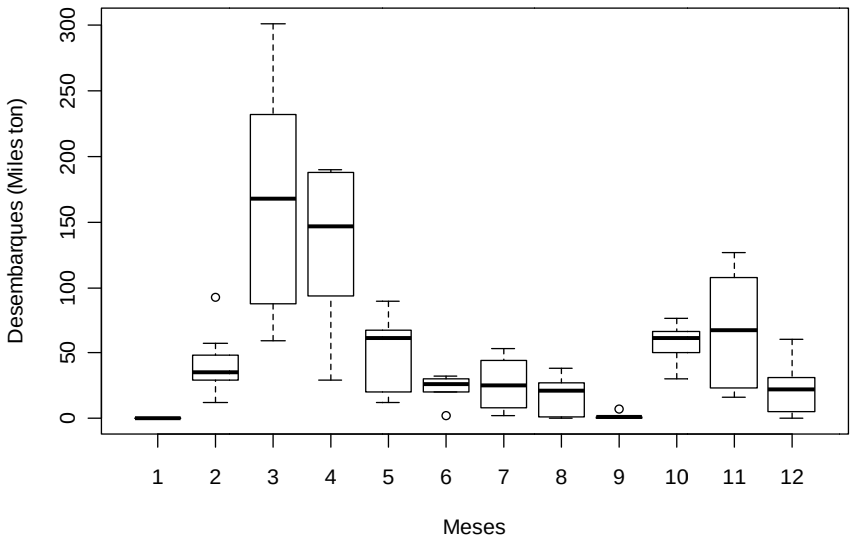


Figura 4. Capturas mensuales de las capturas de sardina común realizadas entre 2007-2012.

La pesquería de sardina común presentó índices operacionales crecientes a partir de 2007, muy superiores al promedio histórico, alcanzando su máximo en 2011-2012. Durante los últimos años la pesquería ha estado sustentada principalmente en ejemplares juveniles y reclutas (más del 80%), y con una flota lanchera creciente (en número, tamaño promedio y tamaño total) (Aranis et al., 2012). No obstante, el inicio de la temporada de pesca 2013 coincide con una ausencia de juveniles en la zona Centro-Sur, lo que conlleva a una rápida disminución de los rendimientos de pesca, registrándose un desembarque un 80% menor al acumulado a abril 2013 comparado al desembarque 2012 a la misma fecha (Tabla 1) (Aranis *et al.,* 2013).

Tabla 1.
Desembarque acumulado al 30 de abril 2011, 2012 y 2013 de sardina común.

Mes – Año	Toneladas	Variación	
Abril 2011	522,528	(2013 – 2011)	82% menor
Abril 2012	476,929	(2013 – 2012)	80% menor
Abril 2013	94,497		

3.2 Sobre las medidas de administración

Unidad de administración pesquera (fuente:SUBPESCA)

Área de pesca correspondiente al litoral comprendido entre el límite norte de la V Región hasta el límite sur de la X Región, y que se extiende longitudinalmente desde el límite este, fijado por el artículo 47 permanente de la LGPA o por resolución que se dicte conforme a este mismo artículo, hasta el límite oeste correspondiente a la línea imaginaria trazada a una distancia de 200 millas marinas, medidas desde las líneas de bases normales.

Régimen de acceso (fuente:SUBPESCA)

En la actualidad, se mantiene suspendida la recepción de solicitudes y el otorgamiento de nuevas autorizaciones de pesca para el sector industrial (D.Ex N°756/2012). A partir del 31 de julio 2011 , y mediante RES (SUBPESCA) Nº 2041/11 se suspenden transitoriamente por el lapso de un año las inscripciones en los registros artesanales categoría pescador artesanal, en las secciones de la pesquería de anchoveta y sardina común, en las regiones V a X. Suspendida transitoriamente la inscripción de la especie y su fauna acompañante en el RPA en todas sus categorías (R.Ex N° 2079/2012).

Vedas

Previo a la declaración de pesquerías en régimen de plena explotación, se habían establecido dos medidas de conservación biológicas, las cuales se mantiene vigentes en la actualidad. Ellas son: i) Veda por Reclutamiento: Para las Regiones V a IX entre el 10 de diciembre y el 5 de marzo del año siguiente (D. Ex N°323/2010. MINECON), XIV Región, entre el 1° de enero y 7 de febrero de cada año (D. Ex 1137/2011. MINECON), X Región, entre el 15 de marzo hasta el 15 de mayo de cada año (D. Ex 35/2013. MINECON) y ii) Veda Reproductiva. Para las Regiones V a XIV, entre el 8 de agosto y 21 de octubre de cada año (D. Ex 796/2012. MINECON). X Región entre el 15 de septiembre y 15 de noviembre de cada año (D. Ex 115/1998 y 1661/2009. MINECON).

Cuotas

La sardina común fue considerada hasta 1999 como fauna acompañante de la Pesquería del Jurel (*Trachurus symmetricus murphyi*), no existiendo una Unidad de Pesquería y por lo tanto, sometida al Régimen de acceso del jurel. Sin embargo, el año 2000 es reconocida bajo régimen de plena explotación, por lo cual se aplica la medida de administración pesquera denominada Límite Máximo de Captura por Armador correspondiendo fijar Cuotas Globales Anuales de Captura (Ley N° 19.713, Art. N° 3).

La Figura 5 muestra la evolución histórica de las cuotas globales de captura "iniciales" de sardina común asignadas a la unidad de pesquería V-X Regiones, entre el año 2001 y 2013. En los últimos 5 años la cuota de sardina se estableció en valores de 605 mil toneladas, las cifras más altas de la serie. El procedimiento histórico de manejo establecido para estos recursos considera la asignación de una cuota inicial, que tiene el carácter de "precautorio" y una cuota final, que se obtiene de la revisión asociada a los resultados provenientes de las evaluaciones directas (cruceros hidroacústicos) de enero (RECLAS) y mayo (PELACES) de cada año, que permiten actualizar el estado del recurso (R. Pesq N° 210/12).

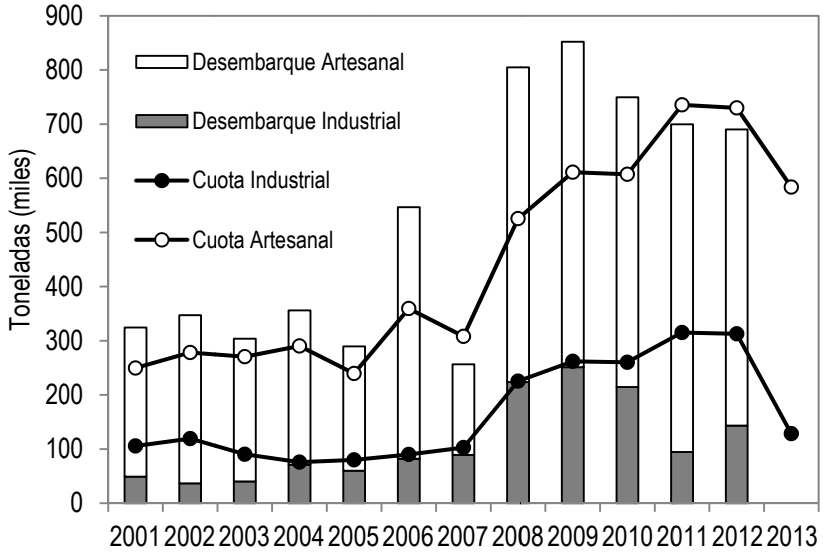


Figura 5. Relación de desembarques y cuotas anuales de sardina común por tipo de flota.

Manejo

El procedimiento de manejo actual se basa en la "mejor evaluación del estatus" de sardina común de la zona Centro-Sur. El estatus del recurso se estima utilizando un modelo de evaluación de stock que incorpora información biológica y pesquera e índices de abundancia relativa (desembarques y cruceros de evaluación hidroacústica de verano y otoño). El estatus consiste en las variables de estado representadas por abundancias, biomasas, y niveles de mortalidad por pesca relacionadas a la explotación pesquera.

Una vez definido el estatus, se efectúa un análisis de estrategias de explotación considerando las consecuencias de cambios poblacionales ante los diferentes escenarios de mortalidad por pesca constante y un horizonte de 2 años plazo. En las proyecciones los escenarios de reclutamiento se generan a partir del promedio de los valores más altos de la serie y el promedio histórico el cual considerada la incertidumbre de la evaluación de stock. Cada una de las estrategias de explotación se analiza sobre niveles de riesgo (probabilidad) de no sobrepasar el criterio de conservación de la biomasa desovante. El objetivo de manejo establece un nivel de biomasa reproductiva o desovante equivalente al 60% del stock desovante en estado virginal (sin explotación) considerando, además, el establecimiento de un nivel de riesgo de no alcanzar el objetivo de conservación de un 10%. Dando pie, de esta forma a la conformación de la Captura Biológicamente Aceptable (CBA).

El establecimiento de la Cuota Global de Captura ha comenzado con la discusión del estatus después de la veda reproductiva, estimando una CBA inicial para establecer la Cuota Global de Captura para el año siguiente por parte de la Subsecretaria de pesca y el Consejo Nacional de Pesca, utilizando un PBR de F66% definido para resguardar la incertidumbre en el éxito de la clase

anual que reclutaría a la pesquería. Una vez fijada la cuota, el crucero de evaluación hidroacústica de enero permite estimar la abundancia y biomasa de reclutas (crucero de verano Reclas). En febrero se revisa el estatus actualizando el modelo de evaluación de stock, para re-calcular la CBA utilizando un PBR de F60%. En marzo se inicia el periodo de extracción y en mayo se realiza el segundo crucero de evaluación acústica (crucero de otoño Pelaces). Con esta nueva observación, se actualiza el estatus en mayo para revisar y re-calcular una vez más la CBA utilizando un PBR de F50%.

En la actualidad, la Ley General de Pesca y Acuicultura (LGPA) establece que las pesquerías deberán alcanzar o mantenerse en torno del rendimiento máximo sostenido RMS considerando las características biológicas de los recursos explotados, para lo cual exige, se estimen los niveles limite que definen el agotamiento o colapso. En consecuencia, la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura del Estado de Chile ha solicitado de manera expresa al Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), estimar los puntos biológicos de referencia límite y aquellos basados en el RMS en el Marco de diagnóstico y Puntos biológicos de Referencia (PBR) que serán empleados en el año 2013 para el establecimiento del diagnóstico de los recursos pesqueros de Chile (Canales *et al.,* 2013). Algunos resultados preliminares se pueden ver en Anexo 9.

3.3 Unidad de stock

Galleguillos *et al.* (1994) analizaron niveles de separabilidad de las unidades de stock de los recursos sardina común y anchoveta entre la V – IX regiones. Para tales efectos desarrollaron un estudio de identificación de stock entre abril de 1995 y abril de 1996, en el litoral de las regiones V a IX. El estudio comprendió la aplicación de cuatro diferentes metodologías para llevar a cabo el objetivo principal del proyecto, que son: (i) marcadores genéticos; (ii) marcadores biológicos; (iii) morfometría corporal; (iv) fauna parasitaria. El análisis de marcadores genéticos se desarrolló a través de la metodología de electroforesis en gel de almidón, para sistemas proteínicos polimórficos.

La definición empleada respecto de la unidad de stock corresponde al "grupo de peces que se mantienen temporal o espacialmente aislados unos de otros y que son genéticamente distintos, debido a su aislamiento reproductivo". Estos autores establecieron que no hay evidencias para adoptar la existencia de subunidades en el área de análisis. Consecuentemente con lo anterior y extendiendo el análisis a la X Región, en este estudio se trabaja la hipótesis de una unidad de stock entre la V y X Regiones en la cual se desarrolla la pesquería.

3.4 Aspectos biológicos

Aspectos reproductivos

El área de desove de los pelágicos pequeños se ubica fundamentalmente en la zona de Lebu-Corral la cual correspondería a una zona de pre-reclutamiento/desove con un alto nivel de retención (Parada *et al.,* 2012, Soto-Mendoza *et al.,* 2012), producto de una alternancia entre convergencias costeras producidas por vientos norte que favorecerían la concentración y retención en la costa y vientos sur que promoverían el enriquecimiento de aguas costeras con eventos de surgencia de moderada intensidad (Cubillos *et al.,* 2001).

La sardina común presenta un desove parcial y acotado temporalmente, donde el período de máxima actividad reproductiva se centra entre los meses de agosto y hasta octubre, y un período de inactividad o reposo reproductivo durante los primeros meses del año (febrero-mayo) y hacia fines de año (noviembre y diciembre) reflejado en los bajos valores del IGS mostrados en la Figura 6. A través del tiempo, este proceso ha tendido a focalizar su máxima actividad hacia primavera, centrando el desove entre agosto-noviembre. Aranís *et al.,* 2013 señala que el proceso reproductivo 2012 ha sido de mayor extensión, magnitud y anticipación entre julio-agosto durante los dos últimos años respecto del patrón histórico, explicando una mayor intensión reproductiva en los últimos años y que puede asociarse a una respuesta frente al stress de la población.

La talla media de madurez sexual se alcanza a los 10 cm. de longitud promedio (Cubillos *et al.,* 1999) siguiendo un modelo logístico de parámetros a=20.32 y b=2.05 (Figura 7). En términos de la edad, se consideran completamente maduros a los individuos mayores o iguales a 1 año de edad, mientras que los individuos de edad 0 se consideran inmaduros dado que a esa edad la madurez es menor del 4%.

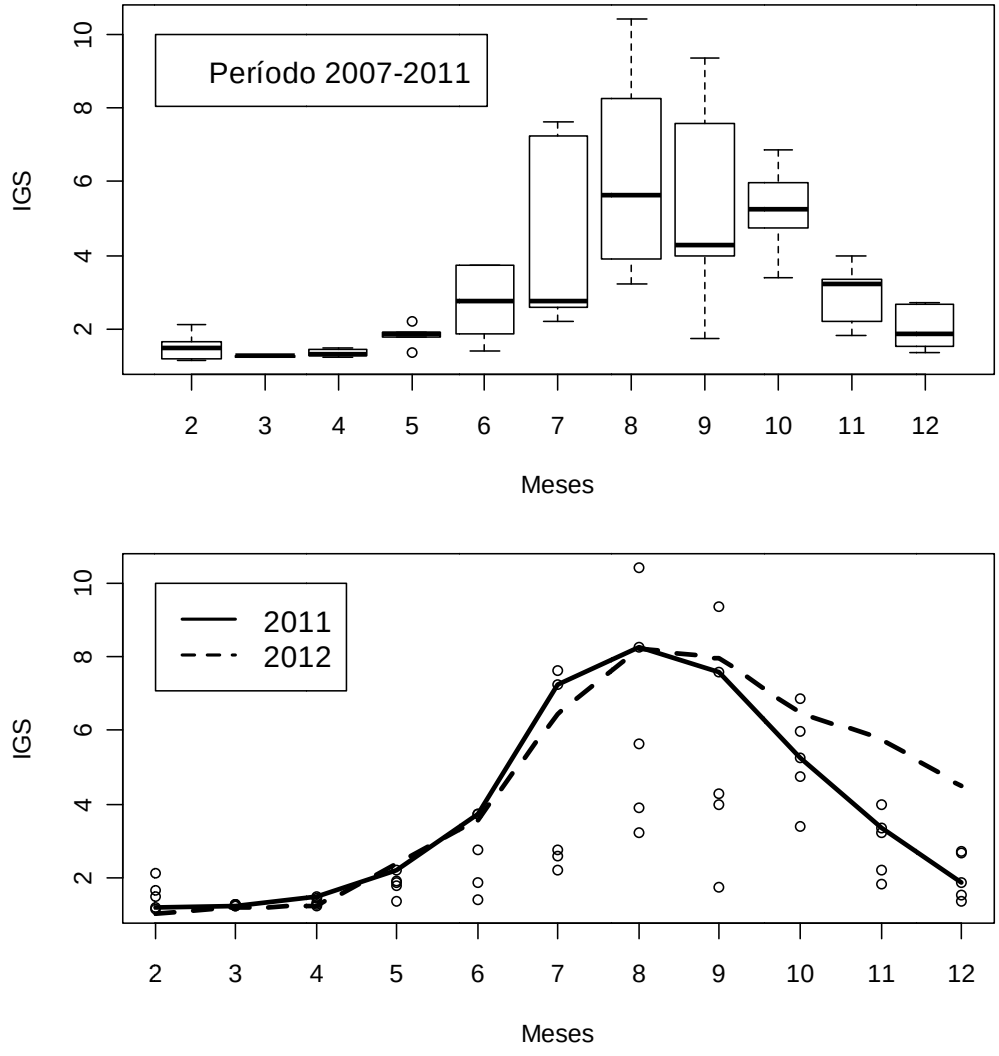


Figura 6. Variación mensual del índice gonadosomático (IGS) de las hembras de sardina común de la zona de San Antonio-Valdivia. El panel superior corresponde al promedio 2007-2011 y en el panel inferior el IGS de los años 2011 y 2012 (puntos IGS período 2007-2011).

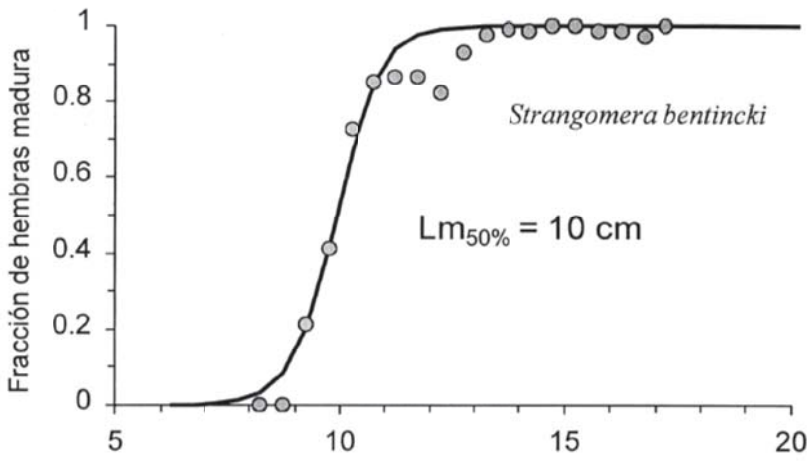


Figura 7. Madurez sexual de sardina común a la talla (Cubillos *et al.,* 1999).

Reclutamiento

El reclutamiento se presenta en forma masiva entre octubre a marzo, siendo máximo a la mitad del verano entre diciembre de un año y febrero del año siguiente. Las áreas de reclutamiento, se ubican principalmente frente a la VIII Región, concentrándose fundamentalmente al Norte de Isla Mocha. Las condiciones ambientales que afectan a este proceso se vinculan con ciertas masas de agua, anomalías de las variables (Temperatura, Salinidad, Oxígeno disuelto, gradientes, etc.); intensidad de los vientos y el nivel de los procesos vinculados (índice de surgencia, índice de turbulencia, transporte de Ekman, etc.) (Castillo *et al.,* 2013).

El seguimiento de la talla promedio de las capturas y la proporción de individuos bajo la talla de madurez ha permitido inferir el período de reclutamiento de este recurso. La Figura 8 muestra la variabilidad del reclutamiento de sardina común a través de los años, con contribuciones relevantes y decrecientes entre 1990 y 1997; la baja sustantiva durante el fenómeno de "El niño" de 1997-1998 se revierte y se produce una etapa de incremento hasta el 2001-02 sin alcanzar los niveles previos y declina progresivamente hasta el 2004-05, relacionado con los posibles cambios reproductivos observados en los últimos años. Sin embargo, el 2005-06 recupera los niveles alcanzados durante el 2001-2002 y el 2007-2009 retoma los valores más altos observados, similares a los de mediados de la década del 90, declinando el 2010-2011 a niveles cercanos a los del 2000 pero con una mejor estructura parental. El 2011-2012, vuelve a recuperar los niveles de reclutamiento observados en los años 1990-1994; 1995-1996 y 2007-2009 (Aranis *et al.,* 2013). Sin embargo, la estructura de tallas a abril del 2013 no se observa la presencia de los reclutas o juveniles (Figura 9), lo cual explica los bajos rendimientos de captura para este período.

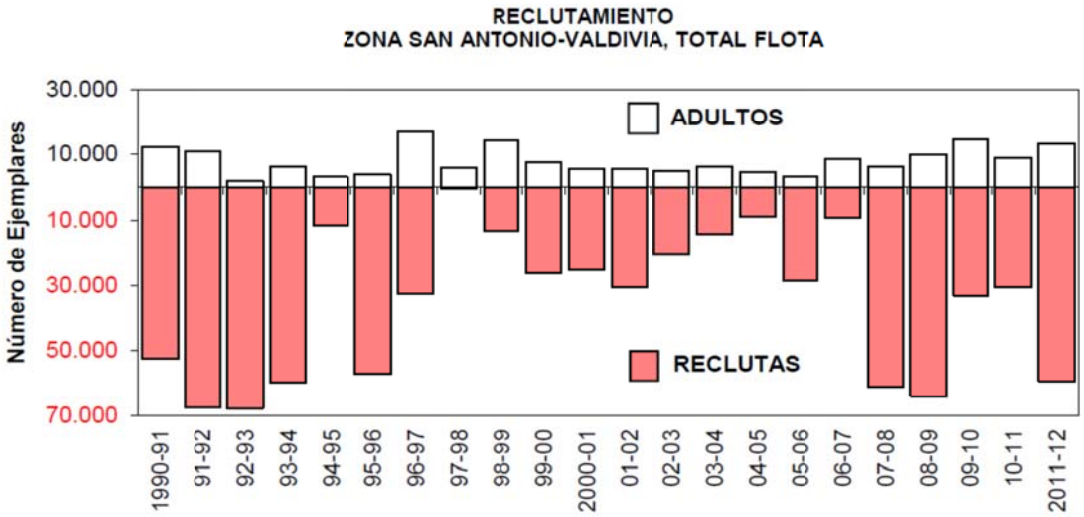


Figura 8. Reclutamiento estimado de sardina común. Año biológico 1990 a 2012 en la zona San Antonio-Valdivia (Aranis *et al.*, 2013)

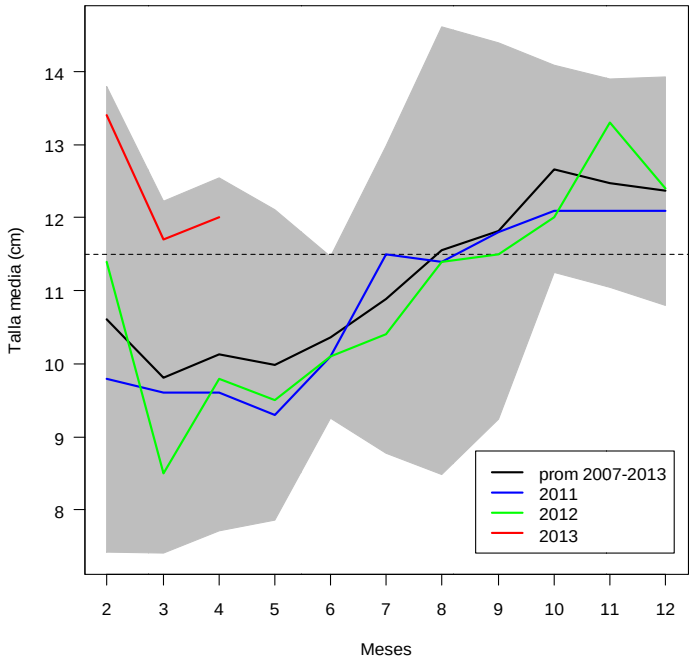


Figura 9. Talla promedio de sardina común en la zona San Antonio-Valdivia período 2007-2012. La zona sombreada corresponde al intervalo de confianza asintótico. La línea segmentada representa la talla de madurez.

Para evaluar la magnitud del reclutamiento anual se realiza la evaluación hidroacústica desde el año 2000, en enero de cada año donde se maximiza la presencia de juveniles de biomasa de sardina común y anchoveta en la zona Centro-Sur. Se ha observado una gran variabilidad interanual asociada a la fortaleza del pulso de reclutamiento de ambos recursos. A partir del 2005 la biomasa exhibe un importante aumento con un máximo histórico de 4.8 millones de t el 2008, el cual se mantiene hasta el verano del 2012 (3.8 millones de t). El período favorable de la sardina iniciado el 2005, coincide con el dominio en la zona de anomalías térmicas superficiales negativas, que se han presentado con intensidad variable (Castillo *et al.,* 2012).

Sin embargo, esta tendencia cambia el 2013 (1,133,477 t) representando una reducción superior al 239.1% en comparación al verano del 2012; 185% en relación al 2011 y 131% respecto a 2010 (Figura 10). En relación a la abundancia de ejemplares menores a 11.5 cm sólo representó el 42.5% del total, con un descenso significativo (63.9%), respecto de los meses de enero y mayo de 2012, períodos en los cuales la participación de reclutas superó el 88% (Figura 11).

Esta nueva condición revela un fallo en el reclutamiento 2013 el cual impacta directamente en las capturas de la flota sustentada en casi un 80% de ejemplares juveniles y reclutas, producto de una extensión temporal del reclutamiento a la pesquería a partir del 2010.

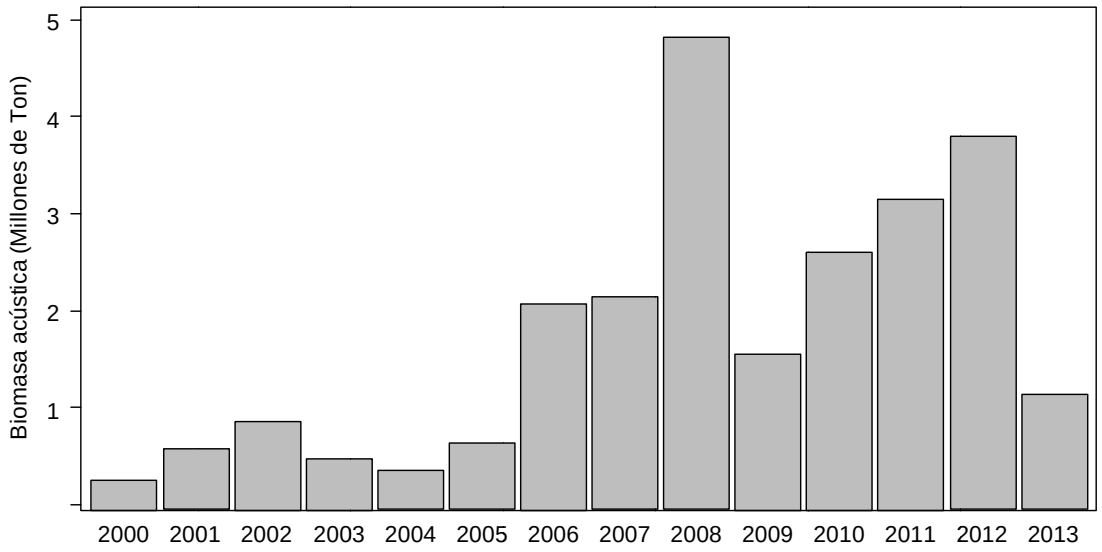


Figura 10. Biomasa acústica de sardina común estimada durante los cruceros de verano (Reclas) en la zona Centro-Sur.

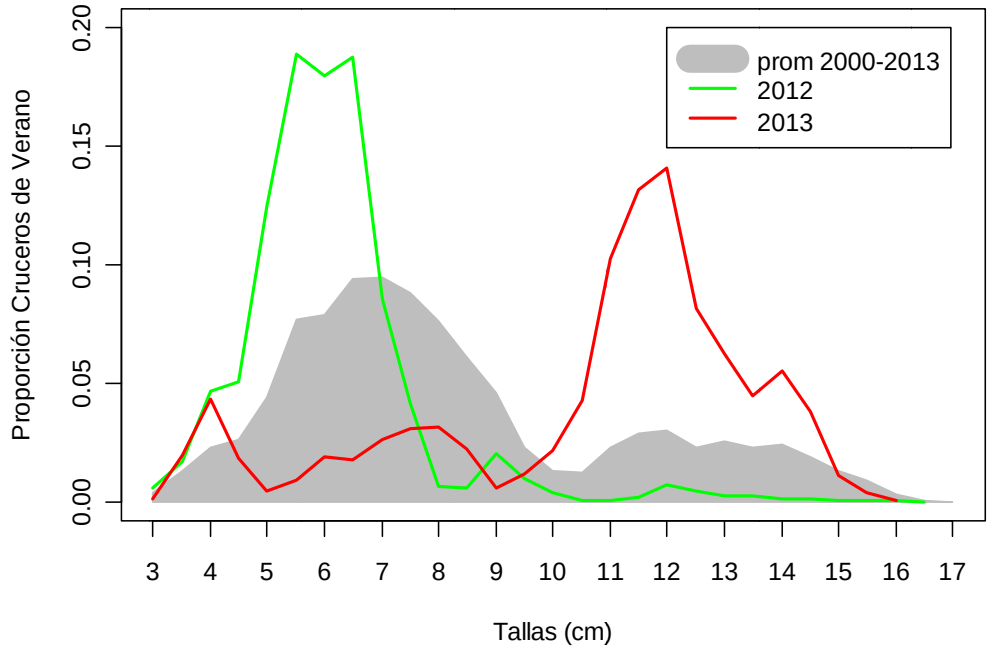


Figura 11. Composición de tallas promedio de los cruceros acústicos de verano 2000-2013.

Crecimiento

De acuerdo con Feltrim (2009), los estudios que han abordado el crecimiento somático de la sardina común en Chile indican que esta especie presenta un crecimiento rápido y un ciclo de vida corto, con un máximo de 4 años de vida y claras oscilaciones estacionales en su tasa de crecimiento (Cubillos & Arancibia, 1993a; Cubillos *et al.,* 2001). Tales variaciones estarían estratégicamente relacionadas con una mayor productividad en la zona costera en el verano (diciembre a marzo), cuando se observa un crecimiento más rápido de los individuos, y con el período reproductivo de la especie en el invierno (junio a septiembre), cuando las tasas de crecimiento disminuyen. En el caso de la sardina común de Chile, pocos han sido los estudios que consideran la variabilidad en el crecimiento por cohortes. Cubillos *et al.,* (2001) observaron que la variabilidad intra-cohorte podría ser mayor que la variabilidad inter-cohorte para esta especie, principalmente en edades más jóvenes. Arcos *et al.,* (2004) detectaron una reducción en la longitud promedio de las cohortes, asociadas a anomalías negativas de temperatura.

Los parámetros de crecimiento descritos para este recurso han sido informados por diversos autores sobre la base de diversas metodologías, ya sea siguiendo el crecimiento estacional como la asignación de edad a lecturas de otolitos con fecha de cumpleaños el 1° de julio (Figura 12). Las conclusiones generales son similares e indican una tasa de crecimiento moderadamente alta ($0.5<k<0.75$), la talla del primer grupo de edad en torno a 8 cm excepto Cerna, (2012) que informa un valor de 10 cm, y una longitud asintótica no mayor a 19.7 cm (Tabla 2).

Sin perjuicio de esto, en el Anexo 5 se entregan resultados preliminares del ajuste de un modelo semestral basado en las composiciones de tallas de las capturas, del cual destaca que el coeficiente de crecimiento en base anual está en torno a k= 0.4. Este valor es muy distinto a los informados por diversos autores en el tiempo más reciente, quienes señalan una mayor tasa de crecimiento en la sardina, en tanto que solo una tasa como la aquí estimada permite explicar la dinámica de las composiciones de tallas.

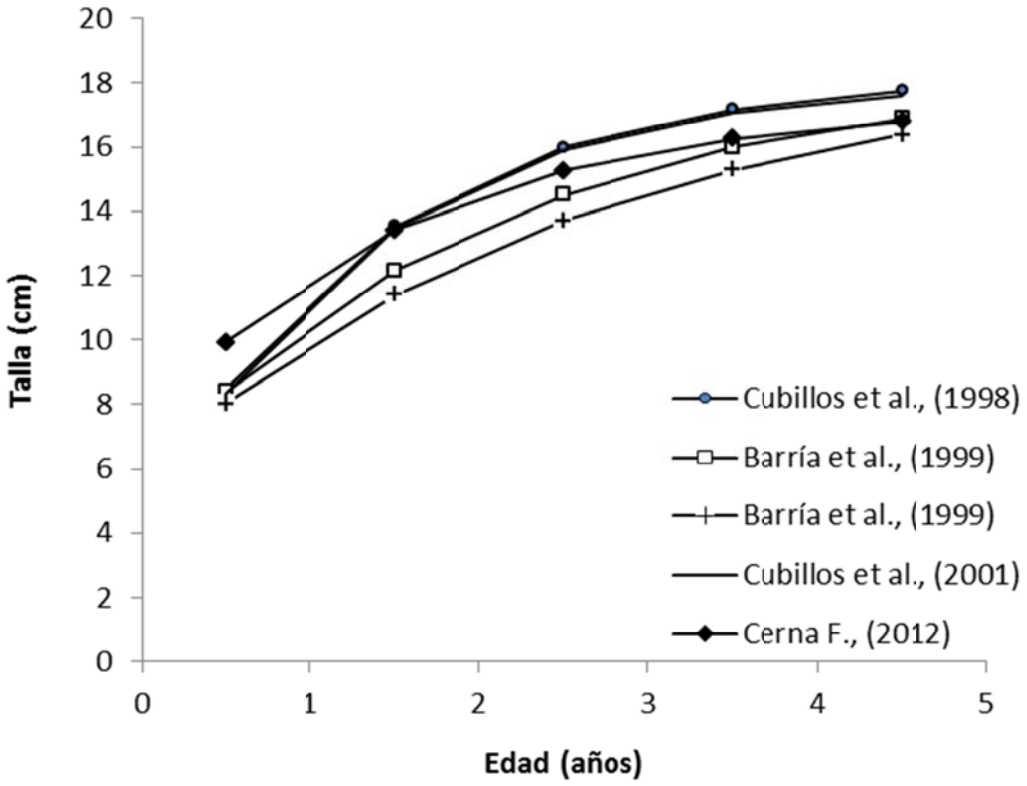


Figura 12. Curvas de crecimiento de la sardina común según diversos autores

Tabla 2.
Estimaciones previas de los parámetros de crecimientos de sardina común Centro-Sur.

Área	Modelo	Estimación edad/método	Loo (cm)	k (1/año)	to (año)	datos	Referencia
Coquimbo		Otolitos	16.9	0.520			Aguayo & Soto (1978)
Talcahuano		Otolitos	17.9	0.450			Aguayo & Soto (1978)
Talcahuano		MPA	19.2	0.710			Arrizaga (1981)
Talcahuano	VB estacional	Elefan I	19.7	0.680		1990-1992	Cubillos & Arancibia (1993)
Talcahuano	VB estacional	MIX	18.3	0.725	-0.356	1990-1997	Cubillos *et al.*, (1998)
Talcahuano	VB	Otolitos	18.4	0.474	-0.785	1996-1998	Barría *et al.*, (1999)
Talcahuano	VB estacional	Otolitos (MIA)	18.7	0.381	-0.972	1996-1999	Barría *et al.*, (1999)
Talcahuano	VB estacional	MIX	18.1	0.745	-0.330	1990-1997	Cubillos et al., (2001)
San Antonio-Valdivia	VB	Otolitos	17.4	0.630	-0.840	Cruceros 2006-2010	Cerna F., (2012)

Mortalidad natural

Respecto de las estimaciones de tasas de mortalidad natural de este recurso, Canales M. (2007) realiza una revisión de las estimaciones de M y cuyos límites están entre M=0.85 (Cubillos& Arancibia, 1993) y M=1.2 (Barría *et al.,* 2001) (Tabla 3). Para propósitos de evaluación de stock se ha empleado este último valor como valor de referencia constante entre años y edades. Sin perjuicio de esto, en este estudio se prueba la fiabilidad en la estimación de M como parte de los parámetros a estimar por el modelo.

Tabla 3.

Estimaciones de mortalidad natural para la sardina común centro sur (Fuente: Canales M., 2007).

Área	Método	M (año $^{-1}$)	Datos	Referencia
Talcahuano	Pauly (1980)	0.85	1990 - 1991	Cubillos & Arancibia (1993)
VIII Region	Average of several methods	1.30	1990 - 1993	Cubillos *et al.,* (1994)
Talcahuano	Average weighted	0.96 [0.71 - 1.3]	1990 - 1997	Cubillos *et al.,* (1998)
Talcahuano	Hoening (1983)	1.2 [0.50 - 2.39]		Barría *et al.,* (2001)

3.5 Clasificación del estándar de la pesquería

El listado de tópicos generales y específicos fue tomado y modificado desde el Anexo D "Checklist for Stock Assessment" (NRC, 1998), donde se incluyen 7 tópicos con un total de 87 preguntas. El listado de los tópicos y las especies se encuentra en Anexo 2, la cual ha sido denominada "matriz de conocimiento". Para cada stock, la matriz de conocimiento fue llenada de acuerdo a 4 categorías cualitativas que daban cuenta del grado de conocimiento que presentaba un tópico específico. Estas categorías son: 0- sin conocimiento, 1- existe conocimiento pero es pobre, 2- existe un conocimiento regular y 3- existe conocimiento satisfactorio. Las preguntas que no aplican a ciertas especies fueron llenadas con "NA". Para llenar la matriz de conocimiento, se entrevistó por separado a cada investigador a cargo la evaluación de cada uno de estos stocks.

Con respecto a la colección de datos referentes a las brechas de investigación, se realizó una consulta vía e-mail a cada investigador a cargo de la evaluación de cada uno de estos stocks. Se pregunta específicamente cuales serían las brechas de investigación identificadas en cada una de las pesquerías. Esto tomando en cuenta la experiencia de cada investigador, como también los resultados de las reuniones de datos, evaluación de stocks y diagnostico realizados para cada pesquería. Además se pide asignar un número de importancia de la investigación entre 1 y 3, siendo el 3 prioritario y el 1 menos importante como brecha de investigación. El análisis es realizado de manera grupal para los recursos pelágicos de manera de establecer cuadros comparativos para este grupo de recursos.

A grandes rasgos, en el grupo de recursos pelágicos se identifican a partir de la matriz de conocimiento, que la formulación estadística, la bondad de ajuste y señal de los cruceros hidroacústicos se encuentran como elementos satisfactorios, mientras se considera que la señal que entrega la CPUE estandarizada es pobre y la información ambiental es nula para todas las especies. En cuanto al análisis de cuadrantes principales según cobertura y desarrollo de tópicos, se identifican solo al jurel en la calidad de "información completa", mientras que el grueso de los recursos se clasifican en "información moderada" donde se encuentran los recursos pelágicos de la zona Centro-Sur (sardina y anchoveta) y anchovetas XV-II y III-IV Regiones. La clasificación de "información pobre" recae en el recurso sardina austral (Figura 13).

Respecto de las necesidades de investigación en especies pelágicas, en términos generales se identifica como prioritario realizar investigaciones en el campo de la edad-crecimiento, así como mejorar el análisis del esfuerzo de pesca y la CPUE. (ver Anexo 2).

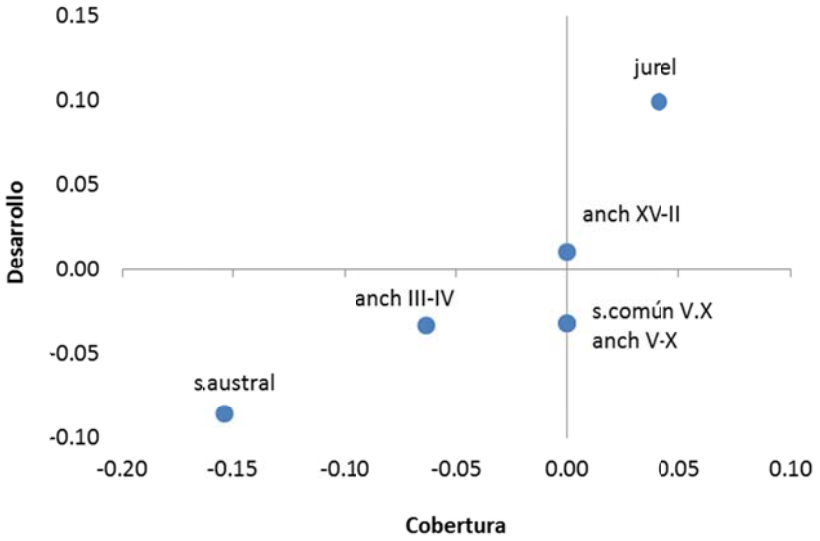


Figura 13. Cobertura versus desarrollo de los tópicos para las especies analizadas. Las unidades en ambos ejes indican la proporción de cobertura y desarrollo de los tópicos relativos al percentil del 75%, indicado en la línea de ambos ejes.

3.6 De las evaluaciones de stock

El modelo base que ha sido empleado corresponde a un enfoque en edades agrupado en año biológico cuyos resultados han servido de base tanto para precisar el diagnóstico de los recursos como para recomendar niveles de explotación.

Alternativamente se han explorado otros enfoques como los basados en información en tallas en escala temporal inferior al año. Canales *et al* (2009) abordó un enfoque de dinámica mensual y el año 2010 se exploraron modelos anuales y semestrales con observaciones en tallas y dinámica en edades. A partir de ese último estudio se abordó un análisis en escala semestral con información en tallas (MST) con el cual se realizó la evaluación y diagnóstico de la población de este recurso para el año 2011 (Anexo 3). Sin embargo, los resultados de este nuevo enfoque no han sido del todo convincentes ya que las medidas "tradicionales" de la población tomadas en escala anual parecen ser incompatibles con este nuevo esquema de evaluación, por lo cual el estado de situación de la sardina común Centro-Sur es realizado considerando el modelo anual en edad (MAE). En este nuevo esquema se han considerado nuevas piezas de información como son la serie de cruceros MDPH y las composiciones de edades de los cruceros acústicos de otoño, así como supuestos que en términos comparativos se señalan en la Tabla 4.

Tabla 4.
Resumen de los principales cambios/mejoras introducidas al modelo anual en edades (MAE)

Parámetro o proceso	Esquema anterior	Esquema actual (CBA 2013)
Capturabilidad de cruceros	q=1.0 para cruceros acústicos de verano	q distribuido en torno al valor 1.0
Serie de biomasa MDPH	No se considera	Se considera proporcional a la biomasa desovante
Edad al 50% de selectividad de la flota y cruceros	Restringido a valores reales positivos	Sin restricción en el dominio de los número reales
Composiciones de edad cruceros de otoño (Pelaces)	No se considera	Proporcional a la abundancia disponible al crucero (nueva selectividad)
Composiciones de Tallas de los cruceros de otoño (Pelaces)	No se considera	Proporcional a la abundancia disponible al crucero (nueva selectividad)
Penalización de los reclutamientos más recientes	Se consideran en torno a los últimos años de la serie	No considerado

Cabe señalar que en ambos escenarios se confirma la percepción generada el 2011 (MST) respecto de una tendencia creciente en los niveles de biomasa y reclutamientos. Sin embargo, el modelo actualizado al primer semestre del 2012, con el nuevo escenario estima reclutamientos y biomasas que en promedio son más bajas para los últimos años (Figura 14). A modo de validar el desempeño del modelo MAE, Canales *et al,* (2012) realizó la simulación de una población tipo sardina sujeta a variadas fuentes de error de proceso y observación. La principal conclusión derivada de dicho trabajo que se entrega en Anexo 4, es que no obstante la existencia de un considerable error de observación en los índices de abundancia, las tendencias poblacionales igualmente son seguidas en la evaluación de stock con adecuada precisión pero baja exactitud.

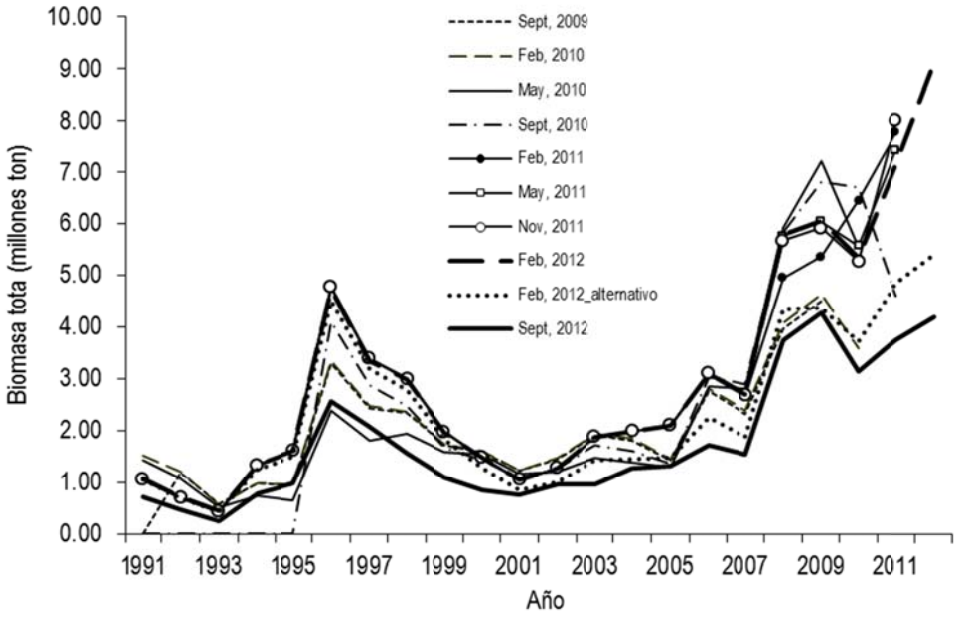


Figura 14. Biomasas de sardina común estimadas en diferentes evaluaciones de stock.

4. DATOS E INFORMACIÓN

El modelo de evaluación cubre el período 1990-2013 (1er semestre) y considera información en escala anual cuyos detalles se muestran en la Tabla 5.

Tabla 5.
Información empleada en el modelo de evaluación de stock de sardina común.

	Desembarques	Biomasas	Composición de edad
Flota	1990- abril 2013		1990-2012
Crucero verano (Reclas)		2000-2013	2001-2013
Crucero otoño (PELACES)		2003-2013	2007,2009-2013
Crucero huevos y larvas		2002-2010	

4.1 Desembarques por temporada de pesca

La evaluación de stock es realizada en base al año biológico (de julio a junio de cada año), y la serie de desembarques anuales es convertida a temporada de pesca considerando la estacionalidad de la pesquería y la serie oficial de desembarques anuales antes descrita. Previo a esto, las series de desembarques anuales oficiales fueron corregidos considerando los niveles de sobre-reportes los años 1998-2000 según fuera advertido en la reunión de revisión de datos realizada en mayo del 2011 e informado por Canales *et al.,* (2012). De acuerdo a estimaciones preliminares, del total informado como sardina común para esos años menos del 27% correspondía efectivamente a este recurso (Tabla 6 y Figura 15). Las proporciones anuales de capturas registradas el primer semestre de cada año permitieron elaborar la serie de desembarques en año biológico que se emplean para fines de evaluación de stock (Figura 15 y Tabla 7), las que fueron estimadas como:

$$C_t = p_{t-1}D_{t-1} + (1 - p_t)D_t$$

Donde *D* es el desembarque anual, *t* el año, y *p* la proporción de desembarque anual registrado durante el primer semestre.

La estimación de la captura correspondiente a la temporada 2012/13 se estima en torno a 380,4 mil toneladas, esto considerando 260 mil t registradas durante el 2do semestre del 2012 (30% del desembarque total anual) y una proyección de 120 mil t para el 1er semestre del 2013 (70% del desembarque anual). Esta proyección se basa en el nivel de desembarque acumulado a abril del 2013 (94,5 mil t) (Aranis *et al.,* 2012 y 2013) correspondiente al 55% del desembarque total anual (promedio 2007- 2012) (Tabla 8).

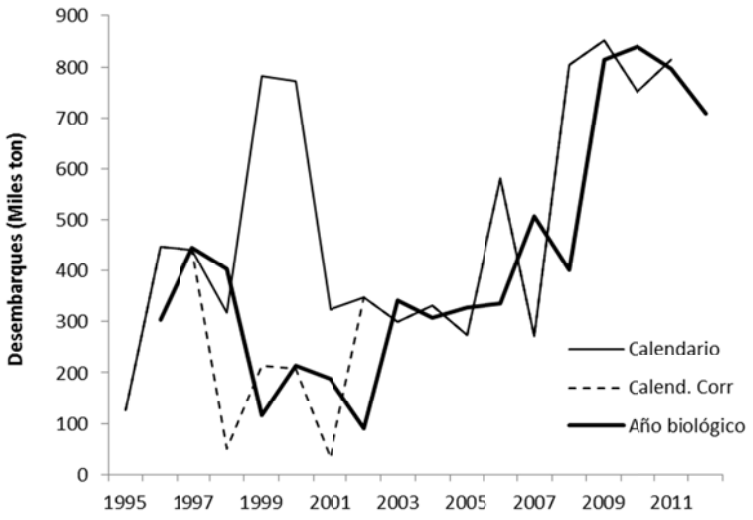


Figura 15. Serie de desembarques de sardina común por año calendario y año biológico

Tabla 6.
Composición de especies desembarcadas durante el período 1998-2001.

	Jurel		Sardina común		Anchoveta	
	Original %	Corregida %	Original %	Corregida %	Original %	Corregida %
1998	75.2	90.6	11.3	1.8	13.5	5.9
1999	40.3	72.5	26.3	7.2	33.4	14.4
2000	52.0	82.2	29.2	8.4	18.8	1.8
2001	74.1	91.3	15.6	1.6	10.3	1.0

Tabla 7.
Desembarques de sardina común en año calendario y biológico.

Año	Registros oficiales (t)	Registros oficiales corregidos (t)	Proporción 1er semestre	Captura año biológico (t)
1990	277,258	277,258	0.7	
1991	556,305	556,305	0.7	494,567
1992	447,988	447,988	0.8	514,787
1993	243,591	243,591	0.7	250,237
1994	340,973	340,973	0.8	358,949
1995	126,715	126,715	0.4	120,608
1996	446,668	446,668	0.6	361,735
1997	441,149	441,149	0.9	552,515
1998	317,416	50,562	0.6	73,892
1999	781,544	213,959	0.9	212,993
2000	772,465	207,832	0.9	205,616
2001	324,462	33,278	0.8	50,451
2002	347,083	347,083	0.9	305,257
2003	300,358	300,358	0.8	282,360
2004	331,527	331,527	0.9	372,689
2005	273,268	273,268	0.8	242,976
2006	579,879	579,879	0.8	496,438
2007	271,707	271,707	0.8	344,596
2008	804,893	804,893	0.8	713,623
2009	852,042	852,042	0.9	905,818
2010	749,490	749,490	0.7	603,450
2011	814,926	814,926	0.7	796,319
2012	850,170	850,170	0.7	826,505
2013			0.7	380,412*

Tabla 8.
Cálculo para estimar la captura de la temporada de pesca 2012-2013 de sardina común.

	Desembarque (t)	%
Abril 2012	476,929	55
1° semestre 2012	607,001	70
2° semestre 2012	260,143	30
Abril 2013	94,497	55
1° semestre 2013	120,269	70
Captura 2012- 2013	380,412*	

4.2 Índices de abundancia

Cruceros Acústicos

En el caso del reclutamiento de la anchoveta y sardina común en la zona Centro-Sur, se empezó a estudiar con la hidroacústica en la primavera de 1995, estableciéndose un programa sistemático desde 1999 realizándose cruceros de evaluación centrados en el periodo estival, donde se maximiza la presencia de juveniles y a partir del 2003 se replicó la prospección en otoño para incrementar la certeza de la estimación haciendo un seguimiento de la evolución del proceso, estudiándose además las asociaciones con las condiciones hidrográficas predominantes (Castillo *et al.,* 2013). De este modo, ha sido posible establecer una estacionalidad en la composición específica de las biomasas de estas dos especies, donde en verano la sardina domina respecto a la anchoveta, mientras que en el otoño se presenta un incremento relativo de la anchoveta; una reducción en la sardina junto a cambios en su distribución geográfica. (Castillo *et al.,* 2013).

En este contexto, el presente proyecto considera la ejecución de dos cruceros de prospección, el primero a realizar en el verano, centrado en el máximo del reclutamiento y el segundo en otoño, a fin de hacer un seguimiento del evento de verano o capturar un eventual segundo pulso en el otoño, especialmente en anchoveta. La zona de evaluación corresponde a la delimitada entre los 33°30'S y 41°50'S en la cual se desarrolla la mayor parte de la pesquería (Figura 16).

Las biomasas estimadas a través de los cruceros hidroacústicos son empleadas en el proceso de evaluación de stock como índices de abundancia poblacional (proporcionales a la biomasa) de verano y otoño, respectivamente. La biomasa estimada por el modelo corresponde aquella fracción de la población sujeta a la selectividad de los cruceros que son asumidos distintos entre verano y otoño, pero constantes en el tiempo.

La serie de biomasas muestra una clara estacionalidad caracterizada por una menor abundancia promedio durante el otoño respecto de las estimaciones de verano. En efecto, el valor de la biomasa estimada en los cruceros de reclutas de verano (Reclas) son en promedio mayores a los de otoño (Pelaces) producto de factores asociados a la pesca y a la menor disponibilidad que experimenta el recurso hacia mitad de año (Figura 18).

La serie histórica muestra que a partir del 2005 la biomasa exhibe un importante aumento con un máximo histórico de 4.8 millones de t el 2008, el cual se mantiene hasta el verano del 2012 (3.8 millones de t). Sin embargo, esta tendencia cambia el 2013 (1,133,477 t) representando una reducción superior al 239.1% en comparación al verano del 2012; 185% en relación al 2011 y 131% respecto a 2010 (Castillo *et al.,* 2012).

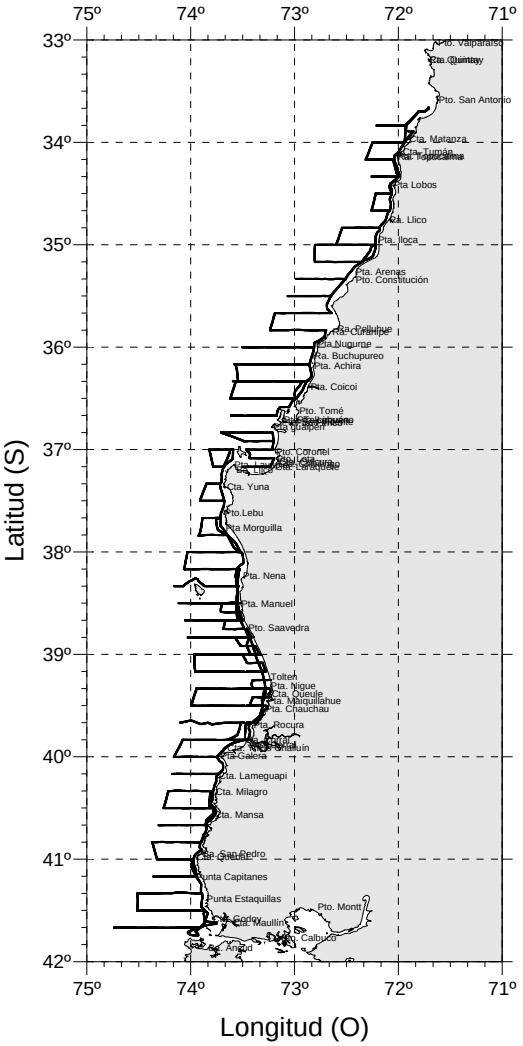


Figura 16. Distribución de las transectas y delimitación del área de evaluación acústica. (Castillo *et al.,* 2010).

Por su parte y aunque con mayor variabilidad, los cruceros de otoño han confirmado la tendencia anterior con estimaciones promedio que para los últimos años bordean 1.2 millones de toneladas. Estos cruceros de otoño se supone reflejan los cambios registrados en la abundancia disponible a la flota y han tenido importantes variaciones en cuanto a su diseño metodológico. Hasta el 2005 estos cruceros fueron realizados con asistencia de lanchas artesanales, mientras que desde el 2006 son realizados siguiendo el mismo diseño de los cruceros de verano (RECLAS). El último crucero hidroacústico de otoño 2013, estimó una biomasa total de 2,296,490 t, encontrándose entre los más altos de la serie histórica siendo comparable al registrado el 2010 (2.19 millones de t) (Tabla 9, Figura 18).

Cruceros Método Diario de Producción de Huevos (MDPH)

El año 2002 se aplicó por primera vez el MPDH en anchoveta y sardina común de la zona Centro Sur de Chile (Cubillos *et al.,* 2003a), generando información relevante desde el punto de vista de la dinámica reproductiva como de la distribución, abundancia, y producción de huevos (Cubillos *et al.,* 2007). En general, se ha podido verificar que la expresión espacial del desove de sardina en la principal época de desove es costera, no superando las 20 millas náuticas de la costa, tal como ha sido observado en los cruceros realizados entre agosto y septiembre desde el 2002 al 2010. (Cubillos *et al.,* 2011). La biomasa desovante se define como la razón entre la producción diaria de huevos (huevos por unidad de superficie por día) y la fecundidad específica diaria de la población adulta (huevos por día por tonelada métrica) en el área de desove. La producción diaria de huevos se evalúa a partir de la producción total de huevos en la época reproductiva mediante un crucero ictioplanctónico. La fecundidad específica diaria de la población se determina a partir de muestras de peces adultos obtenidos simultáneamente, y de las cuales se determina la fecundidad media poblacional, peso promedio de hembras, frecuencia del desove y proporción sexual. Estos parámetros reproductivos, así como la producción diaria, son tasas instantáneas que permiten evaluar la biomasa desovante en un instante determinado dentro del periodo reproductivo sin la necesidad de integrar toda la producción de huevos en una estación de desove completa (Cubillos *et al.,* 2011).

El área de estudio se localiza en el centro-sur de Chile (33° – 41°20'S), zona identificada como la principal área de desove de ambas especies (Figura 17). De acuerdo con Cubillos *et al.* (1999, 2001), el desove se extiende de julio a septiembre, con un pico entre agosto y septiembre, y se ha focalizado principalmente entre Lebu (37°33'S) y los 39°10'S.

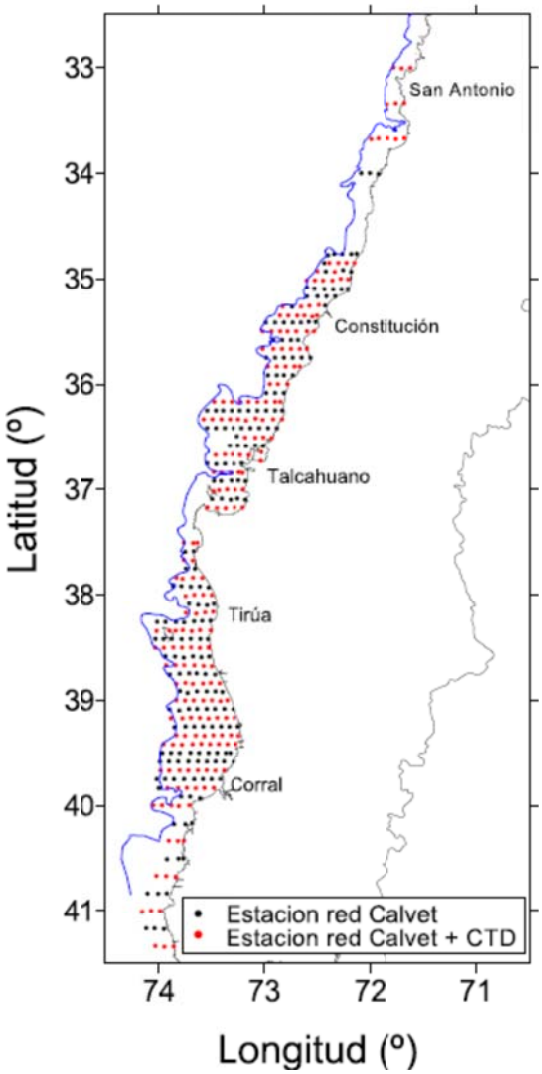


Figura 17. Grilla de muestreo de huevos de sardina y anchoveta sobre la plataforma continental. (Cubillos *et al.,* 2011).

Para propósitos de evaluación de stock se dispone de información de biomasa desovante estimada en estos 7 cruceros realizados desde el año 2002 hasta el 2010. Las estimaciones se entregan en la Tabla 9 y aunque las magnitudes no parecen acordes con la pesquería dado que todas ellas son inferiores a 250 mil toneladas para una pesquería 4 veces más grande, la tendencia creciente desde el 2005 es consistente con la señal acústica y de la pesquería (Figura 18).

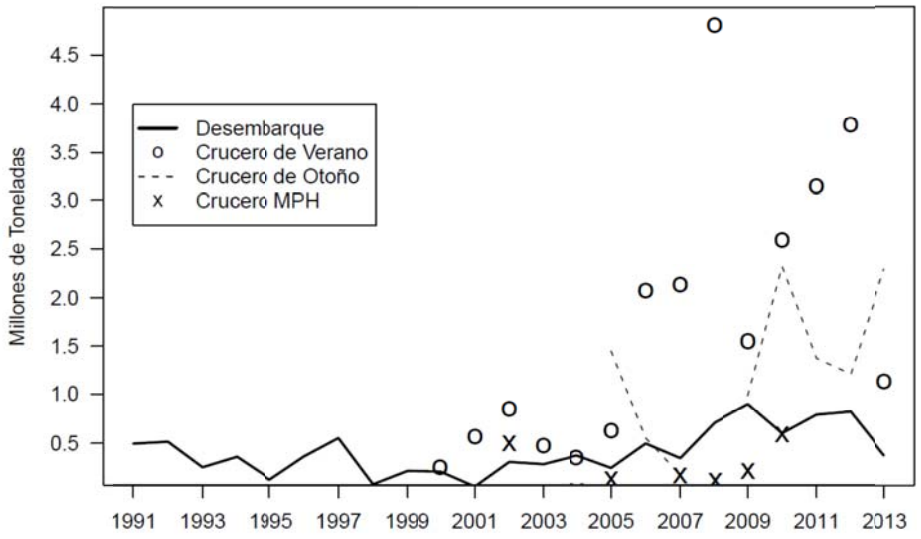


Figura 18. Desembarques y biomasas de sardina común estimadas en los cruceros de verano (Reclas), otoño (Pelaces) y MPH.

Tabla 9.
Biomasas de sardina común evaluadas en los cruceros de Verano, Otoño y MPDH.

	Cruceros de verano (t)	Cruceros de otoño (t)	Cruceros de MPDH (t)
2000	252,601	0	0
2001	567,819	0	0
2002	858,800	0	498,337
2003	477,998	173,520	0
2004	351,125	0	5,186
2005	633,136	1,456,880	125,008
2006	2,073,690	552,880	0
2007	2,134,040	169,760	168,611
2008	4,813,140	0	109,162
2009	1,555,620	991,730	213,762
2010	2,600,000	2,325,170	589,079
2011	3,150,000	1,380,000	0
2012	3,790,000	1,217,170	0
2013	1,133,480	2,296,490	0

4.3 Composiciones de edad / talla de las capturas

Las composiciones de edades de las capturas de sardina común son agregadas entre flota industrial y artesanal (Tabla 10). Esta información es empleada en el proceso de evaluación de stock a objeto de evaluar los supuestos, además de entregar señales de la fuerza de las clases anuales que han atravesado por la pesquería. En general se observa que las capturas están dominadas por dos grupos de edad 1 y 2 y que los grupos de edades de más de tres años tienen poco aporte a las capturas (Figura 19). Al igual que en el Crucero de Verano (RECLAS), la clase anual del 2006 generó un cambio en la edad modal el año 2007 y confirma el ingreso de un buen reclutamiento ese año. No se cuenta a la fecha, con información actualizada de composición de edad de las capturas para el último año biológico 2012-2013.

Tabla 10.
Proporción de edades de las capturas de sardina común.
Los años indican el término del año biológico.

Años/edades	0	1	2	3	4
1990 - 1991	0.845	0.082	0.067	0.007	0.000
1991 - 1992	0.810	0.147	0.036	0.007	0.000
1992 - 1993	0.966	0.017	0.016	0.001	0.000
1993 - 1994	0.928	0.065	0.008	0.000	0.000
1994 - 1995	0.703	0.214	0.081	0.002	0.000
1995 - 1996	0.932	0.043	0.024	0.001	0.000
1996 - 1997	0.567	0.311	0.096	0.024	0.002
1997 - 1998	0.077	0.260	0.532	0.112	0.019
1998 - 1999	0.490	0.384	0.107	0.017	0.002
1999 - 2000	0.793	0.158	0.047	0.003	0.000
2000 - 2001	0.840	0.128	0.031	0.001	0.000
2001 - 2002	0.808	0.099	0.079	0.013	0.000
2002 - 2003	0.734	0.191	0.072	0.004	0.000
2003 - 2004	0.400	0.455	0.133	0.013	0.000
2004 - 2005	0.498	0.308	0.165	0.026	0.002
2005 - 2006	0.918	0.050	0.031	0.002	0.000
2006 - 2007	0.247	0.653	0.093	0.007	0.000
2007 - 2008	0.942	0.022	0.034	0.002	0.000
2008 - 2009	0.708	0.232	0.036	0.025	0.000
2009 - 2010	0.517	0.277	0.184	0.021	0.000
2010 - 2011	0.812	0.124	0.056	0.007	0.001
2011 - 2012	0.716	0.172	0.101	0.012	0.000
2012 - 2013	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000

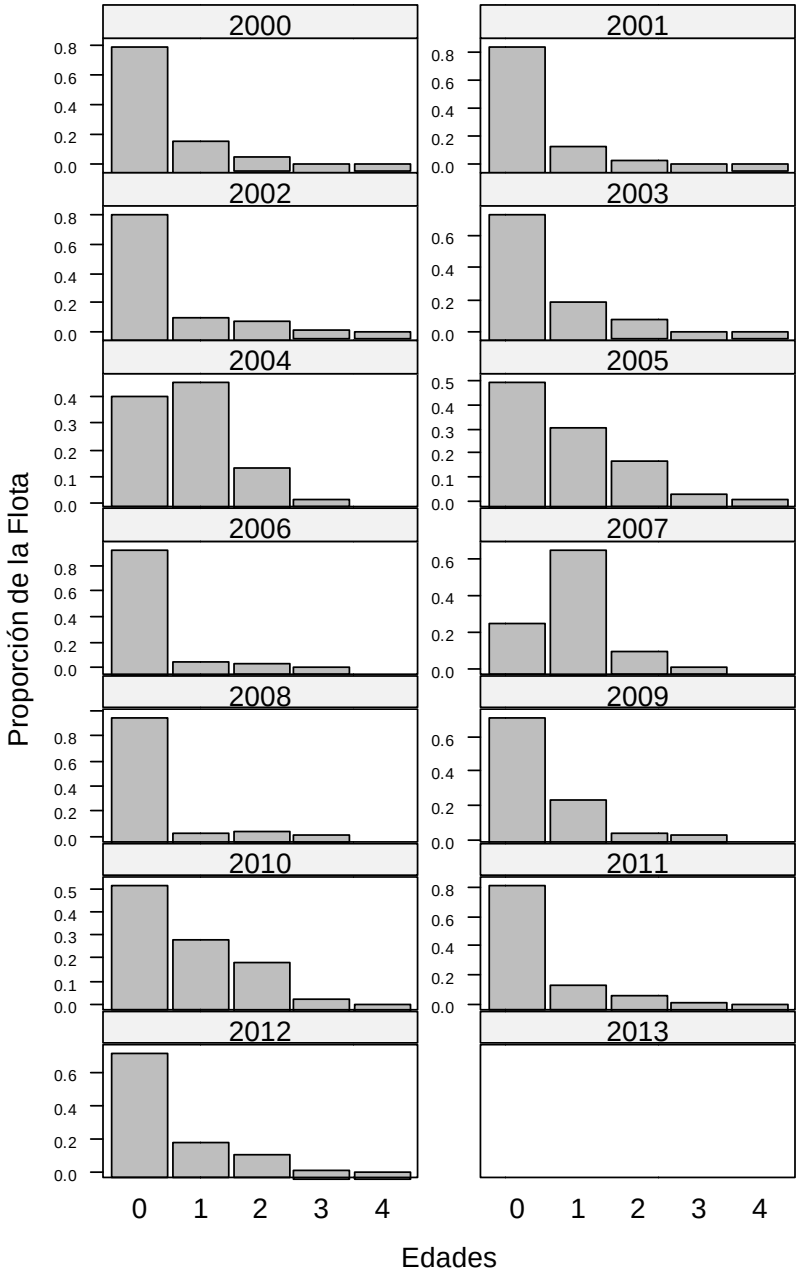


Figura 19. Proporciones de edad registrada en las capturas en año biológico de sardina común.

Respecto de las composiciones de tallas, en general se observa que estas han estado dominadas por no más de tres grupos modales, predominando el grupo en torno a los 9 cm de longitud. De la dinámica de tallas y edades es posible advertir que los individuos reclutas (edad 0) se concentran principalmente bajo los 11 cm de longitud, esto según lo sugieren las composiciones de tallas y edades del año 2006 (Figura 20). Se destaca también que desde el 2008 las capturas han mostrado un mayor predominio de reclutas que explican el gran crecimiento poblacional registrado desde ese año a la fecha. Cabe destacar que las composiciones de tallas se encuentran en año biológico para ser consistentes en el marco comparativo respecto de las composiciones de edades de las capturas.

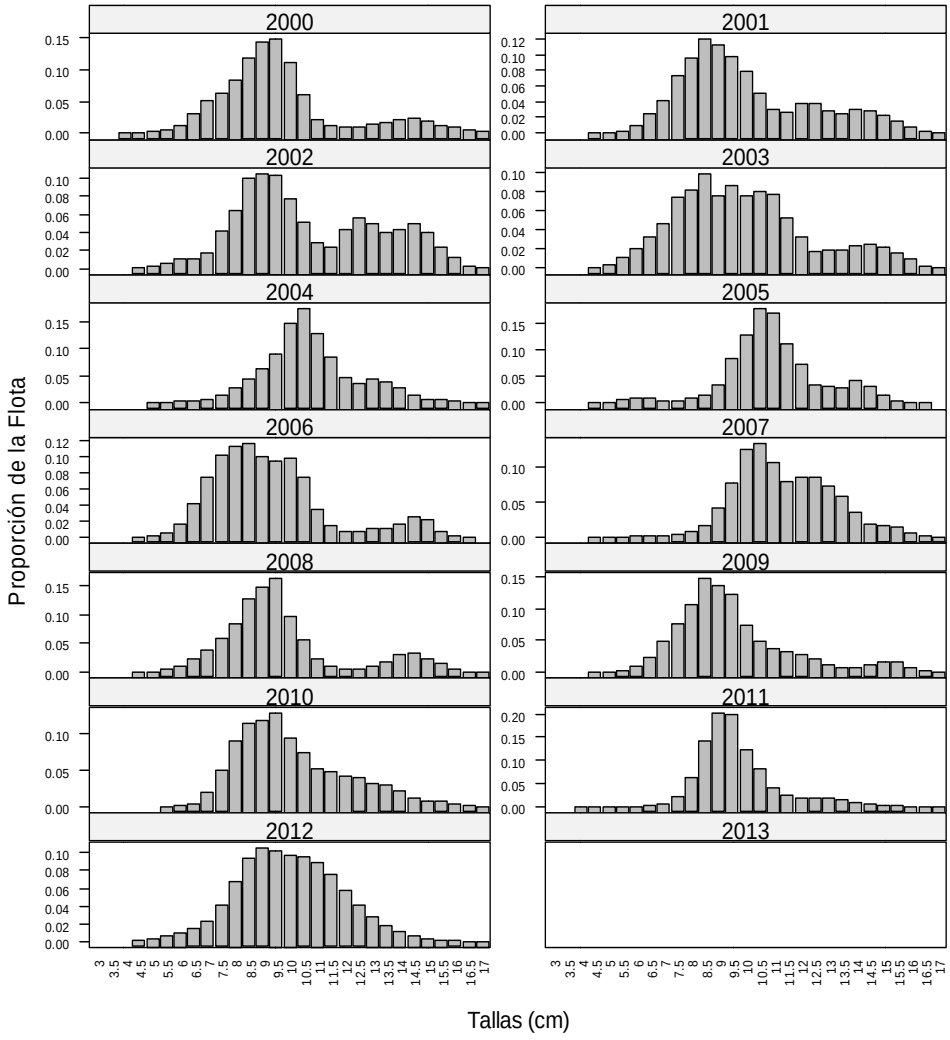


Figura 20. Proporciones de talla registrada en las capturas en año biológico de sardina común.

4.4 Composiciones de edad / talla de los cruceros

Cruceros de verano (Reclas)

Las composiciones de edades de los cruceros de verano (Tabla 11), reflejan mayoritariamente la fracción de la población más juvenil y no necesariamente la fuerza de la clase anual. La última gran cohorte del año 2006 que se supone atravesó por la pesquería se observó en las composiciones de edades y tallas del crucero de verano del año 2007 con el corrimiento de la edad (a 1 año de edad) y talla modal (Figura 21) sin llegar a ser grupo dominante en la temporada 2008. Esta situación sugiere que las clases de edades mayores a 2 años pierden relevancia producto de una mayor presencia de reclutas en la zona y/o efectos ligados a la fuerte mortalidad natural. La fracción de individuos reclutas del año 2013 (grupo edad 0) presentó un descenso significativo respecto de los últimos tres meses enero, períodos en los cuales la participación de reclutas superó el 90% (2010 – 2011). La Figura 22 muestra el desplazamiento hacia la derecha de la estructura de talla del crucero de verano 2013, con individuos de mayor tamaño, situación que contrasta con lo observado durante el mes de enero 2012, donde los grupos modales principales fueron inferiores a 11 cm.

Tabla 11.
Proporción de edades de los Cruceros Acústicos de Verano realizados sobre sardina común

	Edad				
	0	1	2	3	4
2000					
2001	0.991	0.009	0	0	0
2002	0.935	0.048	0.016	0.001	0
2003	0.828	0.170	0.002	0	0
2004	0.942	0.046	0.012	0	0
2005	0.791	0.038	0.148	0.023	0
2006	0.846	0.094	0.060	0	0
2007	0.134	0.678	0.183	0.005	0
2008	0.809	0.045	0.142	0.004	0
2009	0.846	0.094	0.060	0	0
2010	0.906	0.080	0.012	0.002	0
2011	0.990	0.010	0	0	0
2012	0.975	0.019	0.004	0.001	0
2013	0.304	0.632	0.058	0.007	0

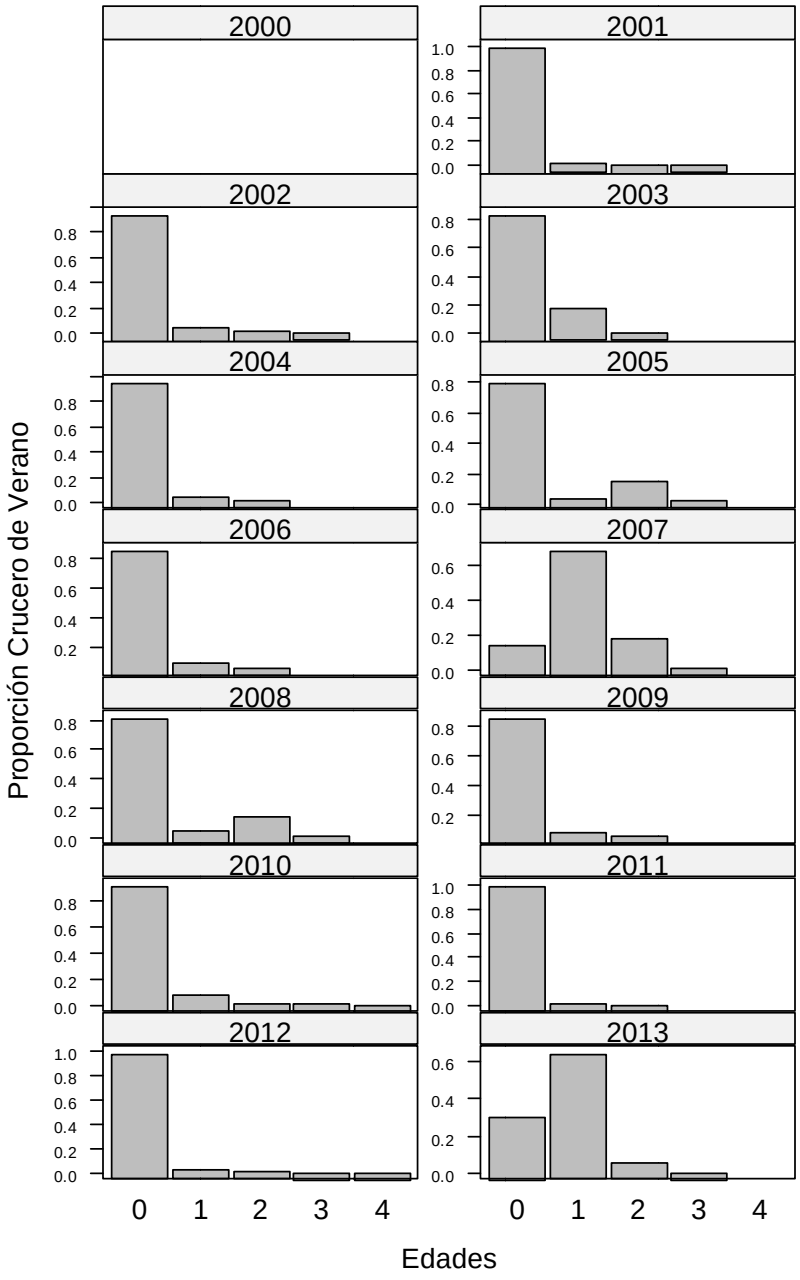


Figura 21. Proporciones de edad registrada en los cruceros acústicos de Verano de sardina común.

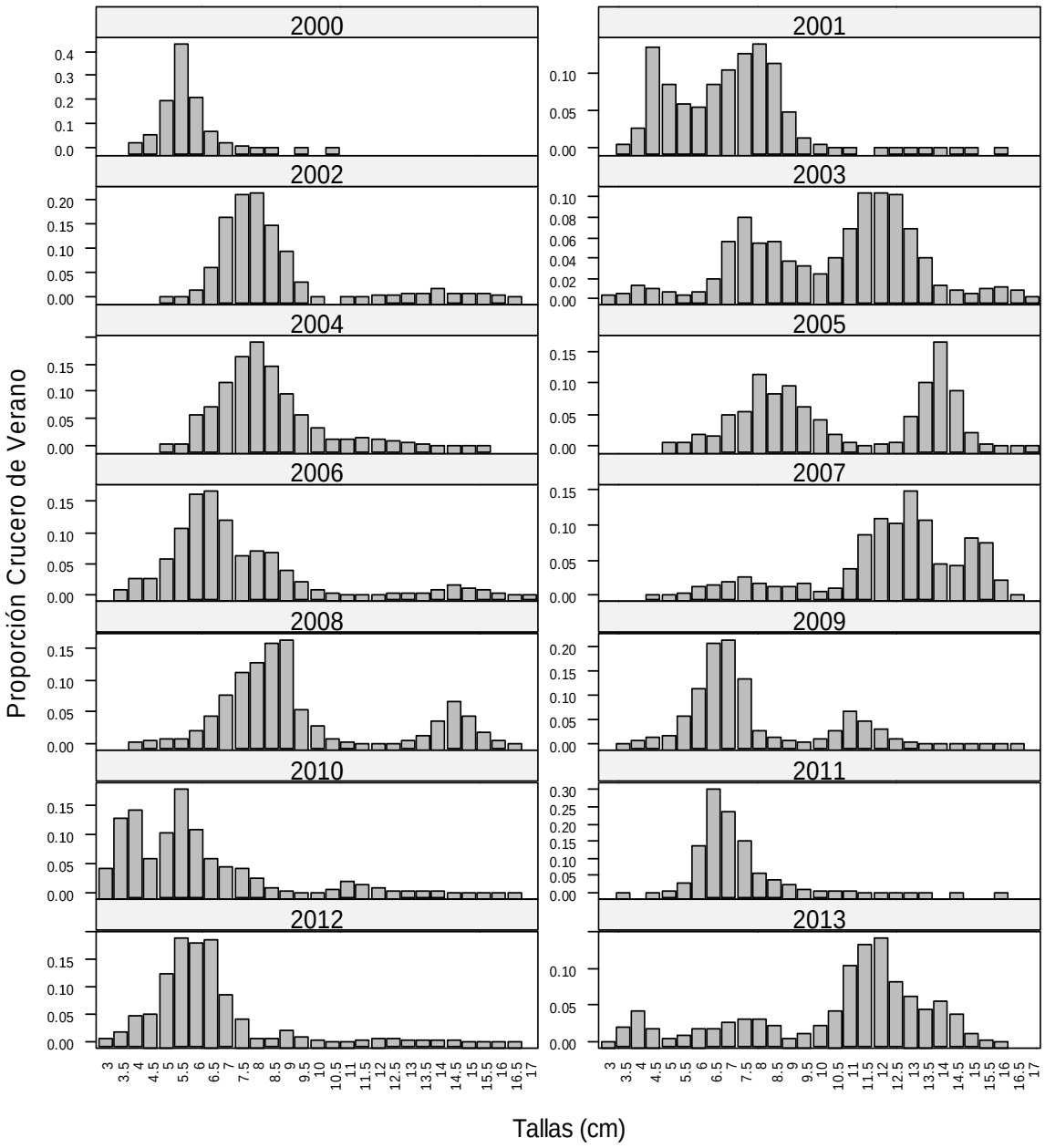


Figura 22. Proporciones de tallas registrada en los Cruceros Acústicos de Verano de sardina común.

Cruceros de Otoño (Pelaces)

Por su parte, los cruceros hidroacústicos de otoño (PELACES) son empleados en el proceso de evaluación de stock de manera que reflejen la biomasa explotable a la edad según el patrón de explotación específico. Se dispone de 6 años de información entre los años 2007, 2009 – 2013 (Tabla 12) y estas composiciones de edades parecen ser más erráticas en cuanto a su dinámica respecto de los cruceros de verano o las mismas capturas de la flota (Figura 23). Al igual que en el crucero de verano 2013, se observa un desplazamiento a la derecha de la estructura de talla con mayor presencia de individuos adultos (Figura 24).

Tabla 12.
Proporción de edades de los Cruceros Acústicos de Otoño realizados sobre sardina común.

	Edad				
	0	1	2	3	4
2007	0.506	0.473	0.022	0	0
2008	0	0	0	0	0
2009	0.443	0.262	0.143	0.151	0
2010	0.228	0.329	0.351	0.089	0.004
2011	0.970	0.030	0.000	0	0
2012	0.997	0.002	0.000	0	0
2013	0.445	0.490	0.055	0.010	0

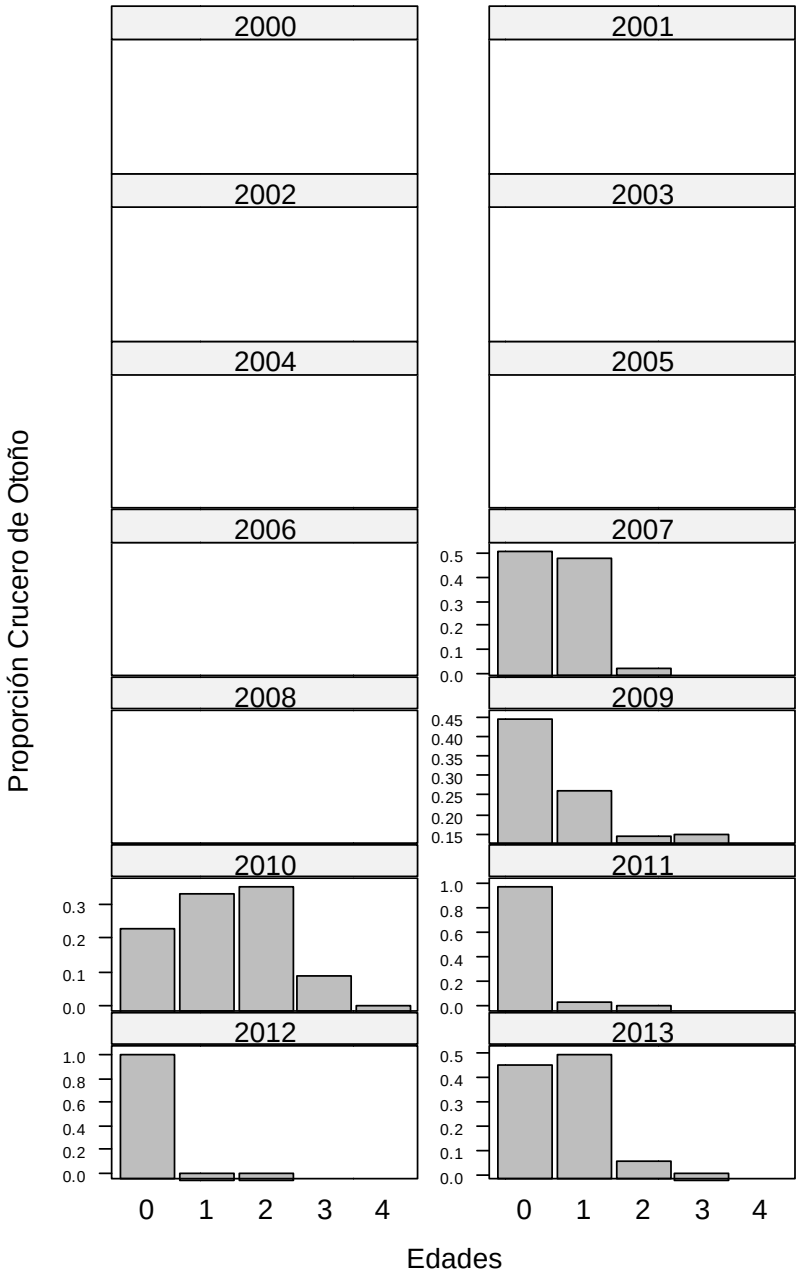


Figura 23. Proporciones de edad registrada en los Cruceros Acústicos de Otoño (Pelaces) de sardina común.

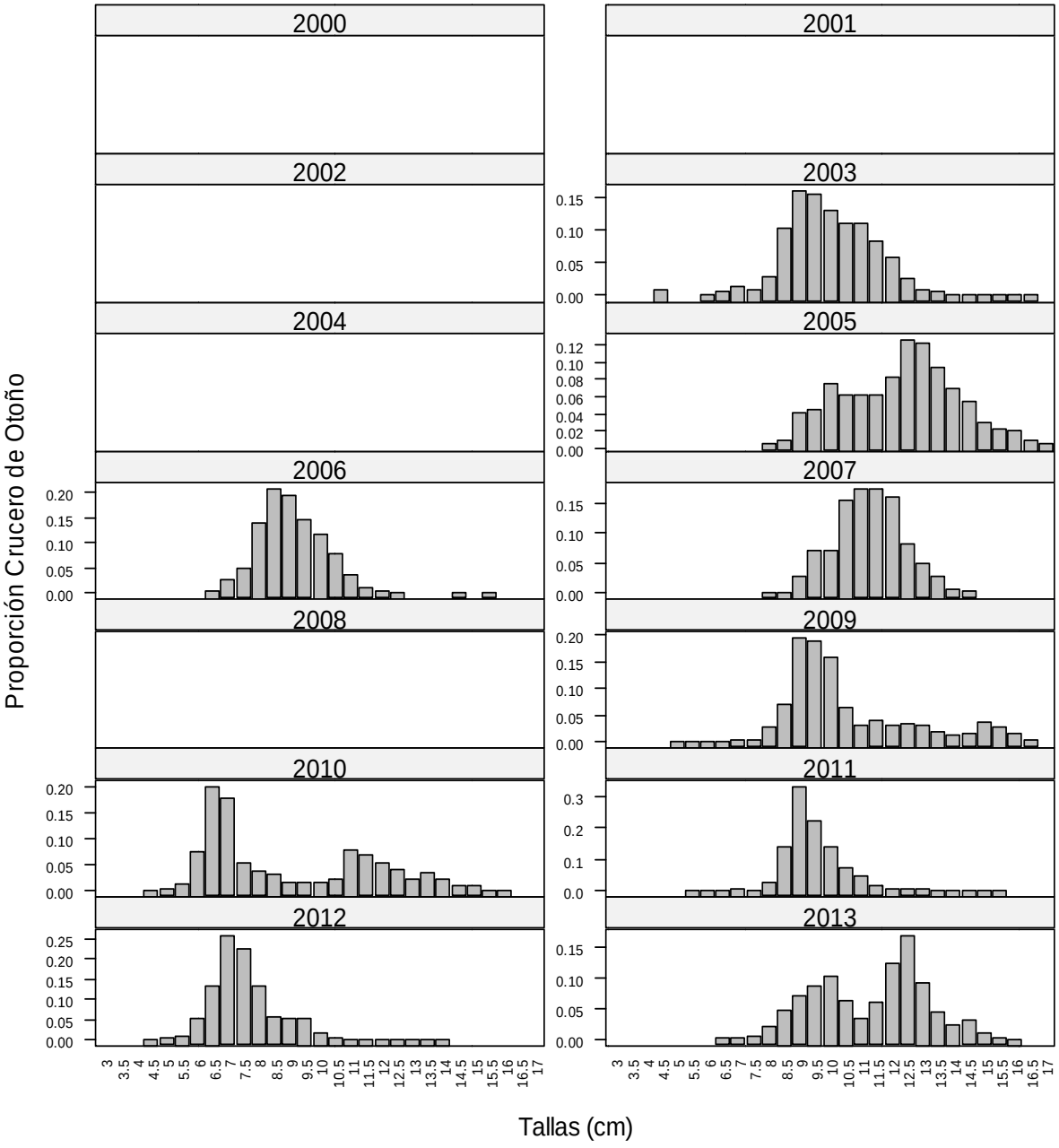


Figura 24. Proporciones de tallas registrada en los Cruceros Acústicos de Otoño (Pelaces) de sardina común.

4.5 Pesos a la edad

El crecimiento intra-anual de la sardina común es recogido en dos matrices de pesos medios a la edad, las que corresponden respectivamente a las estimaciones a mitad de año (enero) luego de la asignación de la edad, y las estimaciones de pesos iniciales del año (julio) considerando la aproximación:

$$w_{a,t}^{ini} = \sqrt{w_{a-1,t-1} * w_{a,t}}$$

El peso medio es empleado para generar las estimaciones de desembarques y la biomasa del crucero de verano, mientras el peso inicial es utilizado en las estimaciones de biomasa total, desovante, y biomasa del crucero de otoño.

Tabla 13.
Pesos promedios a la edad sardina común estimados a mitad de la temporada de pesca.

	Edad				
Años	0	1	2	3	4
1990 - 1991	5.6	15.5	29.4	38.2	40.1
1991 - 1992	4.6	13.2	26.6	40.9	40.1
1992 - 1993	3.1	11.6	25	29.9	40.1
1993 - 1994	5.1	12.3	24.7	31.7	40.1
1994 - 1995	4.5	13.9	23.5	34.3	40.1
1995 - 1996	6.4	14.4	27.3	33.6	39.9
1996 - 1997	4.9	13.5	24	37.1	39.7
1997 - 1998	10.9	17.1	24.7	35	37.8
1998 - 1999	10.6	14.9	29.2	37.3	41.7
1999 - 2000	6.1	23.1	28.5	39.3	41.5
2000 - 2001	5.6	11	25.4	38.6	40.5
2001 - 2002	4.9	14.2	24.1	32.1	38.4
2002 - 2003	5.4	12.3	25.1	32.3	34.1
2003 - 2004	7.6	10.2	19.7	26.2	44.2
2004 - 2005	8.9	11.2	18.5	22.5	28.3
2005 - 2006	5	15.7	24.8	30	36.3
2006 - 2007	7.4	13.5	24.4	32.6	48.6
2007 - 2008	5.8	23.7	25.8	30.6	37.1
2008 - 2009	5.1	11.5	24.8	27.3	38.4
2009 - 2010	5	9.5	16.3	29.4	31.5
2010 - 2011	8.2	6.8	17.2	31.1	41.8
2011 - 2012	4.1	13.2	18.2	26.7	35.3
2012 - 2013	4.1	13.2	18.2	26.7	35.3

Tabla 14.

Pesos promedios a la edad sardina común estimados a inicios de la temporada de pesca.

	Edad				
Años	0	1	2	3	4
1990 - 1991	2.4	9.3	21.3	33.5	39.1
1991 - 1992	1.8	8.6	20.3	34.7	39.1
1992 - 1993	0.8	7.3	18.2	28.2	40.5
1993 - 1994	1.9	6.2	16.9	28.2	34.6
1994 - 1995	1.4	8.4	17	29.1	35.7
1995 - 1996	3	8	19.5	28.1	37
1996 - 1997	1.4	9.3	18.6	31.8	36.5
1997 - 1998	8	9.2	18.3	29	37.4
1998 - 1999	4.9	12.7	22.3	30.4	38.2
1999 - 2000	3.4	15.6	20.6	33.9	39.3
2000 - 2001	2.2	8.2	24.2	33.2	39.9
2001 - 2002	2	8.9	16.3	28.6	38.5
2002 - 2003	2.9	7.8	18.9	27.9	33.1
2003 - 2004	5.2	7.4	15.6	25.6	37.8
2004 - 2005	5	9.2	13.7	21.1	27.2
2005 - 2006	1.9	11.8	16.7	23.6	28.6
2006 - 2007	2.3	8.2	19.6	28.4	38.2
2007 - 2008	2.9	13.3	18.7	27.3	34.8
2008 - 2009	2.7	8.2	24.2	26.5	34.3
2009 - 2010	2.6	7	13.7	27	29.3
2010 - 2011	2.9	12.8	21.4	29.1	37.2
2011 - 2012	4	12	17	25	33
2012 - 2013	4	12	17	25	33

5. MODELO DE EVALUACIÓN

La modelación de datos para fines de la evaluación de stock, diagnóstico y recomendación es realizada a través de un modelo anual con información de edades (MAE). Complementariamente se aplicó un segundo modelo en etapa de desarrollo basado en edades escala semestral con información de composiciones de tallas (MST) Anexo 3.

5.1 Modelo anual con información de edades (MAE).

Corresponde a un modelo estadístico de captura a la edad implementado en ADMB[1]. El modelo supone que la captura es continua al interior del año, donde la biomasa desovante ocurre a principios de agosto y el reclutamiento del desove anterior a inicios de julio de cada año. Este modelo es ajustado a las señales de abundancia (biomasa) de los cruceros MDPH y acústicos realizados en el verano y otoño de cada año, a los desembarques totales, y a las proporciones de edad anual estimadas del muestreo de tallas de los desembarques y de los cruceros hidroacústicos.

El modelo emplea información agregada en año biológico, de manera que los cruceros de verano (enero) representan la situación de la población a mitad de año y los de otoño, a la biomasa poco antes del término del período anual (mayo).

El modelo supone que la población de sardina común entre la V - X Región constituye una unidad de stock en la cual las variaciones se explican por captura, reclutamientos y mortalidad. En este modelo se supone que la mortalidad por pesca tiene variaciones estocásticas entre años y edades, pero estas quedan representadas por el patrón de selectividad edad-específica invariable entre años y la mortalidad por pesca anual. Asimismo, se supone que la mortalidad natural es constante entre años y edades.

El modelo es ajustado resolviendo parámetros desconocidos a través de técnicas bayesianas. Las distribuciones de probabilidad de los datos vienen dadas por estimadores de verosimilitud mientras las distribuciones *a priori* recaen en el error de proceso referido con el reclutamiento y algunos parámetros de interés como es la capturabilidad del crucero.

- Coeficientes de variación

Los coeficientes de variación que son empleados en los distintos índices de abundancia y capturas miden el nivel de desviación que el analista supone tienen los datos respecto del valor central verdadero como parte del error de observación. El coeficiente de variación tiene relevancia en las

[1]Automatic Differentiation Model Builder (www.admb-project.com)

estimaciones pues es inversamente proporcional con el peso que tiene una determinada fuente de datos en la verosimilitud total.

Por ejemplo y como medida de referencia, para dos series de índices con igual número de observaciones, un cv=0,1 (*i.e*. un IC al 95% de $\pm$ 20% la media) tiene un peso en la verosimilitud total de 4 veces más respecto del índice que asume un cv=0,2. En este razonamiento a menudo se supone que el modelo representa la naturaleza de manera perfecta, lo cual ya es cuestionable y por ende el establecimiento de ponderadores es un punto de debate. Este tema ha sido discutido por Francis, (2010) sin que por ahora se disponga de reglas claras para su determinación, sino más bien criterios a tomar en cuenta.

Estos factores son a menudo consensuados entre especialistas y es común asumir desviaciones que reflejen el nivel de credibilidad relativa que se tienen a ciertas piezas de información. Comúnmente se asignan bajos niveles de incertidumbre a los desembarques y mayores a los cruceros, esto por el hecho que los desembarques son mediciones directamente asociadas con la mortalidad por pesca, mientras las estimaciones de biomasa de cruceros están sujetos a variados criterios y consideraciones en sus estimaciones de una población "no observable", lo que en definitiva insta a suponer que ellos tienen mayor incertidumbre y/o son tratados como medidas relativas de abundancia.

Francis (2010) propone la idea de aproximarse de manera gradual a una medida del error, comenzando con un suavizador de los datos, es decir, un análisis exploratorio que considere aquel coeficiente de variación teórico que resulta de aplicar el "mejor" modelo de tendencia central a los datos aislados. Este primer procedimiento no depende del modelo de evaluación de stock sino de la variabilidad de los datos.

Este procedimiento fue aplicado a las biomasas estimadas en los cruceros acústicos. Polinomios de orden 2 y 3 se emplearon como estimadores de tendencia central (Canales *et al, 2*012) lo que generó valores de cv=0.77 para el crucero de verano y un cv=0.26 para el crucero de otoño. Para fines de evaluación se consideró como referente este último valor aproximado a cv=0.3 ya que de otro modo imposibilitaría el uso de esta serie como índice de abundancia. No obstante esto, el ajuste del modelo genera estimaciones de error cuadrático medio mayores, lo que confirmó la alta variabilidad de los datos según la dinámica poblacional que ha sido modelada (Tabla 15). Al respecto, en el Anexo 4 se presenta un análisis de simulación en el cual y pese a una gran variabilidad de los datos, el modelo MAE sigue las tendencias de la población pero con mayor inexactitud en las estimaciones de biomasas.

Tabla 15.
Coeficientes de variación a priori y posteriores estimados para los Cruceros Acústicos (Verano y Otoño) y MDPH.

	C. Verano	C. Otoño	MDPH
prior	0.30	0.30	0.30
posterior	0.44	0.68	1.20

- Tamaño de muestra efectivo (nm)

De manera similar a los coeficiente de variación empleados para ponderar los índices de abundancia y desembarques entre sus estimadores de verosimilitud, el tamaño de muestra corresponde a una expresión proporcional a la incertidumbre que tienen las composiciones de tallas/edades de las captura empleadas en la evaluación de stock. Canales *et al (*2012) aplicaron el proceso iterativo recomendado por Gavaris y Ianelli (2002) considerándose el promedio geométrico según fuente de información.

$$nm = \sqrt[n]{\prod_t \frac{\sum_a \hat{p}_{a,t}\left(1-\hat{p}_{a,t}\right)}{\sum_a \left(p_{a,t}-\hat{p}_{a,t}\right)^2}}$$

Donde $p_{a,t}$ es la proporción de edades (a) de la captura en el año t. El proceso se inicia con un valor arbitrario de tamaños de muestra todos igual a n=50, para luego de repetidos ajustes del modelo, llegar a valores estables que son los empleados en esta evaluación de stock. A menudo es deseable verificar estas estimaciones cuando en el modelo se van integrando nuevas composiciones de edades/tallas o como estos valores pueden variar dependiendo de cambios en los supuestos del modelo. La Tabla 16 indica que las composiciones de edad de la captura son más informativas (mayor tamaño de muestra) respecto de las composiciones en los cruceros.

Tabla 16.
Coeficientes de variación y tamaños de muestra empleados en el modelo

	σ	nm
Desembarques	0.1	
Biomasa acústica verano	0.3	
Biomasa acústica otoño	0.3	
Biomasa MDPH	0.3	
Comp. Edad capturas		40
Comp. Edad Reclas		9
Comp. Edad Pelaces		8

- Fracción de año donde ocurre el desove, los cruceros y asignación de los pesos medios

En el modelamiento de la dinámica de la sardina, el cumpleaños ocurre a mitad de año calendario (inicios de julio) por lo cual el desove al ser establecido en agosto, corresponde a los dos meses inmediatamente posteriores (0.16 del año). De igual manera, el crucero de verano representa a la población a mitad del año biológico (0.5) mientras el crucero de otoño que ocurre en mayo, ocurriría luego de 10 meses del inicio del año biológico (0.83 del año).

Por otra parte, el peso a mitad del año biológico (peso medio) es empleado para generar las estimaciones tanto del crucero de verano como de los desembarques, mientras que el peso calculado a inicios del año biológico (inicios de julio) representaría el peso de la biomasa desovante que ocurre en agosto y los cruceros de otoño (Pelaces) que ocurren en mayo.

- Capturabilidad de los cruceros

Un elemento importante en este trabajo es la hipótesis relacionada con el valor de la capturabilidad de los cruceros. A diferencia de trabajos anteriores, se asume que tanto el crucero de verano como otoño representan una fracción de la biomasa disponible, lo que en otras palabras se traduce en que el índice de proporcionalidad o capturabilidad es estimado en el modelo sujeto a una distribución a priori, establecida solo respecto del crucero de verano siguiendo una distribución lognormal con media 0 y error estándar 0.2.

Lo anterior se justifica dado que el reclutamiento de la sardina común es menos extendido en el tiempo respecto de la sardina y se puede medir en un solo crucero, de manera que el crucero de verano reflejaría de mejor forma los niveles de la población dejando el crucero de otoño como índice relativo de los cambios en la fracción disponible para la flota (Castillo *com pers*).

- Selectividad

El patrón de explotación de la flota es asintótico y se considera constante entre años tanto a nivel de parámetros de posición (edad al 50% de explotación) como de dispersión (pendiente de la curvatura). Las justificaciones para este escenario se basan en la poca variabilidad que presentan las composiciones de edades de las capturas y en menor grado en los cruceros, como también a que en esta pesquería no se conocen procesos de escape significativos de individuos longevos fuera de la zona donde opera la pesquería. En el caso de los cruceros de verano y otoño, el patrón de explotación se supone igualmente logístico pero se estiman independientemente a los de la flota.

Tabla 17.
Resumen de los atributos generales del modelo anual en edades (MAE) y de los análisis derivados.

Recurso objetivo	Sardina Común Centro-Sur
Modelo	MAE
Área geográfica	V-X Regiones
Período de análisis	1991-2013
Información a emplear	Series anuales de capturas Composiciones de edades de capturas anuales hasta el período 2010/2012 Biomasas anuales de cruceros acústicos estacionales Biomasas anuales de cruceros biomasa desovante MDPH. Composiciones de edades disponibles de los cruceros acústicos. Mortalidad natural. Peso medios a la edad por año. Madurez sexual a la edad
Ecuación de captura	Baranov
Uso de ponderadores de información	Los tamaños de muestra constantes entre años fueron obtenidos por procedimientos iterativos y los cv por ajuste de polinomio de referencia
Plataforma de programación	ADMB
Condición inicial	No equilibrio
Reclutamientos	Desvíos aleatorios en torno a Ro (distribuidos lognormal)
Incertidumbre de variables y parámetros	Error asintótico desde la matriz Hessiana (método delta) MCMC para el análisis de proyecciones
Puntos Biológicos de Referencia	Biomasa desovante por recluta. Condición de equilibrio
Diagnostico de modelos	Análisis retrospectivo Diagramas “qq-plot” Residuales estandarizados del ajuste a la edad. Análisis de sensibilidad de supuestos
Status del recurso	Diagrama de fase reducción de biomasa desovante vs mortalidad por pesca relativa
Simulación de tácticas de captura	Mortalidad por pesca constante basada en PBR (p.ej. F50%, F60%, F66%) Desempeño de biomasa y de la reducción de stock a corto plazo.
Horizonte de proyección	1-2 años con reclutamiento promedio (de los últimos años) e históricos
Fuentes de error en la proyección	MCMC de parámetros y variables

6. RESULTADOS

6.1 Desempeño del modelo de evaluación

Índices de abundancia

El modelo reproduce la tendencia general de la variabilidad en los niveles de biomasa que han presentado las estimaciones de cruceros, siendo los valores más altos de los cruceros los que se escapan del ajuste del modelo, lo cual es consistente con la distribución de probabilidades empleada lognormal que considera sesgo positivo en su distribución. Se destaca la notable influencia que tuvo el reciente crucero de verano 2013 sobre las tendencias poblacionales, cuyo menor valor influyó en la estimación de biomasa del 2012 respecto de lo informado por Canales y Zúñiga (2012), generando con ello que la biomasa del crucero de verano estimadas por el modelo muestre una reducción de la población hacia los dos años más recientes (Figura 25).

En relación a la bondad de ajuste, el diagrama QQ permite evaluar si los valores estimados se apartan significativamente del supuesto inicial, esto es, que las observaciones son una muestra aleatoria de una distribución lognormal con media y varianza conocida. Si los datos se aproximan significativamente a la relación lineal implica entonces que el supuesto es adecuado para los datos analizados. En las Figura 26 se entrega junto a los residuales del modelo el diagrama QQ de los valores observados y predichos, y se destaca que mientras por una parte los residuales del modelo no sugieren tendencias, el diagrama QQ indica que en términos generales la linealidad en la escala log se verifica en todos los índices. Sin perjuicio de esto, la serie de cruceros de otoño (PELACES) y MPDH son los que tienen mayor variabilidad y lejanía relativa respecto de la línea esperada (Figuras 27 y 28).

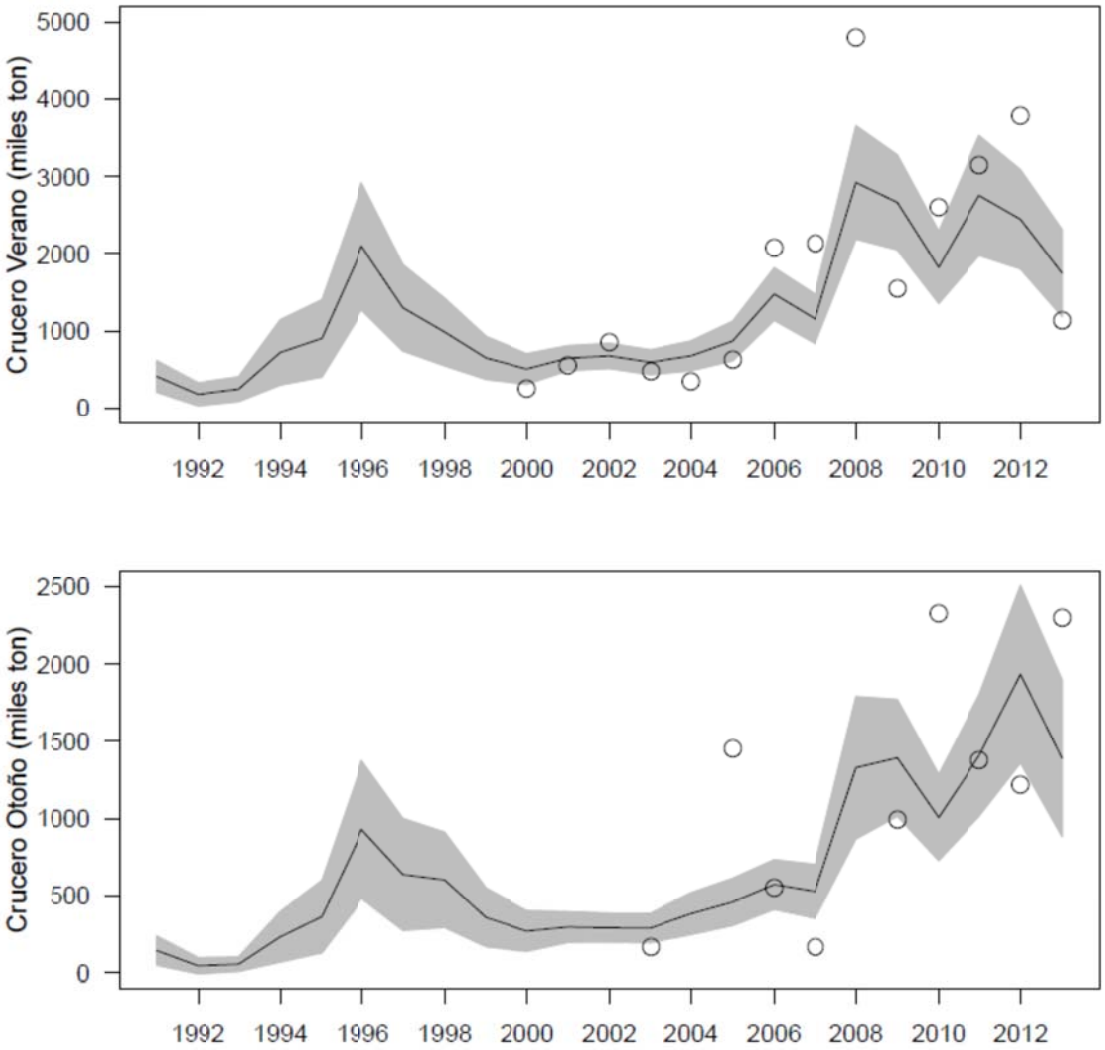


Figura 25. Ajuste del modelo anual en edades a los valores de biomasas de cruceros de sardina común centro-sur. La zona sombreada corresponde al intervalo de confianza asintótico y la línea el valor del estimador central.

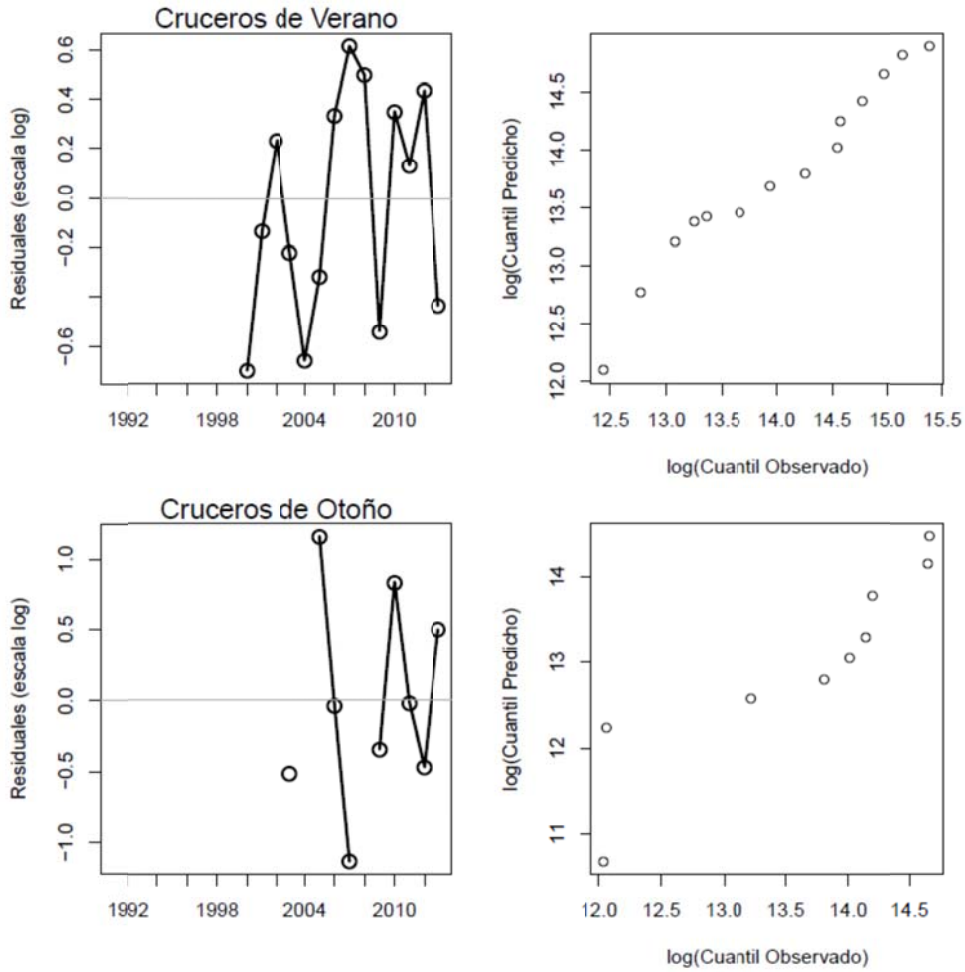


Figura 26. Residuales del ajuste biomasas del Crucero de Verano y Otoño (derecha) y diagrama Q-Q (izquierda).

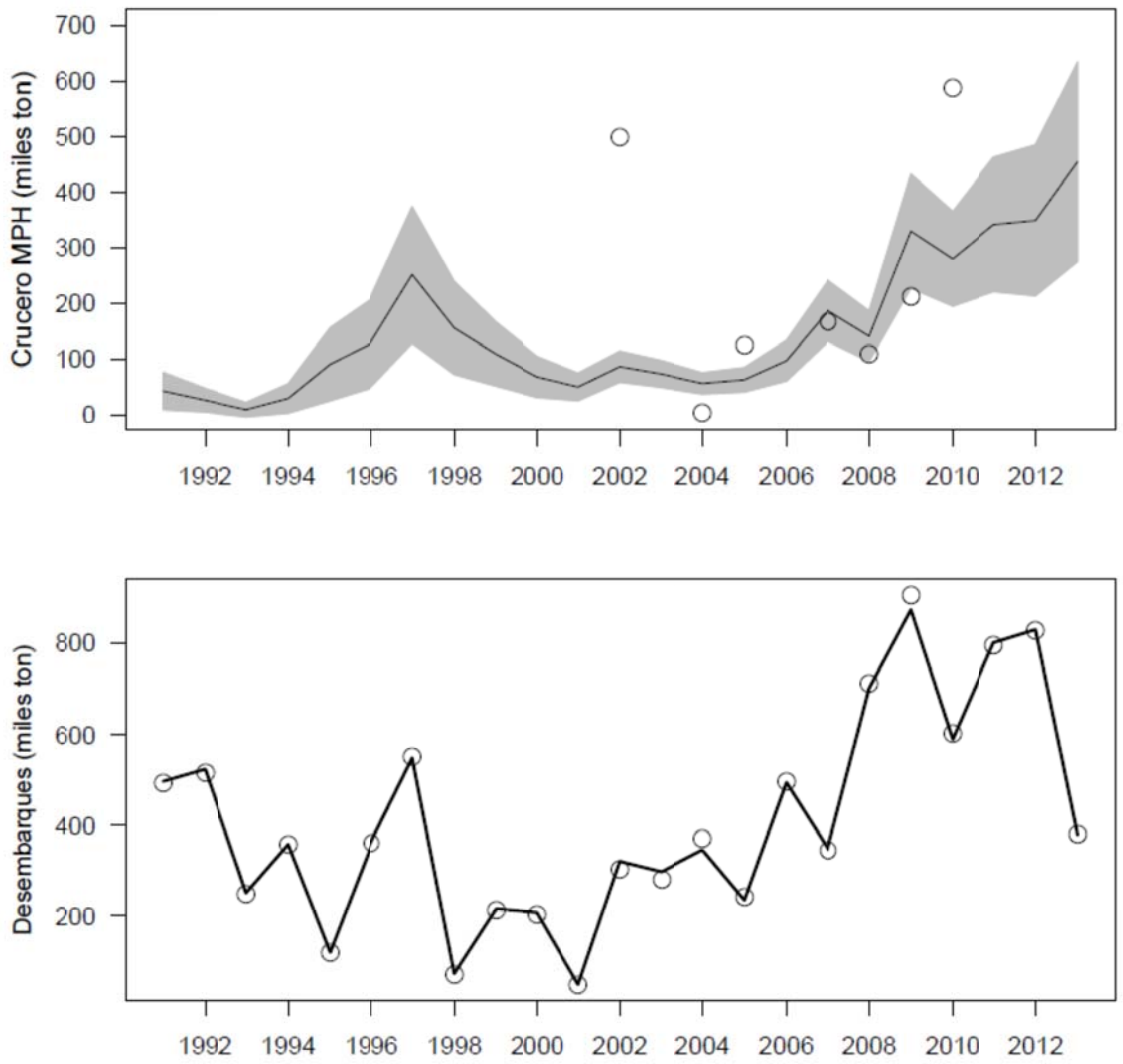


Figura 27. Ajuste del modelo anual en edades a los valores de biomasas estimadas por el MPDH y los desembarques. La zona sombreada corresponde al intervalo de confianza asintótico y la línea el valor del estimador central.

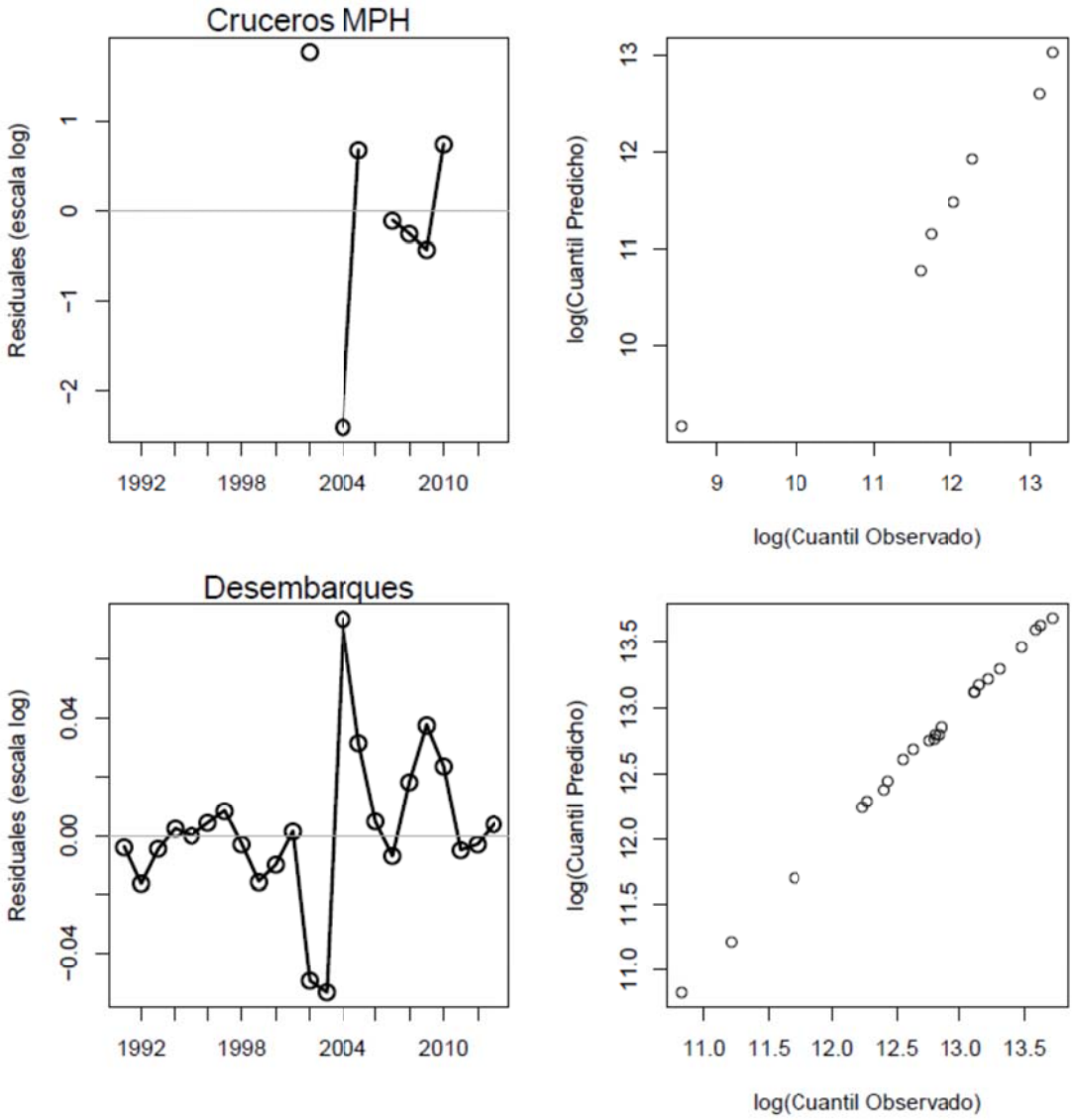


Figura 28. Residuales del ajuste biomasas crucero MPH y Desembarques (derecha) y diagrama Q-Q (izquierda).

Composición de edades

Por su parte, el ajuste del modelo a la información de composiciones de edades en general presenta un buen desempeño, particularmente en representar de mejor forma la composición de edades de los cruceros de verano. El supuesto de invariabilidad anual de los patrones de explotación como medida de parsimonia, genera algunos desajustes menores en las composiciones de edades de las capturas (Figuras 29, 30 y 31).

En términos de la bondad de ajuste se entrega el cuadro de residuales por edad de las capturas y los cruceros junto a los diagramas QQ (Figuras 32 a 34). De este análisis cabe destacar que no obstante la linealidad es evidente en los diagramas QQ, principalmente a nivel de las composiciones de edades de las capturas, el comportamiento de los residuales de las composiciones de edades de los cruceros sugieren ciertos patrones que se reflejan principalmente en una tendencia a la subestimación de los grupos de edad 0 en los cruceros. Cabe señalar que en el modelo estas últimas fuentes de información ingresan con un menor peso estadístico respecto de las composiciones de edades de las capturas (menor tamaño de muestra), situación que explicaría entonces una menor bondad de ajuste y por ende la existencia de tendencias en algunos residuales.

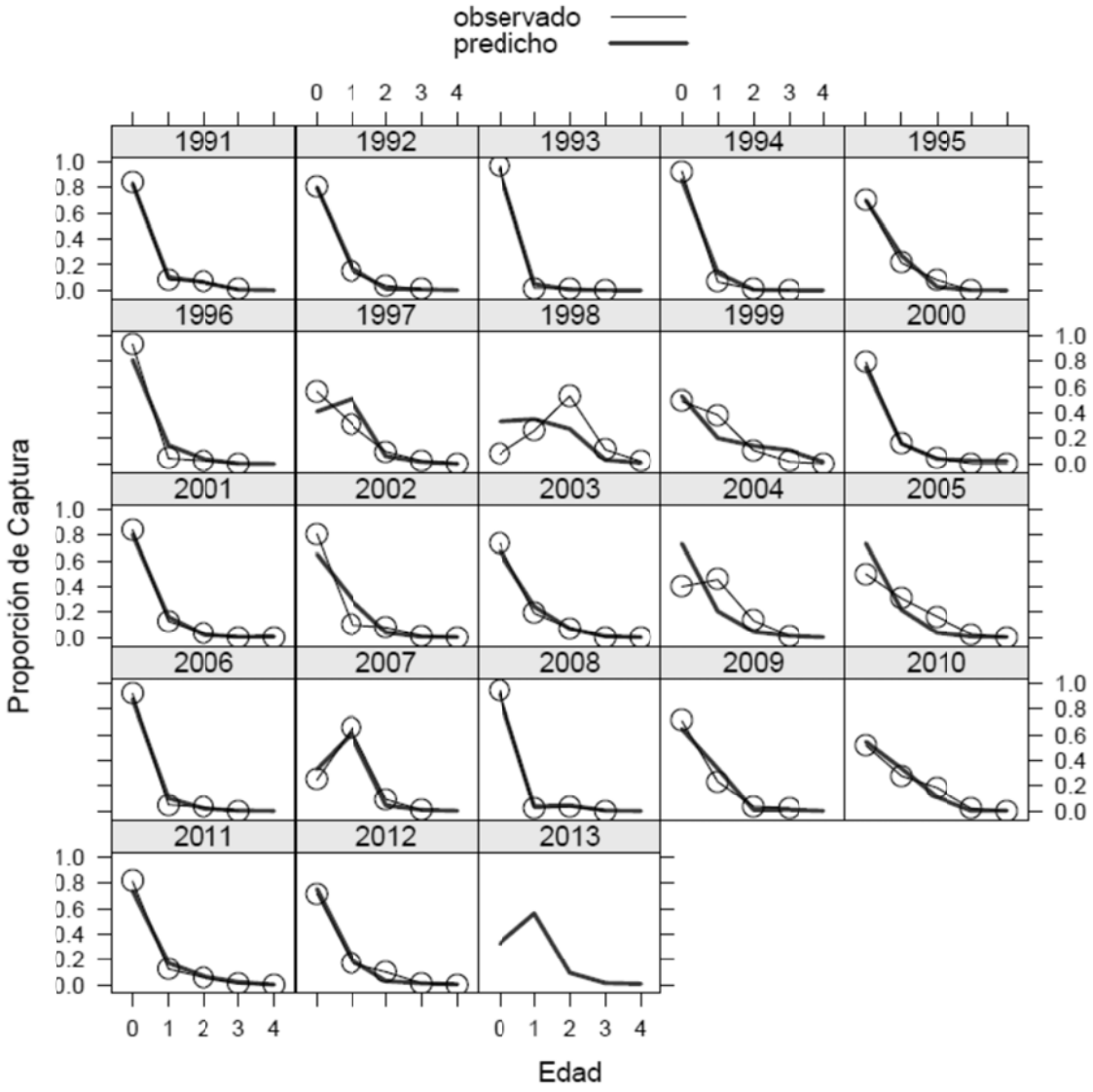


Figura 29. Ajuste del modelo en edades a las composiciones de edades de las capturas de sardina común centro-sur. Las líneas representan al modelo y los puntos con líneas corresponden a las observaciones.

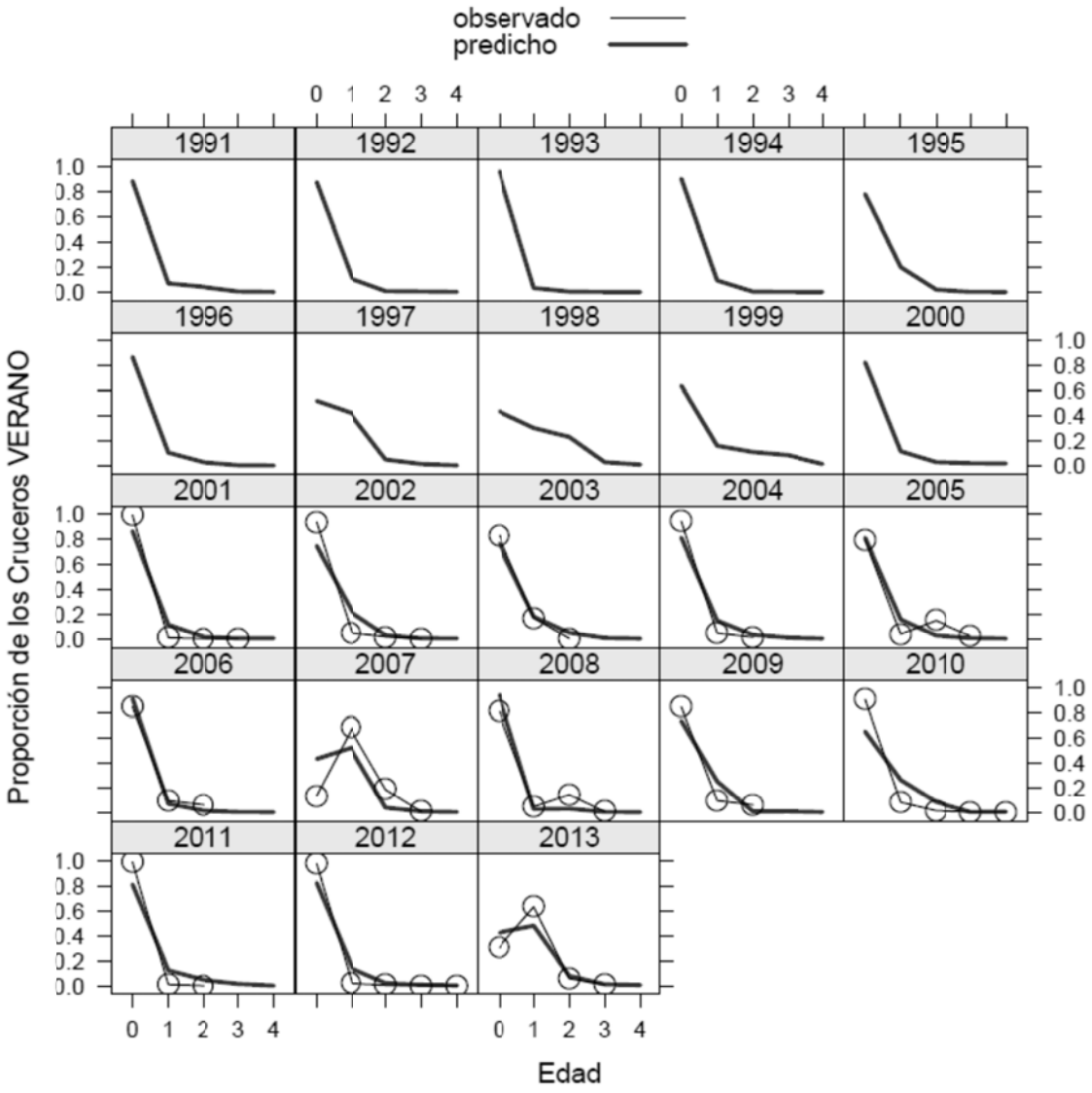


Figura 30. Ajuste del modelo en edades a las composiciones de edades de los cruceros de verano RECLAS de sardina común. Las líneas representan al modelo y los puntos con líneas corresponden a las observaciones.

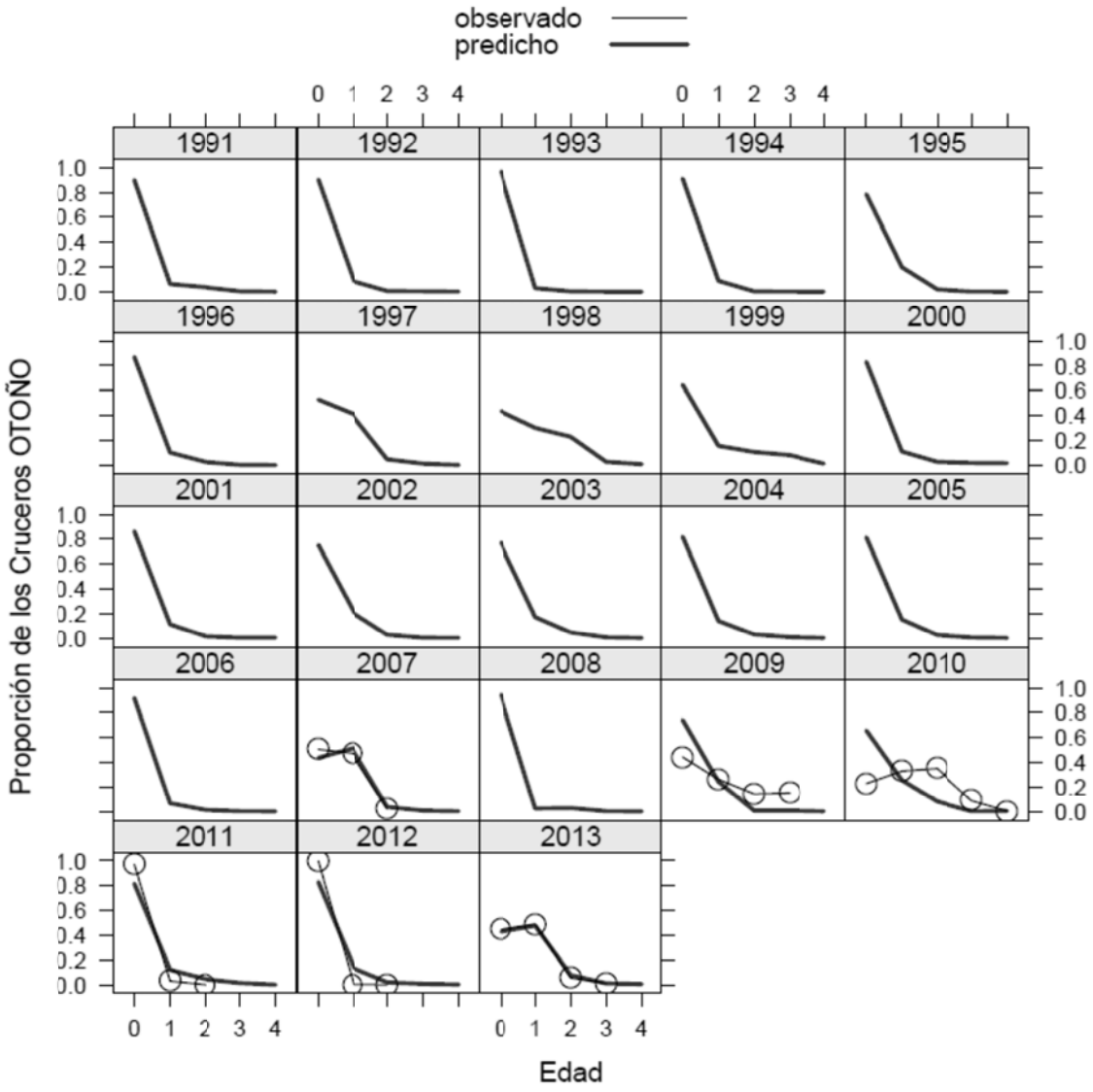


Figura 31. Ajuste del modelo en edades a las composiciones de edades de los cruceros de otoño PELACES de sardina común. Las líneas representan al modelo y los puntos con líneas corresponden a las observaciones.

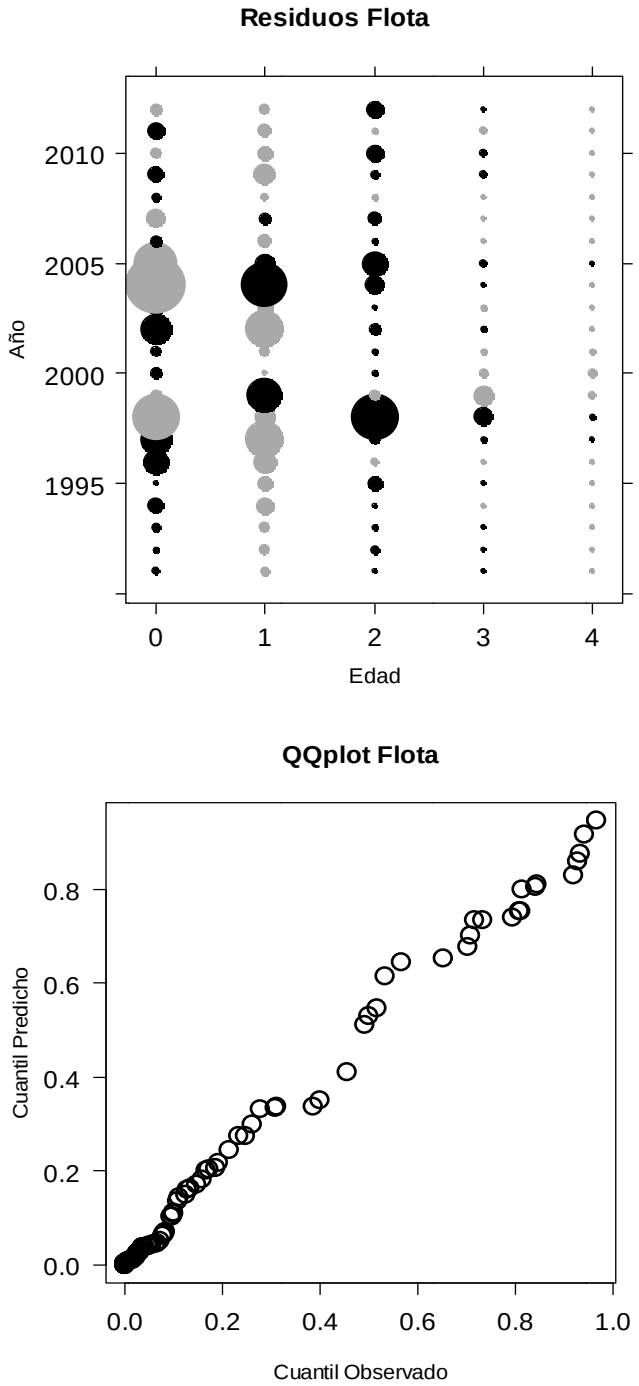


Figura 32. Residuales del modelo a las composiciones de edad de las captura por edad y año (panel superior). Diagrama Q-Q de las proporciones de edades en las capturas (panel inferior).

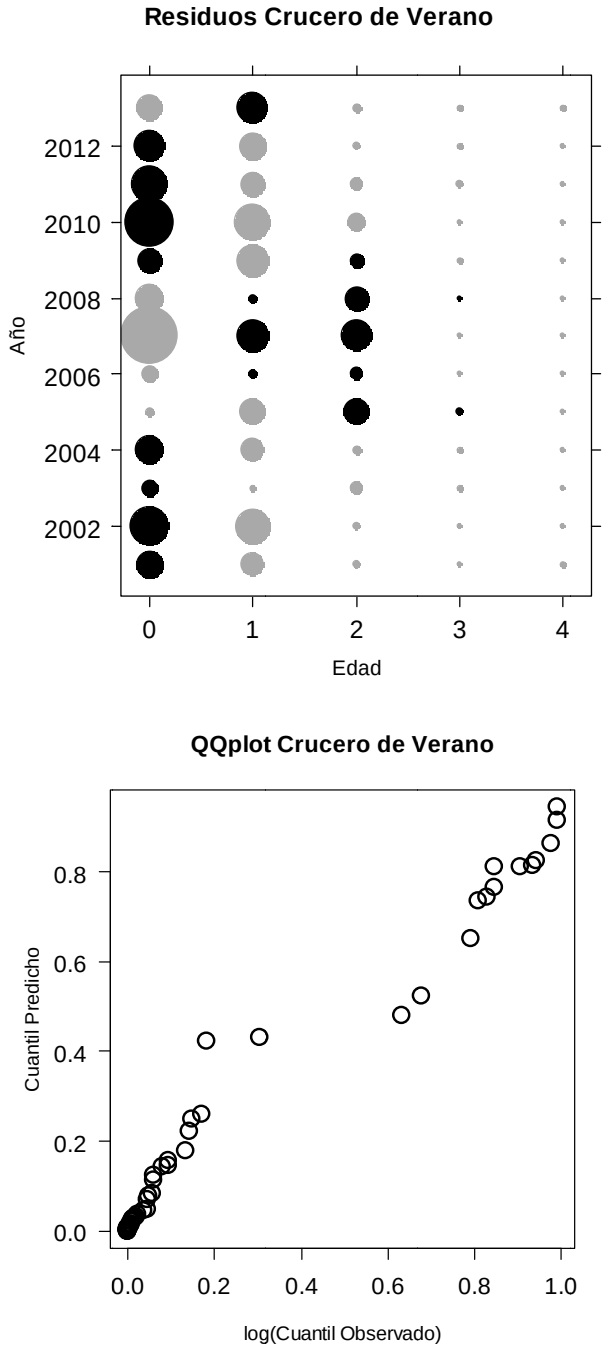


Figura 33. Residuales del modelo a las composiciones de edad de Cruceros de Verano por edad y año (panel superior). Diagrama Q-Q de las proporciones de edades en Cruceros de Verano (panel inferior).

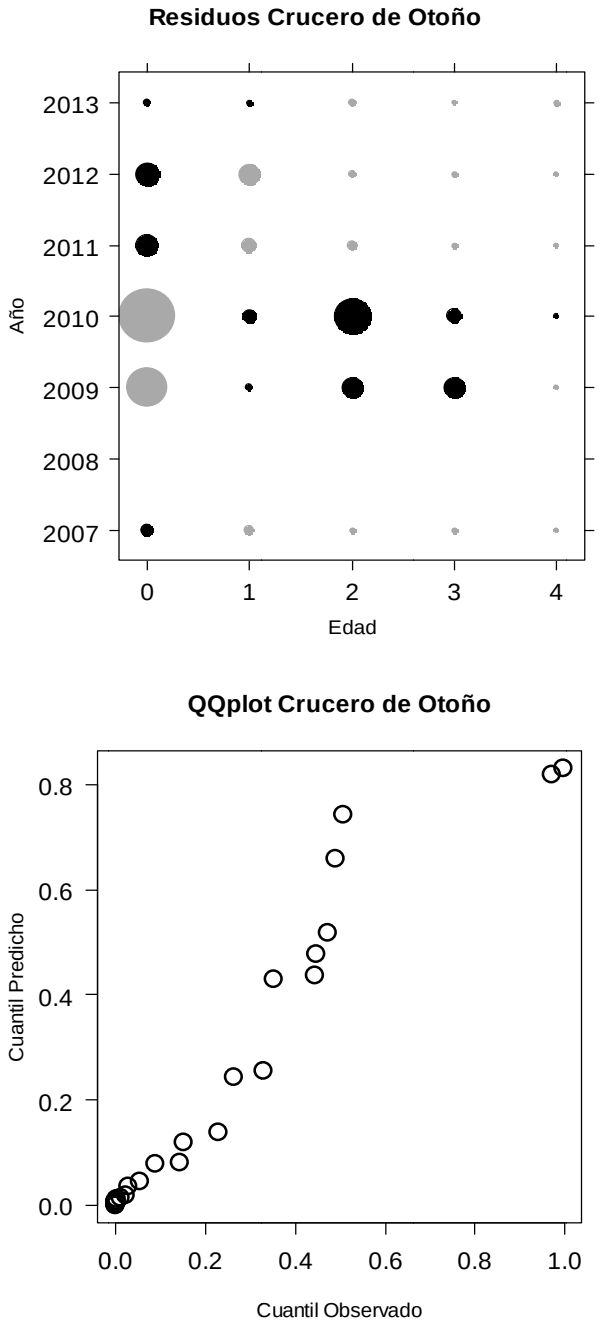


Figura 34. Residuales del modelo a las composiciones de edad de Cruceros de Otoño por edad y año (ipanesl superior). Diagrama Q-Q de las proporciones de edades en Cruceros de Otoño (panel inferior).

Parámetros estimados del modelo

Se estimaron los parámetros de la selectividad de la flota (A50f y log_rangof), del crucero de verano (A50c y log_rangoc), crucero de otoño (A50pela y log_rangopela), reclutamiento virginal (Ro), abundancias iniciales a la edad (log_desv_No), desvíos de los reclutamientos (log_desv_Rt), mortalidad por pesca anual (log_Ft), coeficiente de capturabilidad del crucero de verano (log_qrecl) y crucero mph (log_qmph) que se muestran en la Tabla 18.

Tabla 18.
Parámetros estimados del modelo de evaluación de sardina común
Objective function value = 936.461 Maximum gradient component = 1.32030e-006

Parámetros	Valores		Valores
A50f:	0.304	log_Ro:	12.1400433
log_rangof:	-1.06E-07	log_qrecl:	-0.16674042
A50c:	-0.03944156	log_qpela:	0.13237802
log_rangoc:	-2.55437314	log_qmph:	-1.70453752
No	log_desv_No:		
GE 1	-1.72822242		
GE 2	-1.03769996		
GE 3	-2.27835164		
GE 4	-9.99899598		
Rt y Ft	log_desv_Rt:	log_Ft:	
1991	-0.37678676	0.12417022	
1992	-0.61350252	0.84211772	
1993	-0.05948197	0.07458006	
1994	0.24656906	-0.62826789	
1995	0.04802697	-2.02964174	
1996	0.86165106	-1.70032212	
1997	-0.30329366	-1.01114381	
1998	-1.38040655	-2.70335563	
1999	-1.28559495	-1.18352123	
2000	-0.76642185	-0.94297353	
2001	-0.20493821	-2.48326129	
2002	-0.31806088	-0.81448901	
2003	-0.42853944	-0.74191554	
2004	-0.31613999	-0.63830558	
2005	-0.25914161	-1.23433581	
2006	0.87605719	-1.02659217	
2007	-0.79143146	-1.32605768	
2008	1.43144593	-1.33416163	
2009	1.09145851	-1.14203221	
2010	0.55051843	-1.19537278	
2011	0.99239493	-1.16560206	
2012	1.28758424	-1.0970312	
2013	-0.28196647	-1.68962932	

Análisis retrospectivo

El análisis retrospectivo es una herramienta útil para evaluar la robustez del modelo frente a nuevas piezas de información lo que también permite validar el modelo de análisis. Se trata de una validación cruzada de naturaleza sistemática en la que es removido secuencialmente el último año de información y se evalúa su impacto en las tendencias poblacionales. El desempeño del modelo base se ilustra en las Figuras 35, de las cuales destaca la notable consistencia en las estimaciones tanto a nivel de biomasas como reclutamientos particularmente hasta el 2007. El año 2010 es un año de fuertes contrastes en los índices de abundancias que marcaron los máximos a nivel del crucero de otoño (PELACES) y MDPH, lo que explicaría la subestimación previa (2009) que registra el modelo.

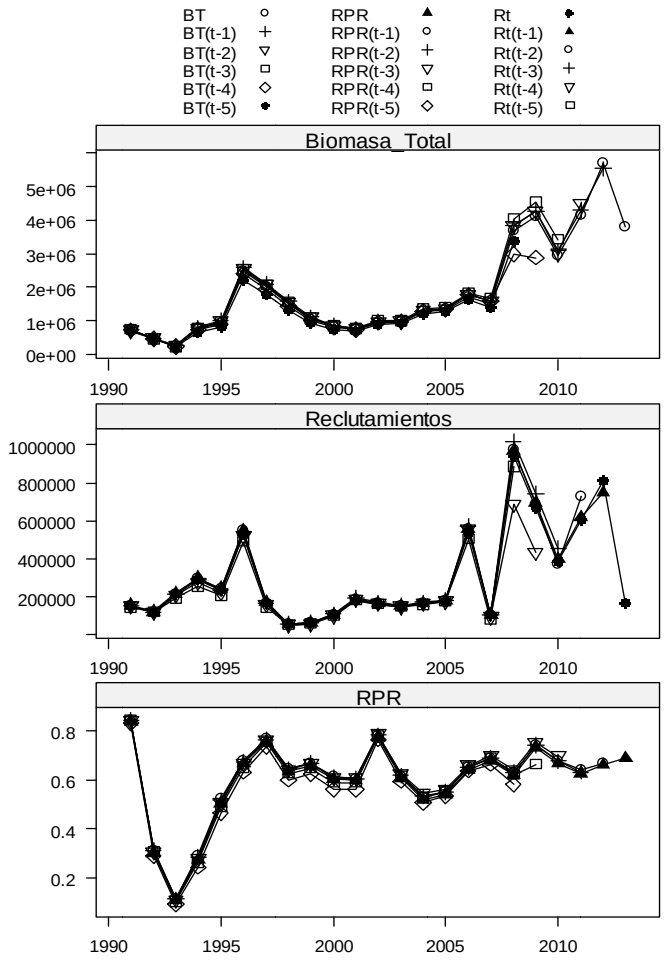


Figura 35. Biomasa total, reclutamientos, y RPR correspondiente a sardina común.

6.2 Evaluación de la población

Reclutamientos

Los factores que influyen en el reclutamiento de las especies pelágicas pequeñas son de tipo biológicos y ambientales, con interrelaciones que son un permanente motivo de investigación para entender los mecanismos que influyen en el éxito del proceso (Castillo *et al* 2013)

.

La población de sardina común ha experimentado importantes fluctuaciones como consecuencia de los reclutamientos (edad 0) y cuya magnitud solo alcanza a impactar los grupos de 1 año de edad. El importante nivel de mortalidad natural se traduce en una sobrevivencia de apenas el 30% de la cohorte que ingresa al término del segundo año (edad 1). En este sentido, los grupos de edad 2+ no revisten mayor contribución en la producción tanto a nivel de desove como de biomasa disponible a la flota (Figura 36).

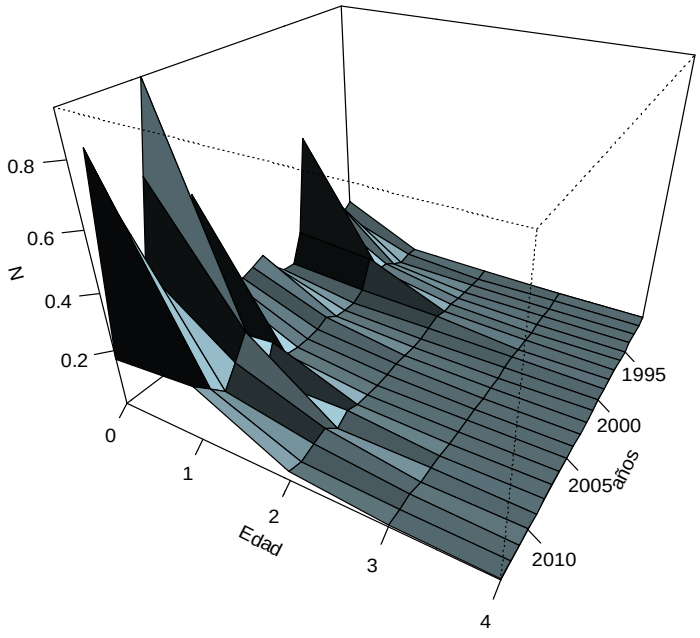


Figura 36. Composición de edades de la abundancia de sardina común por año.

Estas fluctuaciones han sido importantes y en su historia conocida se aprecian cohortes relevantes el año 1996, 2006, 2008-09 y 2011-12 (Figura 37 y Tabla 19). Esta situación ha generado importantes anomalías positivas en los desvíos los últimos 5 años producto esencialmente de condiciones ambientales favorables. El período favorable de la sardina iniciado el 2005, coincide con el dominio en la zona de anomalías térmicas superficiales negativas, que se han presentado con intensidad variable (Castillo *et al.,* 2012). Sin perjuicio de esto, la estimación del reclutamiento del 2013 podría ser uno de los más bajos en los últimos 6 años producto de condiciones ambientales desfavorables para sardina común.

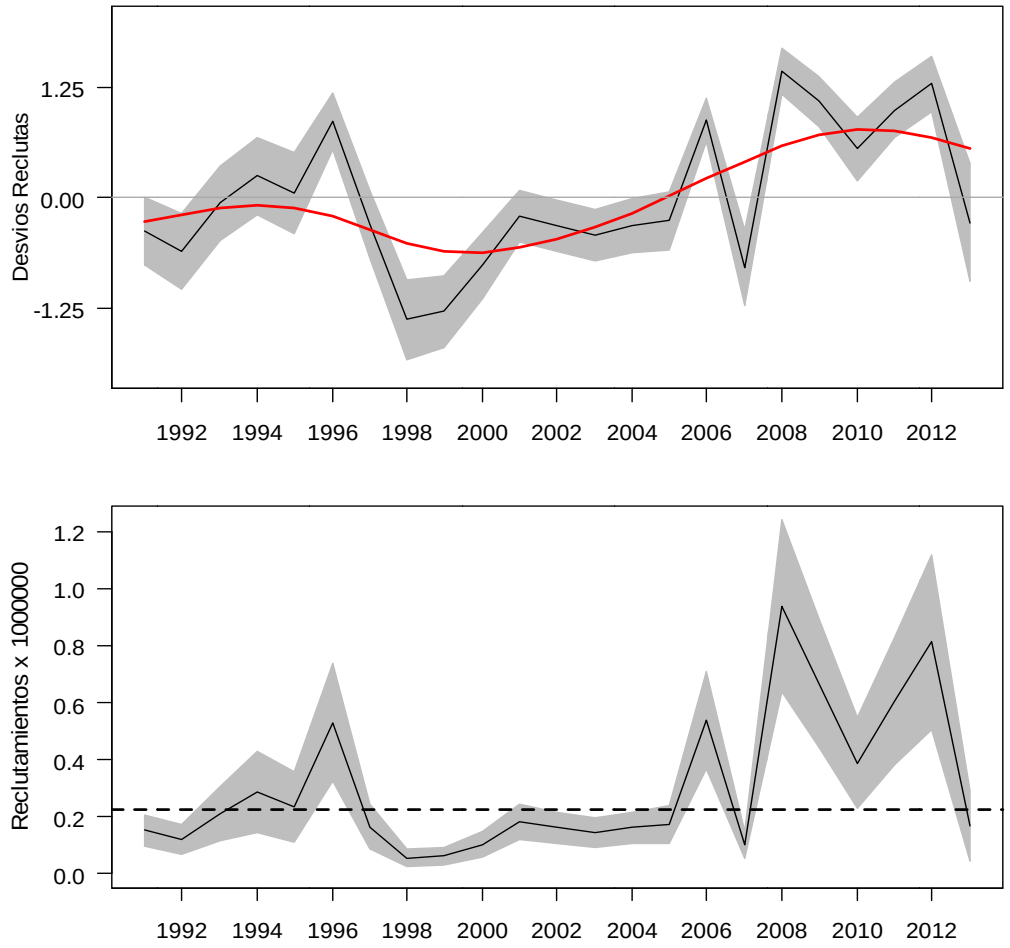


Figura 37. Anomalías logarítmicas y reclutamientos de sardina común. La zona sombreada corresponde al intervalo de confianza asintótico y la línea el valor del estimador central. La línea segmentada representa el reclutamiento promedio de largo plazo.

Biomasa

La biomasa total de este recurso, sustentada esencialmente en los grupos de edad 0 y 1 año, ha tenido un importante crecimiento los últimos 6 años no obstante la disminución del año más reciente. La biomasa total (0+) del año más reciente se estima en el orden de las 3,8 millones de toneladas (Figura 38 y Tabla 19). Un desempeño similar ha tenido la biomasa desovante, la cual ha sido estimada para la última temporada de la serie entre uno de los máximos registros y en torno a 2,5 millones de toneladas.

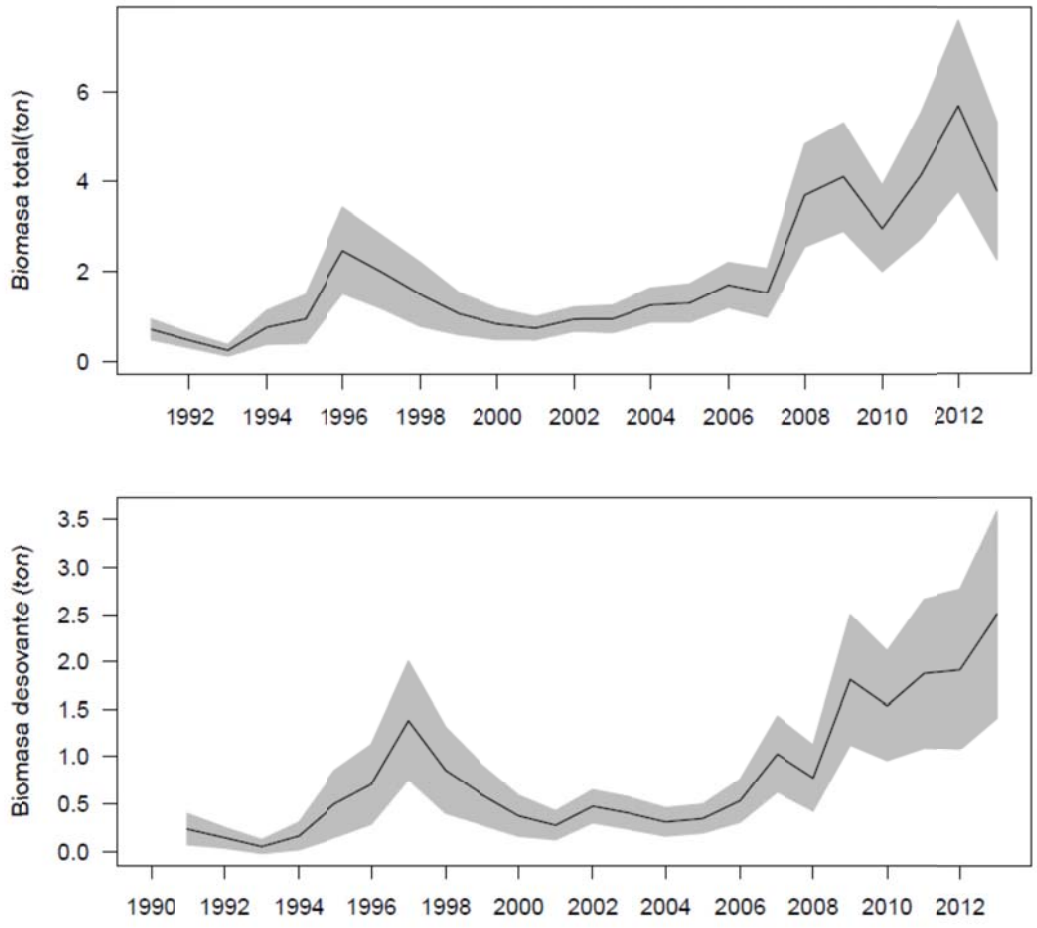


Figura 38. Variabilidad anual de la biomasa total y desovante de sardina común. La zona sombreada corresponde al intervalo de confianza asintótico y la línea el valor del estimador central.

Tabla 19.
Principales variables poblacionales de la sardina común.

	Biomasa desovante (t)	Biomasa 0+ (t)	Reclutamientos (cientos de miles)	Mortalidad por pesca (F)
1990 - 1991	236,255	711,431	153,777	1.13
1991 - 1992	145,831	472,541	121,363	2.32
1992 - 1993	52,686	244,505	211,200	1.08
1993 - 1994	163,218	759,861	286,821	0.53
1994 - 1995	499,651	947,200	235,171	0.13
1995 - 1996	707,657	2,474,110	530,563	0.18
1996 - 1997	1,381,330	2,003,490	165,504	0.36
1997 - 1998	856,162	1,499,380	56,367	0.07
1998 - 1999	597,277	1,063,400	61,973	0.31
1999 - 2000	374,638	836,811	104,154	0.39
2000 - 2001	276,435	741,113	182,609	0.08
2001 - 2002	475,714	943,932	163,078	0.44
2002 - 2003	403,399	950,289	146,021	0.48
2003 - 2004	310,981	1,259,070	163,391	0.53
2004 - 2005	346,870	1,304,760	172,975	0.29
2005 - 2006	534,434	1,707,600	538,262	0.36
2006 - 2007	1,027,990	1,531,980	101,581	0.27
2007 - 2008	774,639	3,698,710	937,985	0.26
2008 - 2009	1,811,760	4,110,010	667,638	0.32
2009 - 2010	1,537,510	2,964,330	388,699	0.30
2010 - 2011	1,876,580	4,141,790	604,670	0.31
2011 - 2012	1,917,460	5,697,240	812,302	0.33
2012 - 2013	2,498,510	3,792,370	169,071	0.18

Mortalidad por pesca y selectividad

Exceptuando los inicios de los 90's, la mortalidad por pesca ha sido más bien baja y muy por debajo de la mortalidad natural (M=1.2) si se la considera como referente, esto debido principalmente a capturas que en promedio han seguido las fluctuaciones en biomasa con tasas de explotación moderadas. Los últimos años y junto el incremento de las capturas, la mortalidad por pesca de completo reclutamiento ha seguido una ligera tendencia al aumento , sin embargo, considerando que la temporada de pesca 2013 registró muy bajos rendimientos, la mortalidad por pesca para el período 2012-2013 disminuye drásticamente con un F= 0.18 (Figura 39).

Por su parte, la selectividad de la flota indica que el recurso alcanza su completo reclutamiento a la pesquería a la edad de 1 año cuando su retención es del 100%, mientras que los individuos de edad 0 (reclutamientos) son vulnerados en un 64%. De igual forma, la información de los cruceros acústicos indica que todos los individuos son vulnerables por el arte de pesca empleado (arrastre de media-agua y cubre-copo) y cubiertos por el diseño de muestreo, de manera que bien se puede suponer que la composición de edades registrada representa adecuadamente la estructura etaria poblacional (Figura 40).

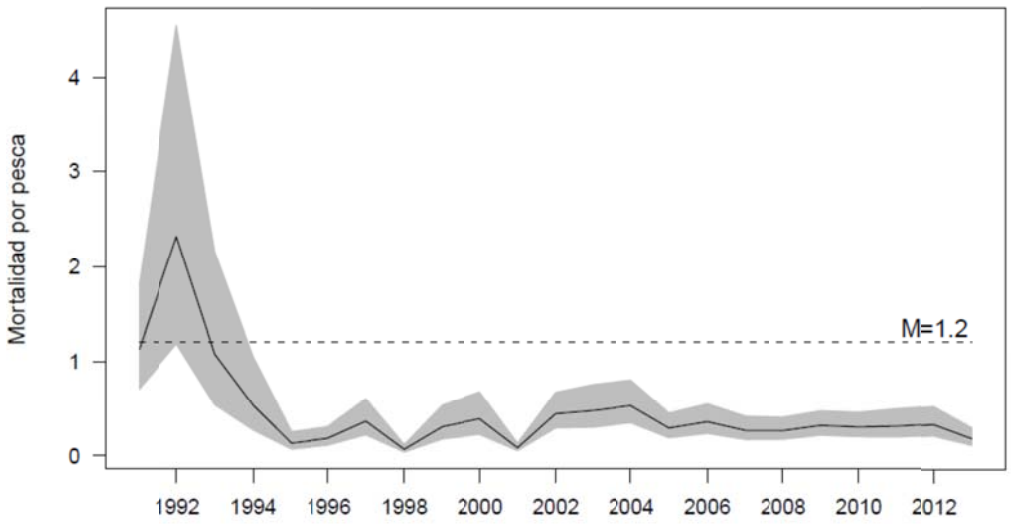


Figura 39. Variabilidad anual de la mortalidad por pesca de sardina común. La zona sombreada corresponde al intervalo de confianza asintótico y la línea continua corresponde al valor del estimador central mortalidad por pesca. La línea segmentada corresponde al valor de mortalidad natural constante entre años.

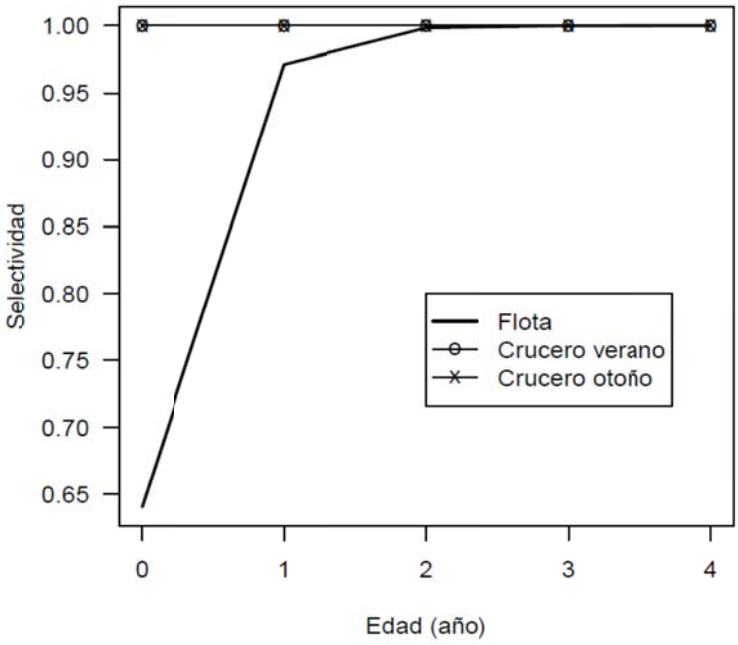


Figura 40. Selectividad de la flota y de los cruceros acústicos en sardina común.

6.3 Diagnóstico de la población

Indicadores de reducción de stock

Se analiza el desempeño de dos indicadores de reducción poblacional, el primero corresponde a la reducción de la biomasa desovante potencial o Reducción del Potencial Reproductivo ("RPR dinámico") y la segunda a la reducción de la biomasa desovante virginal ("RPR equilibrio"). Ambos estimadores tienen por numerador la biomasa desovante y por denominador, la biomasa desovante que hubiera existido sin pesca en cierto instante del año ("RPR dinámico") o la biomasa desovante virginal estimada para el largo plazo para el caso del "RPR equilibrio".

$$RPR_{dinámico} = \frac{BD_t}{BD_{t,F=0}}, \qquad RPR_{equilibrio} = \frac{BD_t}{BD_0} \tag{3}$$

De acuerdo con este análisis, la biomasa de sardina común se encontraría próxima al 60% de la biomasa que hubiese existido sin pesca ("RPR dinámico") y por sobre la biomasa desovante virginal de equilibrio de largo plazo ("RPR equilibrio") (Figura 41). Este cuadro permite destacar que la tendencia al alza de la sardina común no ha afectado mayormente el estatus poblacional definido por el "RPR dinámico", cuyas variaciones desde 1996 han estado entre el 52% (2004) y el 77% (2002) de la biomasa desovante sin explotación. Desde la perspectiva del índice de reducción de la biomasa virginal de largo plazo ("RPR equilibrio"), valores mayores a 1 indican que la población ha ingresado a un proceso de expansión poblacional, el cual se habría iniciado de manera sostenida a partir del 2009 producto de una escalada de importantes reclutamientos y moderados niveles de extracción. Cabe señalar que en teoría un nivel adecuado de reducción de stock es cuando la biomasa se ha reducido no más allá del 40%-50% de la biomasa virgen, y que en muchos casos valores bajo 20% indican una condición de sobre-explotación.

Las ventajas de uno u otro índice radican en los procesos que logran ser advertidos, así mientras el "RPR dinámico" tiene como cota el valor 1.0 que en teoría igualmente podría ser alcanzado cuando la biomasa cae por cuestiones naturales (fallas en los reclutamientos) aún sin explotación, el "RPR equilibrio" permite incorporar las variaciones de la biomasa en el tiempo con la desventaja que valores mayores a 1.0 no son fáciles de explicar. Una relación entre ambos indicadores muestra cierta hiper-estabilidad del "RPR dinámico" para valores mayores a 0.7 respecto del "RPR equilibrio" (Figura 42).

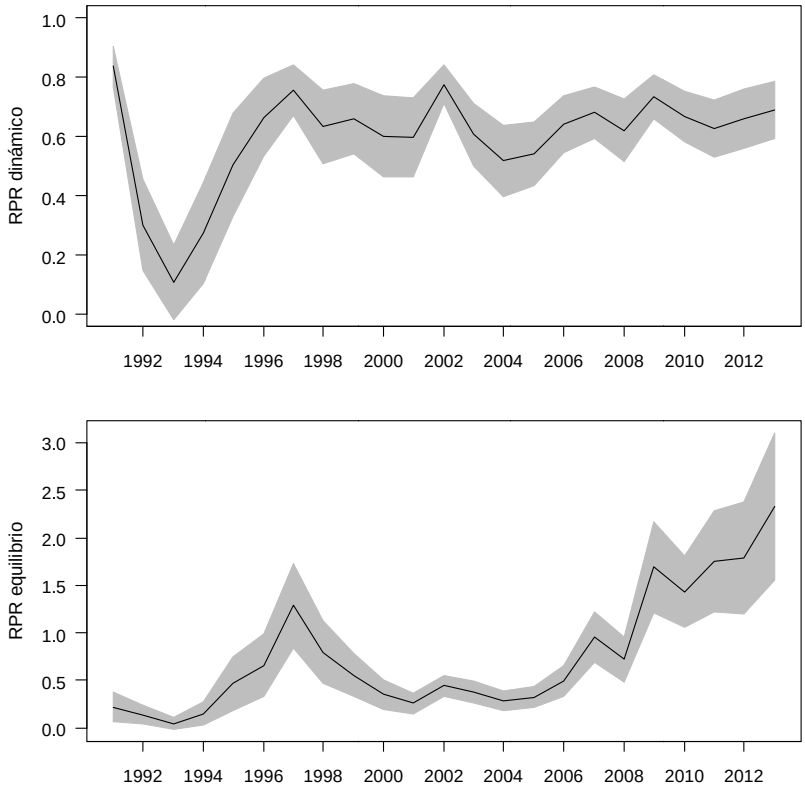


Figura 41. Reducción de potencial reproductivo de la sardina común. La zona sombreada corresponde al intervalo de confianza asintótico y la línea el valor del estimador central.

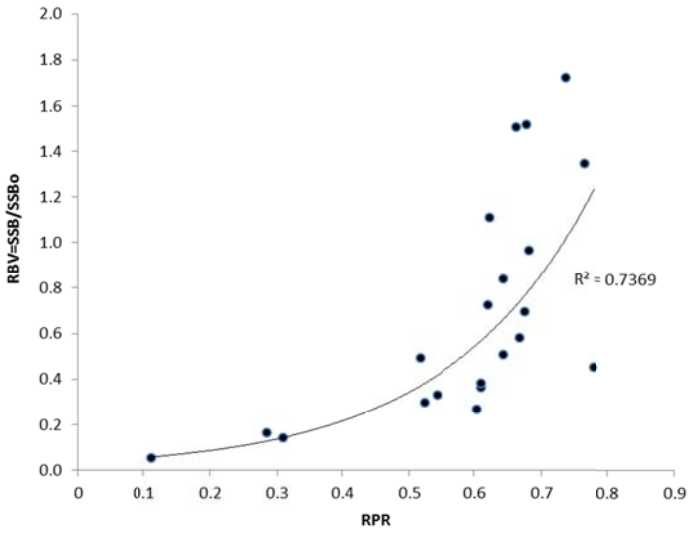


Figura 42. Relación entre índices de reducción de la biomasa desovante de la sardina común.

Relación Stock-Recluta

El análisis de PBR se realiza considerando un análisis de biomasa y rendimiento por recluta y la integración del modelo stock-recluta en equilibrio. En peces pelágicos pequeños, la relación stock reclutas presenta un gran nivel de variabilidad de sus biomasas, sin embargo, esta no se ve reflejada en la escala de los reclutamientos. Con el objeto de analizar si la variación del reclutamiento se pueda explicar de alguna forma en relación a los cambios en la biomasa del stock desovante de sardina común, se empleó el modelo de Beverton y Holt.

$$R_{t+1} = \frac{\alpha BD_t}{\beta + BD_t}$$

(1)

donde R es el reclutamiento, BD la biomasa desovante y α, β parámetros funcionales. Estos últimos son dependientes de la biomasa y reclutamiento virginal, así como la pendiente "steepness" *h* que corresponde a la proporción de reducción del reclutamiento virginal cuando la biomasa se ha reducido al 20% de la condición virginal.

$$\alpha = \frac{4hR_0}{5h-1} \quad , \qquad \beta = \frac{(1-h)BD_0}{5h-1}$$

(2)

El reclutamiento virginal es un parámetro estimado en el modelo de evaluación de stock, mientras que la biomasa desovante es una variable calculada de la multiplicación entre el valor que toma la biomasa desovante por recluta cuando la mortalidad por pesca es cero (F=0) y el reclutamiento virginal (Figura 43). Los valores estimados se entregan en la Tabla 20.

Tabla 20.
Biomasa y reclutamiento virginal de sardina común.

	valor
Biomasa desovante virginal (miles de t)	1,072
Reclutamiento virginal (miles de millones)	224

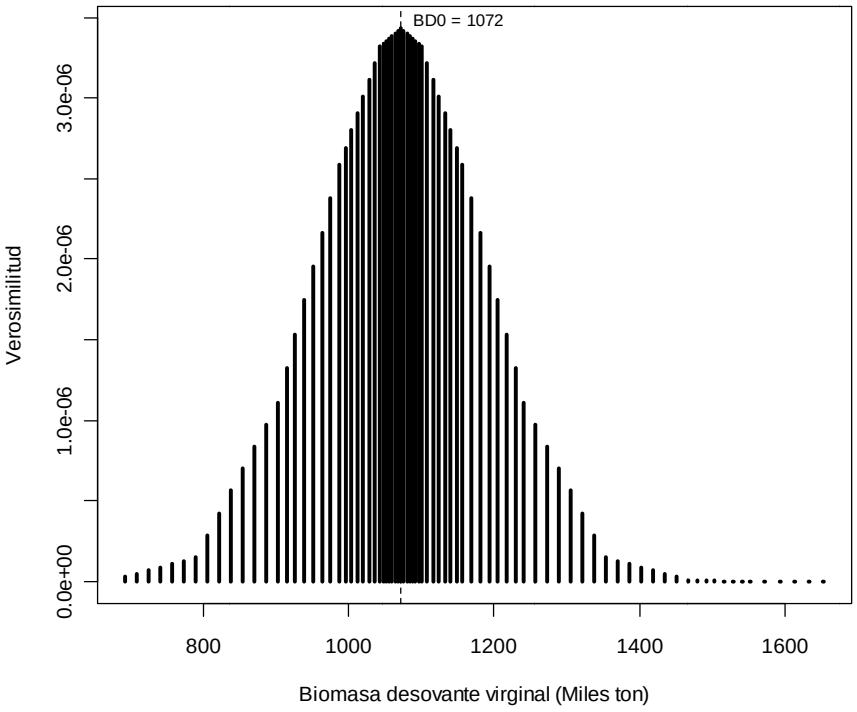


Figura 43. Perfil de verosimilitud de la biomasa desovante virginal de sardina común.

Para la estimación del "steepnees" se supuso una distribución log-normal en los desvíos de los reclutamientos y se ajustó la relación stock recluta fuera del modelo de evaluación, estimándose el valor de h=0,89 lo cual significa que el grado de densodependencia es bajo entre reclutamientos y desovantes, esto considerando que cuando h=1 significa total independencia.

El ajuste del modelo S-R se entrega en la Figura 44 e indica que la variación del reclutamiento no puede ser explicada en relación a los cambios en la biomasa del stock desovante de sardina común, la cual al parecer presenta una gran resiliencia en cuanto a admitir severas reducciones de la biomasa sin comprometer los reclutamientos. Se trata entonces de un recurso cuya producción está más ligada a las condiciones ambientales que al tamaño de la biomasa progenitora.

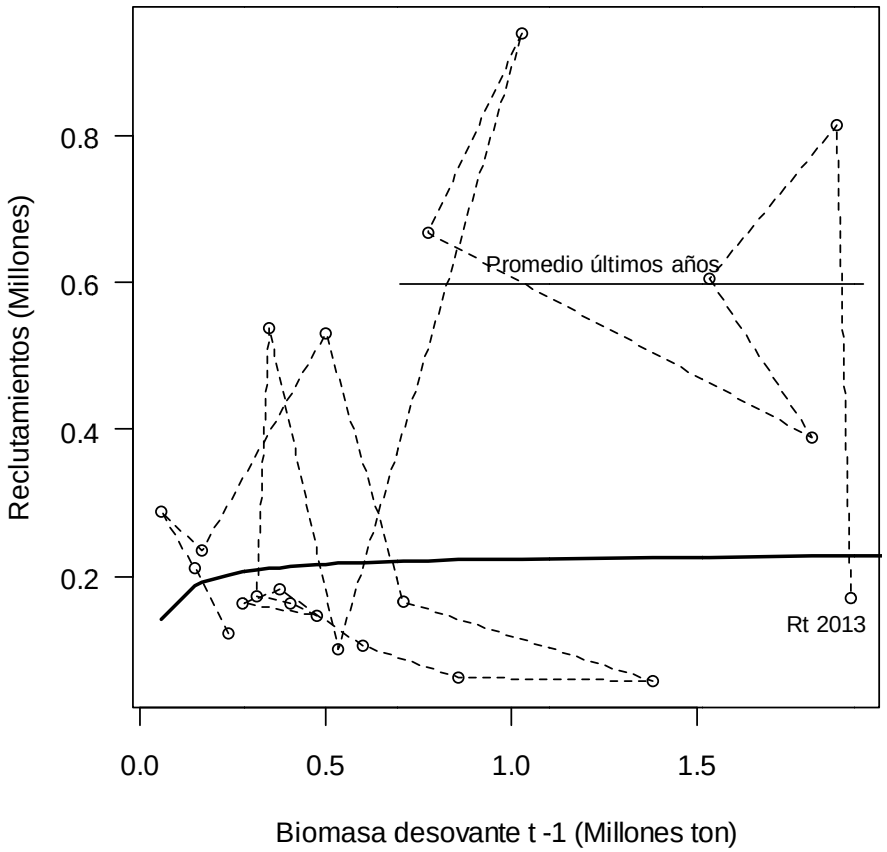


Figura 44. Relación stock-recluta de la sardina común para un valor estimado de "steepnes" h=0,89. Se indica también el promedio de los últimos años.

Puntos Biológicos de Referencia (PBR)

Para la estimación de los PBRs, el análisis en equilibrio fue realizado considerando un vector de pesos promedios históricos y el vector de selectividad estimado en la evaluación de stock. La biomasa desovante en equilibrio se estima a partir del modelo stock-recluta de Beverton y Holt y de la biomasa desovante por recluta en los siguientes términos:

$$BD^{eq} = \left(\frac{BD}{R}\right)\alpha - \beta \tag{4}$$

Donde α y β son ahora valores conocidos dependientes del "steepness" (h), en tanto que (BD/R) es la biomasa por recluta que viene de un análisis de equilibrio para un rango amplio de mortalidad por pesca. En este análisis las estimaciones son relativas a Ro. A partir de (4) se puede determinar el reclutamiento en equilibrio considerando la ecuación (1), de manera que ahora el rendimiento en equilibrio resulta de multiplicar el rendimiento por recluta (Y/R) por este reclutamiento

$$Y^{eq} = \left(\frac{Y}{R}\right)R^{eq} \tag{5}$$

Los resultados muestran que, consecuentemente con el alto nivel de "steepnees", la sardina común puede ver reducida su biomasa desovante virginal de manera importante antes de alcanzar el valor óptimo en el cual se genera el MRS (Figura 45). El análisis realizado para dos valores posibles de h indican que esta reducción puede llegar al 21% si h=0,8 y al 18% si h=0,89.

Como candidatos a PBR límites se considera la biomasa y mortalidad por pesca que generan el MRS, mientras que como niveles precautorios para el manejo se analiza el valor de reducción de stock y mortalidad por pesca cuando se logra el 90% del MRS en la zona donde la biomasa es mayor al B_{MRS}. Lo anterior determina que la reducción objetivo sea en el orden del 36%-40% de BDo dependiendo del valor h (Tabla 21, Figura 45). Un resultado a destacar es que el MRS se obtiene cuando el reclutamiento virginal se reduce al 81%-88%.

Tabla 21.
Resumen de Puntos Biológicos de Referencia de sardina común para dos valores de "steepnees".

	h=0.8	h=0.89
MRS (gr)	1.31	1.50
BD_{MRS} (gr)	0.96	0.82
F_{MRS}	1.08	1.32
R/R_{MRS}	0.81	0.88
BD_{MRS}/BDo	0.21	0.18
$BD_{0.9MRS}/BDo$	0.40	0.36
$F_{0.9MRS}$	0.60	0.72
$F_{60\%}$	0.31	0.35
$F_{50\%}$	0.43	0.45

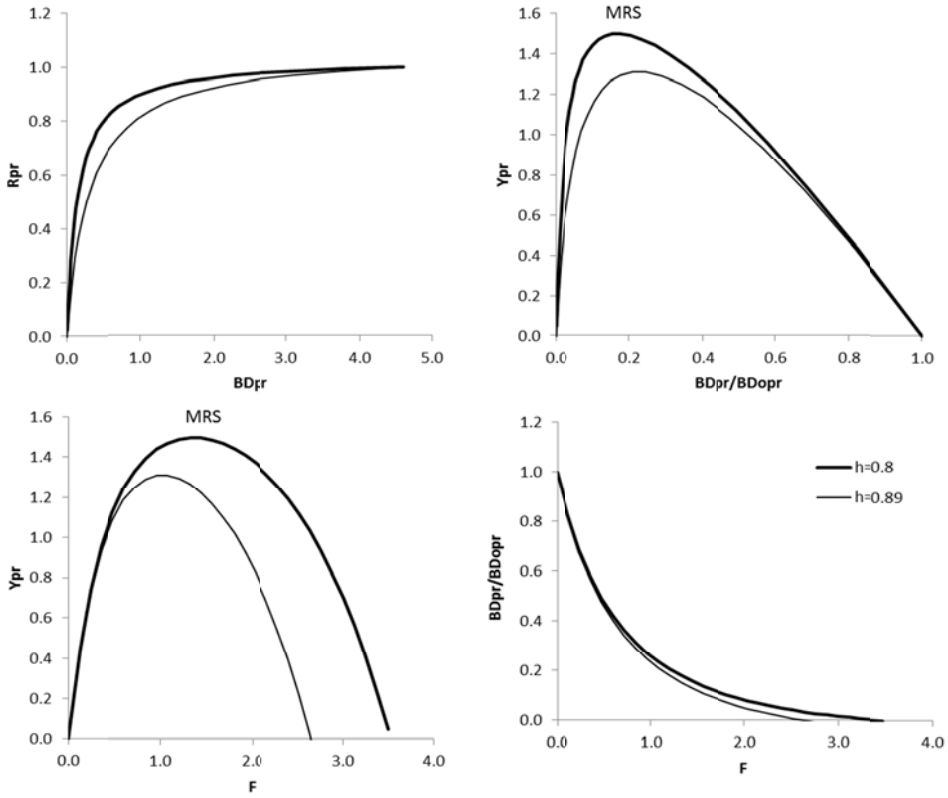


Figura 45. Curvas de producción en equilibrio de sardina para dos valores de "steepnees". Ypr= rendimiento por recluta, BDpr= biomasa desovante por recluta, BDopr= biomasa desovante virginal por recluta, F=mortalidad por pesca, Rpr=fracción del reclutamiento virginal, MRS= Máximo Rendimiento Sostenido.

Diagrama de fases de explotación

Se presentan diagramas de fases de explotación relativos a los valores de mortalidad por pesca y biomasa desovante que en el largo plazo generan el MRS para dos escenarios de "steepnees". La zona de "Plena Explotación" cubre una región "cercana" al MRS ($40\%BD_0$) y se encuentra acotada por límites que en biomasa definen, a la sub-explotación ($45\%BD_0$), por el lado derecho y la sobre-explotación ($35\%BD_0$) por el lado izquierdo. Esta misma situación en términos de la mortalidad por pesca se extiende a un área que es próxima al Fmrs. Los límites que definen la plena explotación fueron estimados considerando distribución de probabilidad de las variables que definen el MRS (Bmrs y Fmrs), específicamente el intervalo de confianza al 90% del cuociente $Bmrs/B_0$ y del Fmrs. Esto último involucra la idea de maximizar la probabilidad de estar en torno al MRS (ver Anexo 9).

La zona de colapso involucra aquel estado de un stock en el cual la generación de excedentes productivos o renovación poblacional se ha comprometido debido a un reducido tamaño poblacional. Cabe mencionar que siguiendo el modelo logístico de producción, la poca generación de excedentes también se alcanza cuando las poblaciones están en condiciones muy próximas a la situación virginal. El límite de colapso ($20\%BD_0$) es adoptado sobre la base de referentes internacionales y que corresponden a proporciones de la biomasa virginal que varían entre el 10% y 20% (ver Anexo 9).

Los diagramas de fase para sardina común se muestran en la Figura 46 y Figura 47 para los dos índices de reducción de stock analizados ("RPR dinámico" y "RPR equilibrio"). Ambos indicadores son consistentes en señalar que la condición actual de la sardina común es adecuada encontrándose en una zona segura y alejada de la sobrepesca y sobre-explotación, y esto independiente del valor de "steepnees" considerado. En efecto, las condiciones de sobre-explotación y colapso habrían ocurrido solo durante los primeros 3-4 años de la serie si se considera el desempeño del "RPR equilibrio" y solo los años 1992 y 1993 si se considera el "RPR dinámico" (Figuras 46 y 47).

Se advierte que las variaciones relativas de biomasa no han estado determinadas por la mortalidad por pesca cuando la biomasa se ha ubicado sobre el valor precautorio ($BD/BD_{MRS} > 2$), y que solo reducciones de stock por debajo de este nivel generan una relación lineal negativa entre biomasa y mortalidad por pesca. Esta situación sugiere que el MRS basado en biomasa y mortalidad por pesca debe ser evitado, y que es necesario propender a mantener la biomasa desovante en un nivel precautorio, por ejemplo, próximo al 40% de la biomasa virginal, y consecuentemente cautelar aumentos de mortalidad por pesca por sobre $F_{40\%}$.

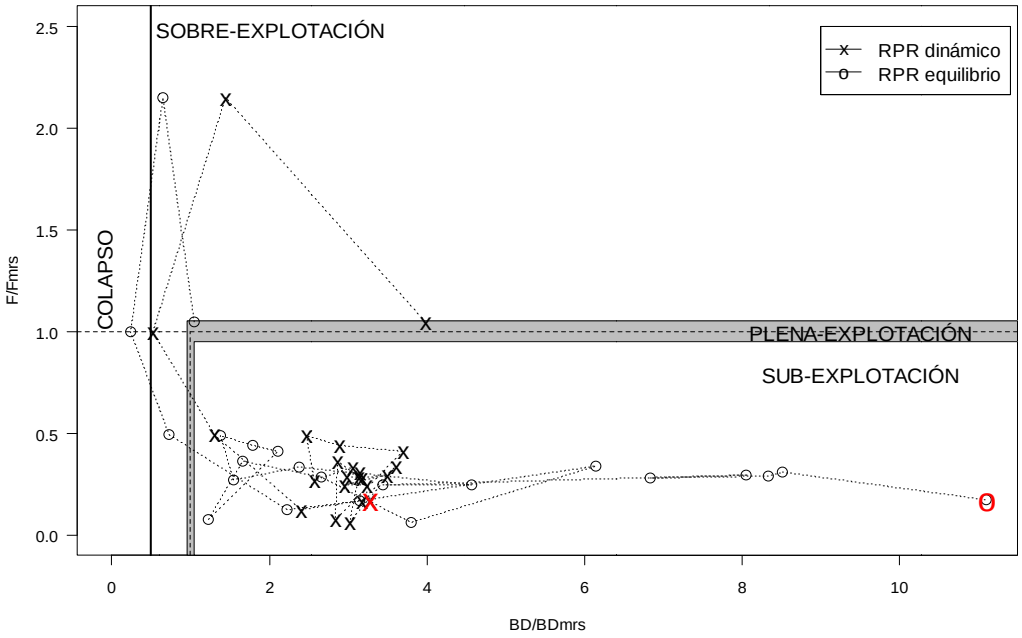


Figura 46. Diagrama de fases de explotación de la biomasa desovante respecto de la mortalidad por pesca. Los ejes están estandarizados a los valores que generan el 0.9MRS. Los puntos rojos representan la condición 2012-2013. Escenario h=0.8.

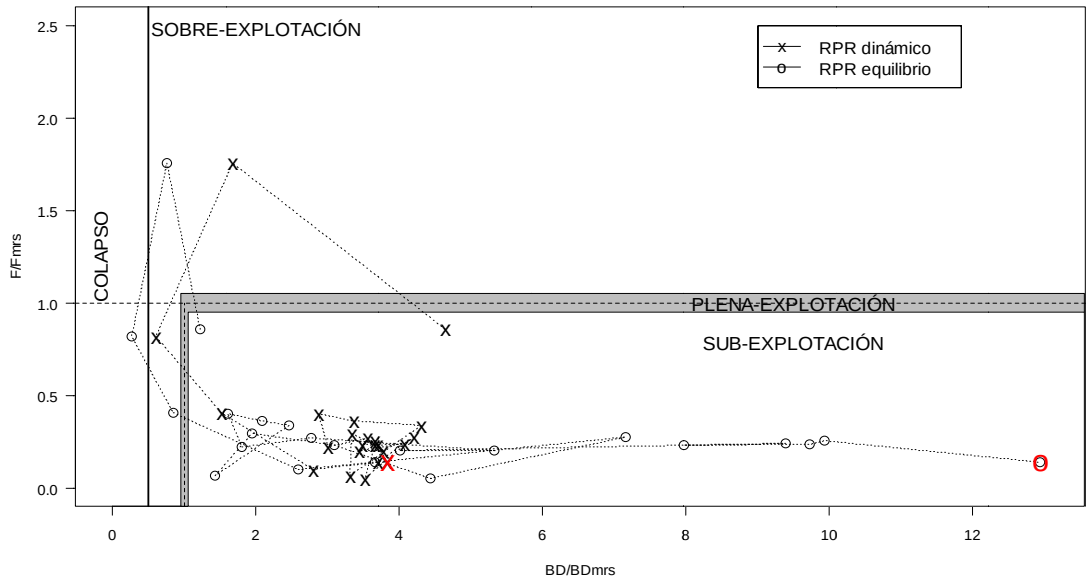


Figura 47. Diagrama de fases de explotación de la biomasa desovante respecto de la mortalidad por pesca. Los ejes están estandarizados a los valores que generan el 0.9MRS. Los puntos rojos representan la condición 2012-2013. Escenario h=0.89.

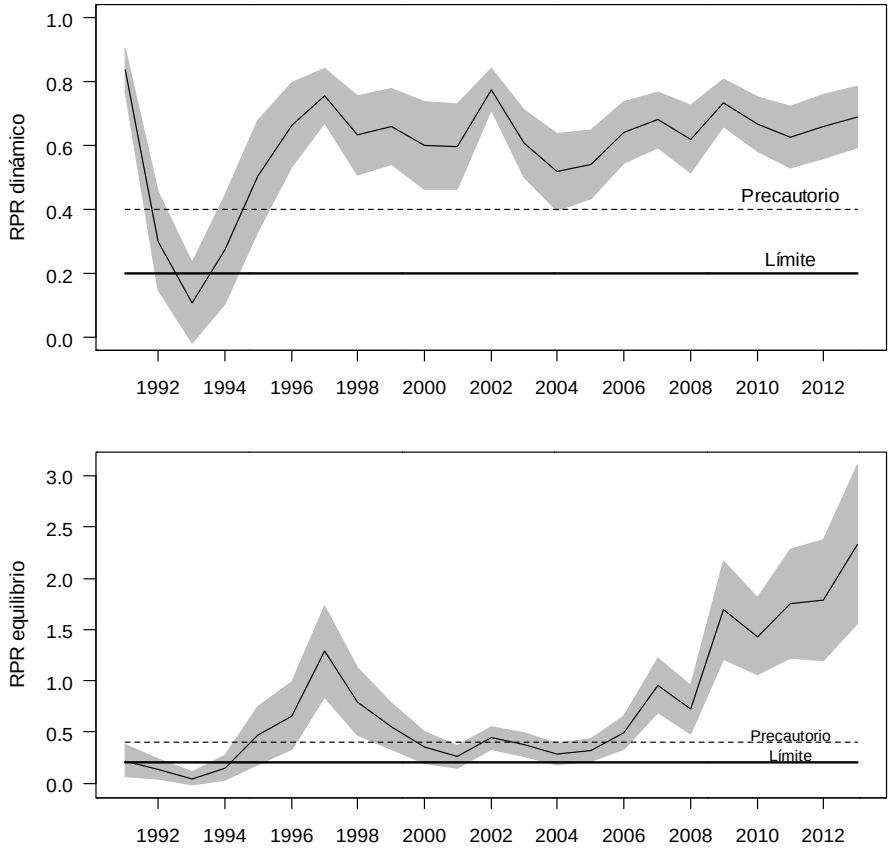


Figura 48. Intervalos de confianza de la reducción de stock de sardina común y líneas de referencia límite y objetivo.

6.4 Proyeccion y recomendación de captura

Las estimaciones de Captura Biológicamente Aceptable (CBA) para el 2013 consideraron tres políticas de explotación bajo condiciones de incertidumbre. Estas corresponden a los Puntos Biológicos de Referencia (PBR) F50% F60% y F66% como medidas referenciales tomados de un análisis de biomasa desovante por recluta.

Como ya ha sido indicado antes, la sardina común es extremadamente dependiente del reclutamiento y por ende el nivel que tenga este parámetro poblacional los próximos dos años va a determinar directamente el nivel de captura en la pesquería. Lamentablemente el nivel de predicción de los reclutamientos es incierto corroborado en una estimación de error de proceso de los desvíos próximo a σ^2=0.82 y superior al valor supuesto (σ^2=0.60).

En atención a lo anterior la proyección de la población se realiza solo a dos años futuro y para el año 2012-2013 y 2013-2014 se consideran dos escenarios de reclutamientos; el promedio de los valores más altos y el promedio histórico. La biomasa es proyectada a inicios del año biológico (julio), y luego a mitad del año biológico (enero) de los años 2012-13 y 2013-14 y la captura para el año calendario 2013 se calcula como el promedio ponderado según la estacionalidad semestral de la pesquería.

$$CBA_{2013} = 0.8C_{2012-13} - 0.2C_{2013-14}$$

La proyección realizada con información actualizada hasta septiembre 2012 indicaba que la biomasa proyectada a inicios del 2012-13 podría ser similar a la del año más reciente si se mantenía en promedio el nivel de los últimos 3 reclutamientos (4.1 $\pm$ 1.8 millones toneladas), en tanto que una caída a niveles promedio históricos, la biomasa proyectada (2.8 $\pm$ 1.2 millones toneladas) se vería reducida en un 31% respecto de la condición más reciente (Figura 49), con el consiguiente impacto en las estimaciones de capturas Tabla 22.

La CBA actualizada con información del crucero de verano 2013 en base al reclutamiento promedio de los últimos 3 años genera un impacto en la estimación de las capturas (Tabla 23) cuyo valor esperado fluctúa entre las 472 mil y 780 mil toneladas, esto dependiendo de la política de explotación y para un riesgo del 10% de exceder el nivel de explotación objetivo (PBR), para las políticas recomendables F60% y F50% la captura no debiera superar las 400 mil o 560 mil toneladas, respectivamente. Estos niveles son levemente más bajos a los respectivos valores entregados anteriormente en 450 mil t F60% y 578 mil t F50%, lo cual se debe principalmente a que la expectativa generada sobre el reclutamiento 2012-13 y la del crucero 2013 había sido mayor.

Finalmente, la CBA actualizada con información del crucero de otoño 2013 se entrega en la Tabla 24 cuyo valor medio esperado fluctúa entre las 500 mil y 860 mil toneladas esto dependiendo de los escenarios de reclutamientos y de la política de explotación. Estos niveles son levemente más altos a los respectivos valores estimados anteriormente para el escenario de reclutamientos promedio de los últimos 3 años con 564,980 t F60% y 780,550 t F50%, lo cual se debe principalmente a la estimación de biomasa acústica del crucero de otoño 2013.

Debido a la crisis pesquera producto de la falla del reclutamiento 2013, el valor más reciente de mortalidad por pesca fue estimado en F=0.18 y resulta ser próximo al criterio más conservador F66%. Considerando criterios más precautorios en cuanto al riesgo producto de la actual condición de sardina común en la zona centro-sur, se destaca que para un riesgo del 10% de exceder el nivel de explotación objetivo (PBR), para una política recomendable F66% la captura no debiera superar las 380 mil toneladas.

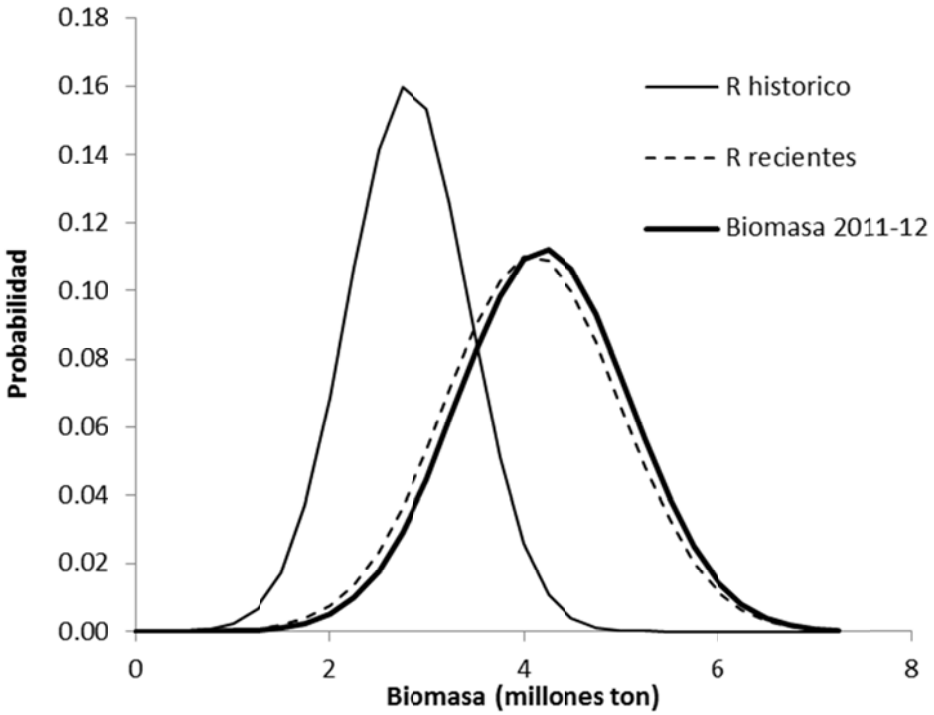


Figura 49. Distribución de probabilidades (aproximación normal) de la biomasa proyectada a inicios del 2012-13 para dos escenarios de reclutamientos y biomasa del año 2011-12.

Tabla 22.
Escenarios de capturas recomendables 2013 (t) de sardina común para 3 criterios de explotación y dos escenarios de reclutamiento de sardina común.

				Riesgo de exceder PBR	
Reclutamiento	p	PBR	F_{cr}	10%	50%
Alto	0.32	F60%	0.30	597,988	830,820
		F50%	0.40	772,448	1,073,100
		F40%	0.60	1,089,293	1,513,000
Promedio	0.68	F60%	0.30	380,858	531,850
		F50%	0.40	486,989	679,440
		F40%	0.60	674,440	939,350
Total	Total	F60%	0.30	450,339	627,520
		F50%	0.40	578,336	805,411
		F40%	0.60	807,193	1,122,918

Tabla 23.
Capturas Permisibles de sardina común 2013 (t) para tres
Puntos Biológicos de Referencia y distintos niveles de riesgo de sobrepasarlos.

PBR_{proxy}	F_{cr}	10%	50%
F66%	0.25	337,043	472,080
F60%	0.30	403,389	564,980
F50%	0.40	557,368	780,550

Tabla 24.
Capturas Permisibles de sardina común 2013 (t) para tres Puntos Biológicos de Referencia
y distintos niveles de riesgo de sobrepasarlos.

			Riesgo				
Reclutas	PBR_{proxy}	F_{cr}	10%	20%	30%	40%	50%
Prom. Últimos 3 años	F66%	0.25	380,000	428,110	462,802	492,444	520,150
	F60%	0.30	454,887	512,439	553,938	589,397	622,540
	F50%	0.40	628,777	708,189	765,450	814,378	860,110
Prom. Histórico	F66%	0.25	363,427	409,167	442,148	470,330	496,670
	F60%	0.30	434,912	489,613	529,056	562,759	594,260
	F50%	0.40	600,722	676,157	730,551	777,029	820,470

6.5 Analisis de sensibilidad

Con el objeto de incorporar incertidumbre basada en el desconocimiento de ciertos procesos poblacionales, la evaluación de stock base fue contrastada frente a 4 escenarios a saber:

Escenario base S1.	Estima el coeficiente de capturabilidad del crucero de verano dentro del modelo
Escenario S2	Incorpora matriz de error en la asignación de edad
Escenario S3.	Modela las composiciones de tallas de los cruceros de otoño en lugar de las composiciones de edades. Estimando como parámetros la talla media del primer grupo de edad (Lo) y el coeficiente de variación de la talla respecto a la edad.
Escenario S4.	Estima mortalidad natural dentro del modelo
Escenario S5.	Asume coeficiente de variación del último crucero de verano (RECLAS) menor a los años anteriores (cv=0.1 para crucero verano 2012).

Base S1: Capturabilidad de cruceros

Un elemento importante del modelo de evaluación de stock es la hipótesis relacionada con el valor de la capturabilidad de los cruceros. En el modelo base se asume que tanto el crucero de verano como otoño representan una fracción de la biomasa disponible, lo que en otras palabras se traduce en que el índice de proporcionalidad o capturabilidad es estimado en el modelo sujeto a una distribución a priori, establecida solo respecto del crucero de verano siguiendo una distribución lognormal con media 0 y error estándar 0.2.

Lo anterior se justifica dado que el reclutamiento de la sardina común es menos extendido en el tiempo respecto de la anchoveta y se puede medir en un solo crucero, de manera que el crucero de verano reflejaría de mejor forma los niveles de la población dejando el crucero de otoño como índice relativo de los cambios en la fracción disponible para la flota (Castillo *com. pers*).

La capturabilidad de los cruceros da una idea de cuál es el nivel de aproximación que se tiene respecto de la biomasa verdadera. El coeficiente de capturabilidad del crucero en teoría debiera ser cercano a 1.0 si el diseño cubre toda la zona de distribución del recurso, y mide la proporción de la biomasa real que efectivamente es observada por el crucero sujeta a error de observación. La sardina común presenta refugios donde la flota no tiene acceso como son fondos bajos en las proximidades de la costa y dentro de la 1ra milla marina. Los cruceros acústicos si bien disponen de un diseño que les permite evaluar estas zonas (sesgo de orilla), cuestiones operacionales no permiten siempre cubrir a plenitud toda el área de análisis. Al respecto, en este escenario se ha supuesto que la capturabilidad del crucero de verano debiera ser próxima a q=1, siguiendo una distribución normal (prior) con desviación σ=0.2, mientras que para el crucero de otoño se ha supuesto una distribución no informativa.

El resultado del perfil de verosimilitud (Figura 47) muestra que a un 95% de confianza el valor de la capturabilidad del crucero de verano se encuentra en el rango [0.52 – 1.24] mientras que la del crucero de otoño en [0.52 – 1.62]. Los datos sugieren que el crucero de verano registra en promedio cerca del 85% (q=0.85) de la población total mientras el crucero de otoño parece aproximarse con mayor precisión al 100% (q=1.09). Desde un enfoque probabilístico, ambas distribuciones de probabilidad presentan un importante nivel de sobreposición por lo cual no existirían diferencias significativas en la capturabilidad de ambos cruceros.

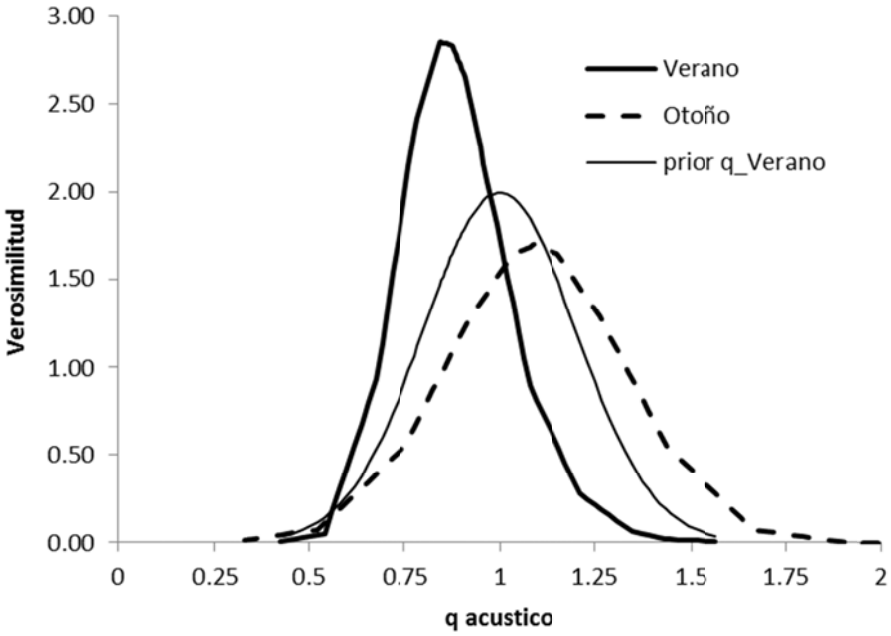


Figura 51. Perfil de verosimilitud del coeficiente de capturabilidad de los cruceros acústicos de sardina común.

S2: Error de lectura de edades

A menudo existe cierto error de asignación de edad la que suele ser controlada menor al 5% de sobre o sub estimación (Cerna com pers). Con el objeto de evaluar el impacto que tendría esta situación en la evaluación de stock, se incorporó una matriz de error de lectura de edad a nivel del modelo de las estimaciones de las capturas de la flota y los cruceros. En este enfoque se considera que en las composiciones de edad observadas en el modelo, a parte del error de observación determinado por los tamaños de muestra y procesos poblacionales, existe de manera explícita fuentes de perturbación ocasionadas por el error de lectura de otolitos.

El escenario S2 se hace cargo de esta problemática referida a la asignación de edades y a una fuente de incertidumbre que hasta ahora no había sido considerada en la evaluación de stock.

La Tabla 25 resume lo anterior y corresponde al resultado de 98 lecturas realizadas. Para el grupo de edad 0 se obtuvo que el 100% de las lecturas son correctamente asignadas, mientras que solo en el grupo de edad de 1 año de edad ocurre cierta variabilidad donde el 3% es asignado a la edad 0 y el 7% a la edad 2. Para los otros grupos de edad incluyendo el grupo de 4 años de edad no se registraron inconsistencias en las lecturas de otolitos (100% de coincidencias).

Tabla 25.
Matriz de error de asignación de edad simulada en la sardina común (Cerna *com. pers*.)

		Edad observada			
Edad Verdadera	N	0	1	2	3
0	52	1.00	0.00	0.00	0.00
1	29	0.03	0.90	0.07	0.00
2	11	0.00	0.00	1.00	0.00
3	6	0.00	0.00	0.00	1.00

En el modelo de evaluación suponemos que las composiciones de edades estimadas corresponden a una medición verdadera, de manera que la aplicación de esta matriz sobre dichas composiciones de edades genera un desvío consecuente con las composiciones de edades observadas empleadas en el proceso de evaluación de stock. Un ejemplo de lo anterior se ilustra en la Figura 48 y muestra que esta matriz de error al ser aplicada al vector de edad verdadero provoca una subestimación del 10% en el grupo de edad de 1 año y un sobrestimación del 23% en el grupo de edad de 2 años de edad.

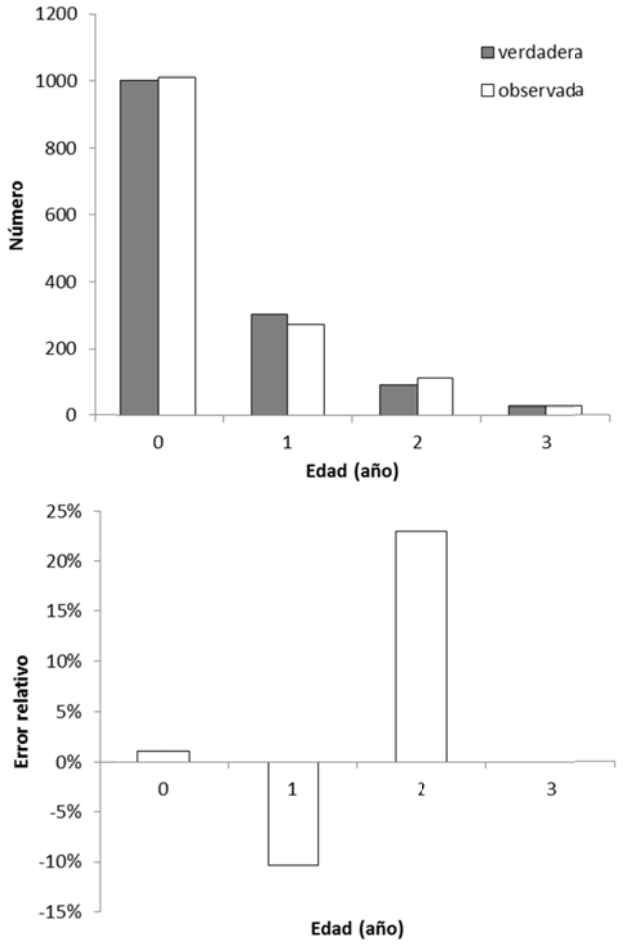


Figura 52. Composiciones de edad verdadera y observada luego de la aplicación de la matriz de error de asignación de edades (panel superior), y porcentaje del error relativo (panel superior).

S3: Composiciones de tallas de los cruceros de otoño

La elaboración de composiciones de edades de los cruceros de otoño no ha sido regular debido a que en algunos años no han sido un objetivo específico en estos proyectos. En atención a este vacío de información, se analiza el desempeño del modelo al modelar las composiciones de edades de los cruceros de otoño en lugar de las composiciones de edades, bajo la expectativa que además estas composiciones brinden información respecto de la talla del primer grupo etario vulnerado y la desviación estándar de las composiciones de tallas por grupo de edad. En este escenario se suponen conocidos $L\infty$ y k (Cubillos *et al,* 2001), y son estimados como parámetros, la talla media del primer grupo de edad (Lo) y el coeficiente de variación de la talla respecto a la edad.

El ajuste de las composiciones de tallas de los cruceros de otoño (PELACES) no es satisfactorio aun cuando se incorporan dos parámetros correspondientes a la estimación de la talla del primer grupo de edad y el coeficiente de variación de la talla a la edad (**Tabla** 26). Lo anterior se debería en parte al valor del parámetro de crecimiento K=0.74 que implica un incremento anual en tallas mayor al que sugieren las composiciones de tallas analizadas. Otras fuentes de error pueden ser las variaciones en el patrón de disponibilidad a la talla específica de estos cruceros que en este modelo se suponen invariantes entre años.

Tabla 26.
Talla promedio del primer grupo de edad y el coeficiente de variación de la talla a la edad estimados en el escenario S3.

Parámetro	Lo(cm)	cv
Estimación	8.85	0.18
Error estándar	0.56	0.05

En términos del ajuste de las composiciones de tallas de los cruceros PELACES (**Figura** 49) y conforme ya fuera mencionado antes, la falta de ajuste en el escenario S3 igualmente se demuestra en tendencias notables de los residuales y un diagrama QQ que se escapa significativamente de la linealidad esperada (**Figura** 50 y 51). Estos resultados permiten concluir que la información de tallas de estos cruceros no aportan mayor información para el modelo de evaluación de stock utilizado.

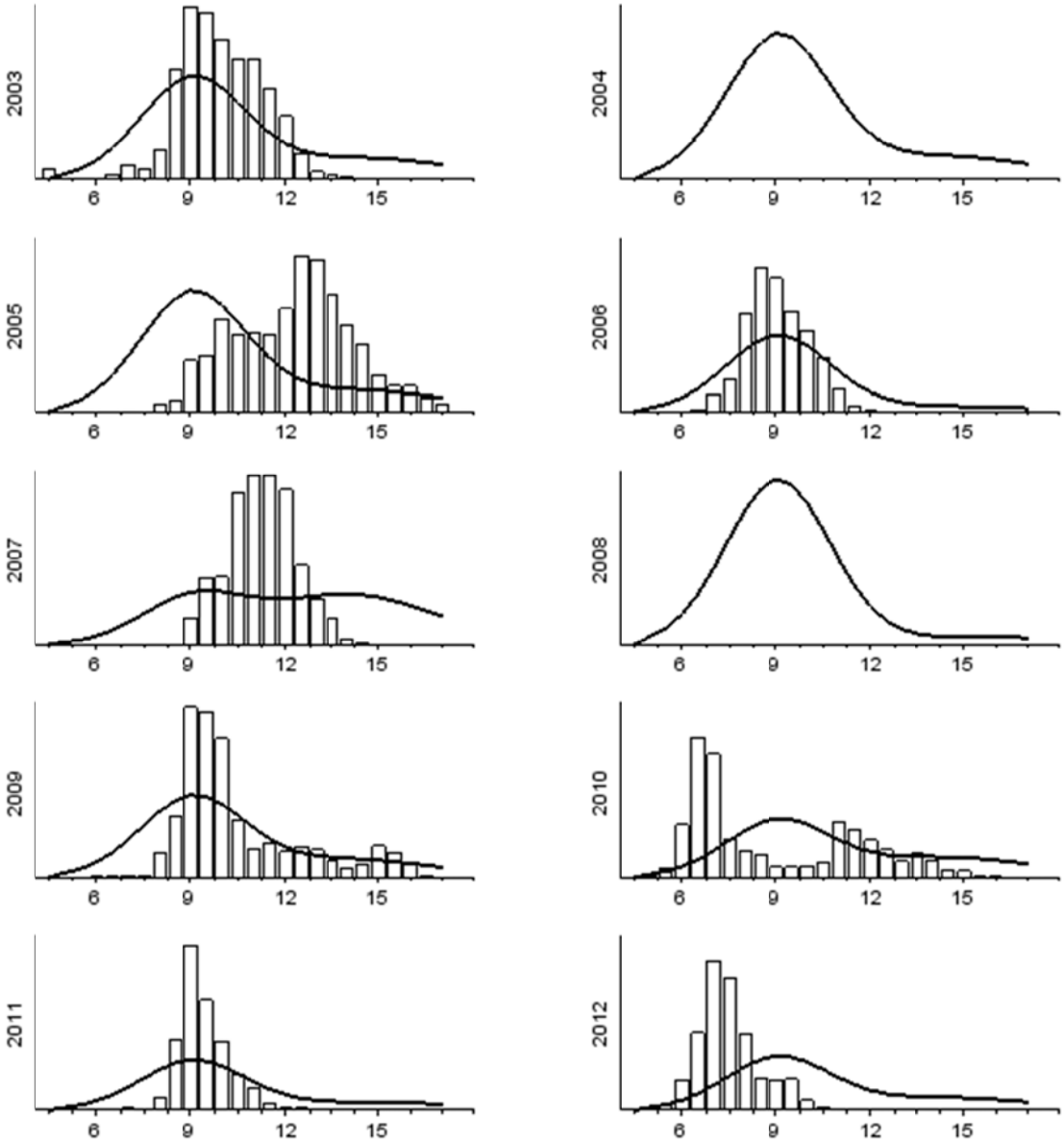


Figura 53. Ajuste del modelo a la composición de tallas de los cruceros de otoño (PELACES) de sardina común. Las líneas representan al modelo y las barras corresponden a las observaciones (los años 2004 y 2008 no se realizó el crucero).

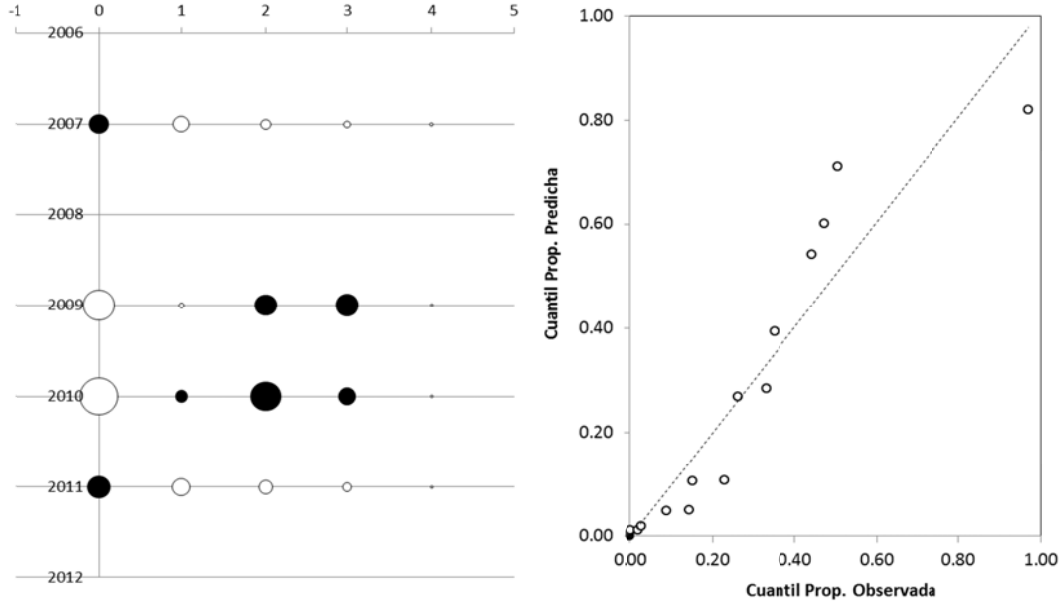


Figura 54. Residuales del modelo a las composiciones de edad de cruceros PELACES por edad y año (izquierda). Diagrama Q-Q de las proporciones de edades en cruceros PELACES (derecha).

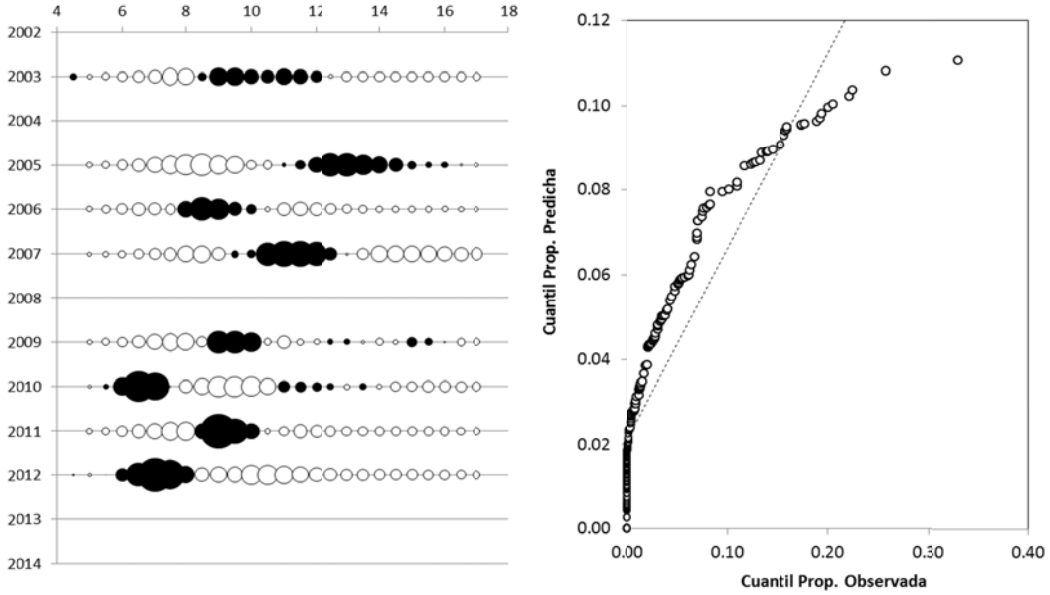


Figura 55. Residuales del modelo a las composiciones de tallas de cruceros PELACES por año (izquierda). Diagrama Q-Q de las proporciones de tallas en cruceros PELACES (derecha).

S4: Mortalidad Natural

La mortalidad natural es un parámetro asumido conocido y proviene de estimaciones bionanalógicas dependientes de parámetros de vida. Con el objeto de evaluar si las composiciones de edades de las capturas y cruceros brindan información respecto de la tasa instantánea de mortalidad natural se incorpora este parámetro a estimar. Lo anterior permite además evaluar si el valor de mortalidad natural actualmente empleado es coherente con la dinámica poblacional.

El escenario S4 consideró la estimación de la mortalidad natural con la idea de evaluar referencialmente el valor empleado en la evaluación de stock. Este valor en términos puntuales fue M=0.93 y es próxima a la informada por Cubillos *et al.* (1998) lo que en términos de le evaluación de la biomasa más reciente es similar al escenario que considera error de lectura de edad e inferior en casi un 30% al escenario base.

Un perfil de verosimilitud de M se entrega en la Figura 52 y muestra que el rango de valores factibles se encuentra por sobre M=0.75 describiendo una distribución simétrica pero truncada. El valor empleado en esta evaluación M=1.2 sería estadísticamente distinto al estimado dado que el rango superior al 95% de confianza es de M=1.17. El resumen del perfil de verosimilitud indica que a un 95% de confianza el valor de M se distribuye entre 0.75 y 1.17 y cuyo detalle es el siguiente:

Minimum width confidence limits:

significance level	lower bound	upper bound
0.9	0.749419	1.08698
0.95	0.745979	1.1367
0.975	0.744258	1.17427

One sided confidence limits for the profile likelihood:

The probability is 0.9 that M is greater than 0.808552
The probability is 0.95 that M is greater than 0.786074
The probability is 0.975 that M is greater than 0.773218

The probability is 0.9 that M is less than 1.09704

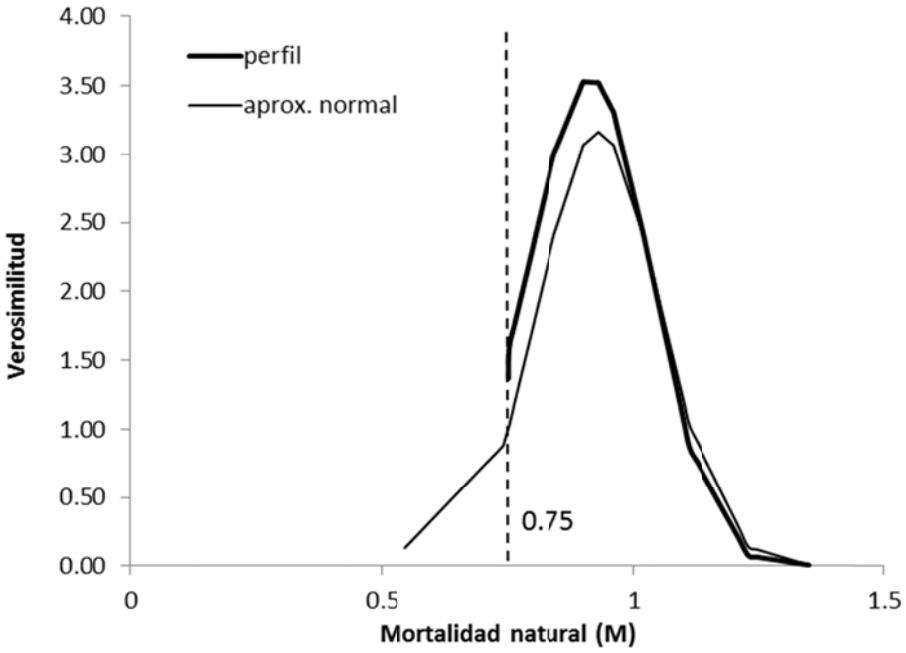


Figura 56. Perfil de verosimilitud de la tasa de mortalidad natural (M) de sardina común.

Comparación de escenarios de sensibilidad

Componentes de verosimilitud

El desempeño del modelo de evaluación fue analizado bajo 5 escenarios que consideran esencialmente otras fuentes de datos (caso S3) o error (caso S2). El escenario S4 estima el valor de mortalidad natural y el escenario S5 supone un mayor nivel de información del crucero RECLAS equivalente al mismo error asignado a los desembarques. Este análisis permite medir la forma en que los distintos componentes de verosimilitud, referidos a cada set de datos, cambian sus valores en la medida que incorporemos variaciones en los supuestos base.

En este sentido los escenario base, S2 y S4 son comparables entre si dado que se emplean las mismas piezas de información y solo varían ciertos supuestos. De estos escenarios el de mejor desempeño relativo es S2 en el cual se incorpora la matriz de error de edades, generando estimaciones de biomasas más bajas respecto del escenario base y similar al caso donde se usan las composiciones de tallas del Crucero de Otoño (PELACES) (S3). No obstante la mejora en verosimilitud (10 puntos app) de S2 respecto del caso base, esta no es estadísticamente significativa de acuerdo con el test de razón de verosimilitud $X^2_{(0.95;58)}$=41. Sin perjuicio de esto, se trata de una

situación a tener presente en la medida se verifiquen los niveles de error de lectura con nuevas réplicas y mayores tamaños muestrales.

En el escenario S3 y no obstante incorporar las composiciones de tallas del crucero de otoño (Pelaces) en vez de las composiciones de edades, los otros componentes de verosimilitud no presentan grandes diferencias o mejoras respecto del escenario base, lo cual corrobora lo anteriormente señalado sobre el nulo aporte de esta información a la modelación. En el mismo sentido, el caso S5 donde se otorga mayor veracidad a la señal de biomasa el crucero de verano (Reclas), se produce una menor bondad de ajuste en todos los otros componentes del modelo respecto del modelo base, exceptuando leve mejoras a nivel de la proporción de edades del PELACES (Tabla 27).

Tabla 27.
Valor de los componentes de la log-verosimilitud según fuente de la información y escenario de análisis.

	Base (S1)	S2	S3	S4	S5
B. Reclas	13.9	13.7	14.2	13.1	30.8
B. Pelaces	20.3	19.3	19.0	20.6	29.7
B. MPH	0.7	0.9	1.0	1.2	2.3
Desemb	55.7	48.0	55.0	56.8	62.7
prop. flota	651.0	651.3	650.3	647.7	658.3
prop. reclas	58.7	57.9	58.7	60.1	59.0
prop. pelaces	40.2	39.8	0.0	38.3	38.3
prop. tallas	0.0	0.0	46.6	0.0	0.0
Total	840.5	830.8	844.8	837.7	881.0

En términos generales y no obstantes las pocas variaciones en la función de verosimilitud total, cada escenario analizado resulta tener impactos relevantes si se evalúa el tamaño de la población en biomasa o reclutamientos. Los escenarios candidatos alternativos S2 y S4 muestran niveles de biomasa próximos entre sí pero un 30% más bajos respecto del modelo base. Es decir, incluir una matriz de error de edad genera estimaciones de la población más bajas, y lo mismo se obtiene al estimar la mortalidad natural dentro del modelo (Tabla 28).

Tabla 28.
Biomasas al 2012, promedio (millones de t) y coeficiente de variación (c.v.) de la sardina común según escenario de análisis.

	Base (S1)	S2	S3	S4	S5
Biom 2012	4.19	3.22	3.26	3.06	4.05
Biomprom	1.76	1.35	1.29	1.19	1.34
c.v	0.72	0.73	0.73	0.76	0.87

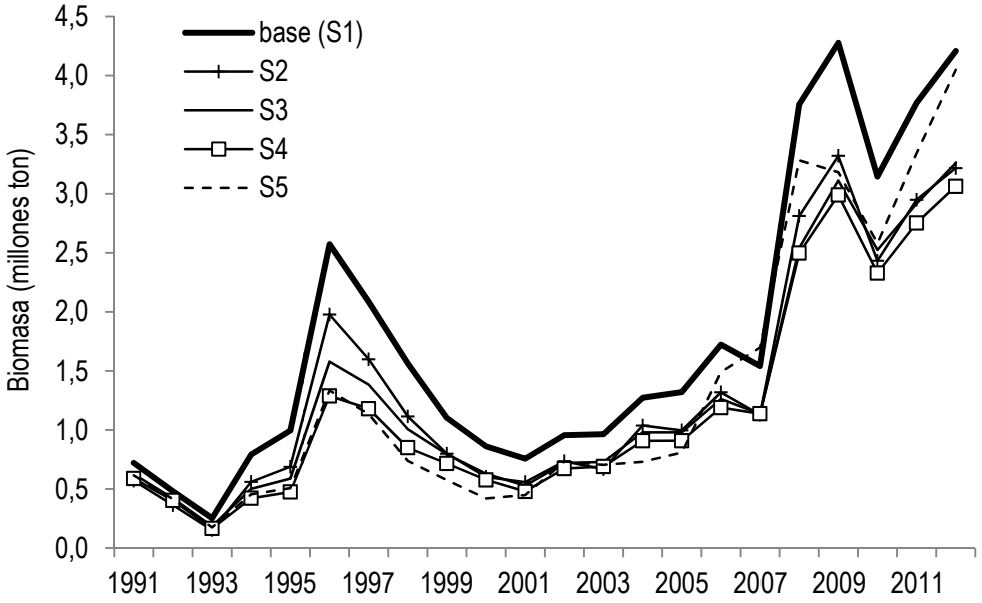


Figura 57. Biomasa total de sardina común según escenario de análisis.

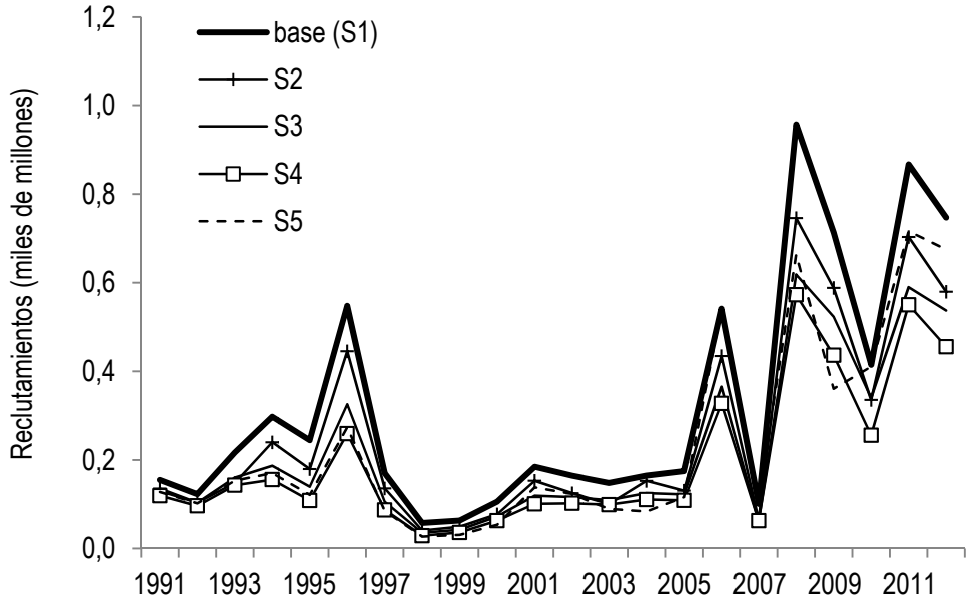


Figura 58. Reclutamientos de sardina común (edad 0) según escenario de análisis.

7. DISCUSIÓN

En este informe se entregan los resultados del estado de situación de la sardina común en la zona Centro-Sur de Chile para la temporada 2012-2013. La evaluación de stock para la estimación de la CBA inicial 2013 incorporó formalmente tres nuevas piezas de información: la serie de cruceros de biomasa desovante del Método de Producción diaria de huevos (2002-2010) y las composiciones de edades de los cruceros acústicos de otoño (PELACES) (2007-2013). En febrero 2013, el modelo de evaluación de stock fue actualizado con información del crucero hidroacústico de verano (Reclas) 2013 para revisar el estatus y re-calcular la CBA. En marzo se da comienzo a la temporada de pesca y en mayo se efectuó el segundo crucero hidroacústico de otoño (Pelaces). Con esta nueva información fue actualizado el estado de situación de la sardina común y se calcula nuevamente la CBA.

La bondad de ajuste del modelo de evaluación fue adecuada en todos los casos y caracterizada principalmente por intervalos de error de los datos que admitieron la mayoría de los valores predichos por el modelo. Igualmente se evaluó el error a posteriori de los índices de abundancia confirmándose su gran nivel de variación incluso superior a los supuestos a priori. Igualmente las composiciones de edades de la captura resultaron más informativas que la generada en los cruceros, no obstante algunos patrones de menor impacto en los residuales por edad y año.

En relación a las variables de estado, la población de sardina común ha experimentado importantes fluctuaciones como consecuencia de los reclutamientos. Esta situación ha generado importantes anomalías positivas en los desvíos de los últimos 5 años producto esencialmente de condiciones ambientales favorables para sardina relacionada a anomalías térmicas superficiales negativas, que se han presentado con intensidad variable (Castillo *et al.,* 2012). No obstante, la estimación de biomasa acústica del crucero de verano 2013 arrojó una importante reducción de la biomasa respecto de las tres últimas evaluaciones acústicas, revelando un fallo en el reclutamiento 2013 producto de una reducción superior al 239.1% en comparación al verano del 2012 (Castillo *et al.,* 2013). Lo cual se ve reflejado en la estimación modelo de evaluación de stock para el reclutamiento 2013 con una disminución del 80% respecto del valor estimado para el año 2012. Por otro lado, la biomasa total de este recurso es sustentada esencialmente en los grupos de edad 0 y 1 año, por lo tanto, este nuevo escenario genera una disminución del 33% de la biomasa total 2012-2013 respecto a la biomasa total 2011-2012 estimada por el modelo de evaluación de stock.

En general los cruceros acústicos de otoño han reflejado la reducción estacional típica de la abundancia total, además de menores aportes relativos de la fracción juvenil (75% menor a cruceros de verano). La excepción a esta generalidad se registró el 2012 y 2011 con un 98% más de juveniles, indicando la presencia de esta fracción durante todo el año (Castillo *et al.,* 2013). En el crucero de otoño 2013, la estimación de biomasa acústica se encuentra entre los más altos de la serie histórica, sin embargo, la fracción juvenil fue solo de un 43,8% la cual se refleja en la composición de edad del reciente crucero. Por lo tanto, la biomasa total (0+) estimada en la última

actualización del modelo del año más reciente es sólo un 10% superior a lo estimado en la evaluación de stock de febrero 2013. Respecto de la estimación de biomasa desovante correspondiente al desove de agosto 2012 (considerando que el modelamiento de la dinámica de sardina es en año biológico), esta ha sido estimada para la última temporada de la serie entre uno de los máximos registros.

Durante los últimos años, las capturas en promedio han seguido la tendencia al aumento de los reclutamientos, dado que la pesquería de sardina común ha estado sustentada en más del 80% por ejemplares juveniles y reclutas. Por lo tanto, la ausencia de juveniles en la zona Centro-Sur, conlleva a una rápida disminución de los rendimientos de pesca, registrándose un desembarque un 80% menor al acumulado a abril 2013 comparado al desembarque 2012 a la misma fecha (Aranis *et al.,* 2013). De este modo, la serie histórica de mortalidad por pesca ha sido más bien baja y muy por debajo de la mortalidad natural (M=1.2), generando tasas de explotación moderadas. Sin embargo, considerando que la temporada de pesca 2013 registró muy bajos rendimientos, la mortalidad por pesca para el período 2012-2013 disminuye drásticamente (F=0.18) en relación con la temporada anterior 2011-2012 (F=0.33).

Un análisis de rendimientos de largo plazo indica que la reducción de biomasa que genera el MRS debiera ser considerada como límite, y esta se produce cuando la biomasa desovante llega en promedio al 20% de la biomasa virginal. Esta conclusión se alcanza luego de estimar el factor de resiliencia ("steepness") en torno a h=0.89, lo cual significa que la biomasa desovante de este recurso puede verse seriamente reducida (al 20% de B_o) antes de mostrar impacto sobre los reclutamientos. Esto igualmente corrobora la idea que los reclutamientos de este recurso son más dependientes de las condiciones del ambiente que del stock progenitor.

Como valor precautorio para el manejo se propuso mantener un escape de biomasa desovante de al menos el 40% de la biomasa virgen, valor al cual se llega luego de analizar el nivel de reducción que se obtiene al 90% del B_{MRS}. Los resultados mostraron que la mortalidad por pesca incrementa sustancialmente cuando la biomasa se aproxima a B_{MRS}, razón por la cual se propuso cautelar niveles de explotación inferiores a F_{MRS} y precautoriamente en torno a $F_{40\%}$.

En consecuencia, producto de los altos niveles de biomasa desovante estimados para la temporada 2012-2013 y la baja mortalidad por pesca 2012-2013, el diagnóstico de la sardina común analizado a través de los diagramas de fase de dos índices de reducción de stock ("RPR dinámico" y "RPR equilibrio) señalan que la condición actual del recurso es adecuada encontrándose en una zona segura y alejada de la sobrepesca y sobre-explotación, y esto independiente del valor de "steepnees" considerado. No obstante, se advierte que las variaciones relativas de biomasa no han estado determinadas por la mortalidad por pesca cuando la biomasa se ha ubicado sobre el valor precautorio (BD/BD_{MRS}> 2), y que solo reducciones de stock por debajo de este nivel generan una relación lineal negativa entre biomasa y mortalidad por pesca. Esta situación sugiere que el MRS basado en biomasa y mortalidad por pesca debe ser evitado, y que es necesario propender a

mantener la biomasa desovante en un nivel precautorio, por ejemplo, próximo al 40% de la biomasa virginal, y consecuentemente cautelar aumentos de mortalidad por pesca por sobre $F_{40\%}$.

Además, cabe destacar que en la definición del MRS se incluye la frase "bajo las condiciones ecológicas y ambientales predominantes", lo que implica que si las condiciones ambientales cambian notoriamente, como es el caso de la condición de sardina común 2013, estas nuevas condiciones deberían ser consideradas en la estimación del MRS y sus variables relacionadas Bmrs y Fmrs. Sin embargo, en la práctica las estimaciones de MRS se han realizado bajo el supuesto que estás variaciones corresponden a la variabilidad en torno a la condición promedio de una condición de equilibrio que sustenta los estimados de MRS. Claramente, la identificación de cambios ambientales que afecten en forma notable el MRS es un área de investigación que deberá ser desarrollada en el corto plazo (Canales *et al.,* 2013).

La proyección del stock previa a la caída del reclutamiento 2013 indicaba que la biomasa debía mantenerse en similar nivel al 2012 mientras las condiciones de reclutamientos promedios de los últimos 4 años se mantuvieran altos, y que una caída a niveles promedio históricos de los reclutas generaría una disminución de la biomasa en un 31% respecto de la condición actual. Lo anterior implicaba que con un escenario favorable de reclutamientos, un valor recomendable de captura no debiese exceder de 1 millón de toneladas para el criterio precautorio de mortalidad por pesca (F40%) y un riesgo del 10% de excederlo, mientras que con niveles de reclutamientos promedio históricos dicha medida se reduce a no más de 670 mil toneladas.

En consecuencia, la proyección actualizada con información del crucero de verano 2013 en base al reclutamiento promedio de los últimos 3 años genera un impacto en la estimación de las capturas para las políticas recomendables F60% y F50% y un riesgo del 10% las cuales no debieran superar las 400 mil o 560 mil toneladas. Estos niveles son levemente más bajos a los respectivos valores entregados anteriormente en 498 mil t F60% y 772 mil t F50%, lo cual se debe principalmente a que la expectativa generada sobre el reclutamiento 2012-13 y la del crucero 2013 había sido mayor.

Finalmente, la proyección actualizada con información del crucero de otoño 2013 los niveles de captura son levemente más altos a los respectivos valores estimados anteriormente para el escenario de reclutamientos promedio de los últimos 3 años con 403 mil t F60% y 557 mil t F50% con un 10% de riesgo, lo cual se debe principalmente a la estimación de biomasa acústica del crucero de otoño 2013.

Debido a la crisis pesquera producto de la falla del reclutamiento 2013, el valor más reciente de mortalidad por pesca fue estimado en F=0.18 y resulta ser próximo al criterio más conservador F66%. Considerando criterios más precautorios en cuanto al riesgo producto de la actual condición de sardina común en la zona centro-sur, se destaca que para un riesgo del 10% de exceder el nivel de explotación objetivo (PBR), para una política recomendable F66% la captura no debiera superar las 380 mil toneladas.

En esta situación el principio precautorio obliga a extremar las cautelas para que el stock no se venga abajo, ya que la fuerte actividad pesquera genera una mortalidad importante que sumado a malos reclutamientos y condiciones ambientales desfavorables provocarían el colapso del stock. Por lo tanto, considerando criterios más precautorios en cuanto al riesgo producto de la actual condición de sardina común en la zona centro-sur, se destaca que para un riesgo del 10% de exceder el nivel de explotación objetivo (PBR), para una política recomendable F66% la captura no debiera superar las 380 mil toneladas.

Con el objeto de incorporar incertidumbre basada en el desconocimiento de ciertos procesos poblacionales, la evaluación de stock base fue contrastada frente a 4 escenarios. Por un lado, se evaluó la distribución de probabilidad del coeficiente de capturabilidad de los cruceros, determinándose que sin ser estadísticamente distintos, la capturabilidad del crucero de verano (q=0.85) es menor a la de otoño (q=1.09). Lo anterior tiene importantes implicancias en el nivel de las series de biomasas hasta ahora informadas, esto debido a que anteriormente el coeficiente de capturabilidad de verano era supuesto igual a q=1 y por ende las estimaciones de biomasa eran mayores. En la misma línea destacan los patrones de explotación de los cruceros que mostraron un completo reclutamiento al arte de pesca para todo el rango de edades, a diferencia de evaluaciones anteriores en las cuales se restringía la edad al 50% de selectividad en el grupo de edad 0. Estos dos cambios fundamentales mejoraron la percepción del recurso y el desempeño del modelo, lo que junto a las correcciones en los niveles de capturas tanto para los años 1998-2001 como para el 2011 generaron estimaciones de biomasas más bajas a las informadas en todos los trabajos previos (Figura 59).

En efecto, la evaluación alternativa de Febrero 2012 ya generaba estimaciones de biomasas inferiores a las históricas, esto producto del supuesto de completo reclutamiento a partir de la edad 0 en los cruceros no obstante el supuesto de q=1 para el crucero de verano.

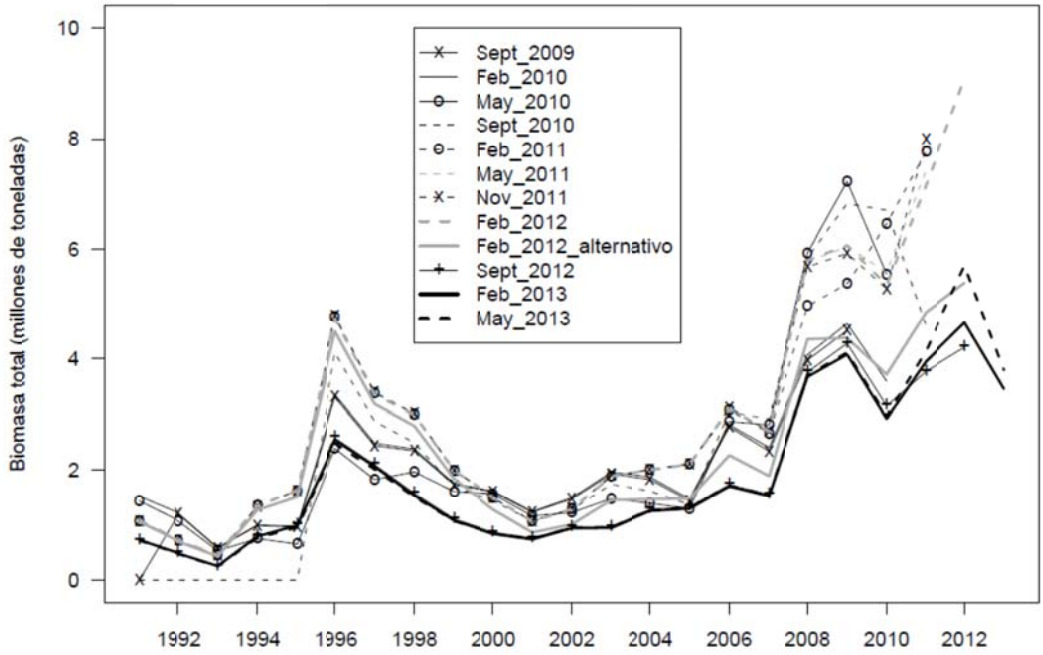


Figura 59. Comparación de la biomasa total estimadas en las evaluaciones de stock realizadas desde el 2009 al presente.

Otro de los escenarios analizado fue la inclusión de la matriz de error de lectura de edades la cual generó el mejor desempeño de la función de verosimilitud, la que sin ser estadísticamente distinta del modelo base, genera un precedente importante en las evaluaciones y por lo tanto merecen una mayor atención en las futuras actualizaciones del modelo de evaluación. De igual forma, se exploró el valor máximo verosímil de la mortalidad natural como parámetro a estimar dentro del modelo, arrojando que un rango de confianza para este parámetro se ubica entre 0.75 y 1.17, dejando fuera el valor actualmente empleado de M=1.2. Esta situación podría implicar en el futuro un cambio en el valor de mortalidad natural en la medida se verifique con estimaciones independientes.

Se implementó alternativamente un escenario en el cual se consideraron las composiciones de tallas del crucero PELACES sin buenos resultados en cuanto al ajuste del modelo. Las principales razones se deben a parámetros de crecimiento que no son coherentes con la dinámica de las composiciones de tallas. Al respecto, en este mismo trabajo se exploró un ajuste del modelo de crecimiento semestral a las composiciones de tallas de las capturas arrojando un valor de k=0.4 (base anual) y que discrepa de las estimaciones más recientes en torno a k=0.6-0.7. Esto genera controversia y debe ser considerado si se desean utilizar las composiciones de tallas en un esquema de evaluación. Similar conclusión se obtuvo del ajuste del modelo semestral en tallas.

8. CONCLUSIONES

- La bondad de ajuste del modelo fue adecuada en todos los casos y caracterizada principalmente por intervalos de error de los datos que admitieron la mayoría de los valores predichos por el modelo. Siendo las composiciones de edades de la captura más informativas que la generada en los cruceros.

- El reclutamiento de sardina común ha experimentado un importante crecimiento durante los últimos 5 años, sin embargo, el reclutamiento 2013 refleja una caída del 80% respecto del valor estimado para el año 2013.

- La biomasa total (0+) del año más reciente se estima en el orden de las 3.8 millones de toneladas, presentando una disminución del 33% de la biomasa total estimada para el año biológico 2011-2012.

- La biomasa desovante estimada a julio 2012 presenta uno de los máximos registros de la serie en torno a 2.5 millones de toneladas.

- La serie de mortalidad por pesca se encuentra muy por debajo de la mortalidad natural (M=1.2), debido principalmente a capturas que en promedio han seguido las fluctuaciones en biomasa con tasas de explotación moderadas.

- La selectividad de la flota indica que el recursos alcanza su completo reclutamiento a la pesquería a la edad de 1 año cuando su retención es del 100%, mientras que los individuos de edad 0 (reclutamientos) son vulnerados en un 64%. Los cruceros acústicos indican que todos los individuos son vulnerados por el arte de pesca empleado y cubiertos por el diseño de muestreo.

- El modelo de la relación stock-recluta indica que la variación del reclutamiento no puede ser explicada en relación a los cambios en la biomasa del stock desovante. Se trata de un recurso cuya producción está más ligada a las condiciones ambientales que al tamaño de la biomasa progenitora.

- Como PBR límites se considera a la biomasa y mortalidad por pesca que generan el MRS, mientras que como niveles precautorios para el manejo se analiza el valor de reducción de stock y mortalidad por pesca cuando se logra el 90% del MRS en la zona donde la biomasa

es mayor al Bmrs. Lo anterior determina que la reducción objetivo sea en el orden del 36-40% de BD0 dependiendo del valor h.

- Los índices de reducción del stock y los diagramas de fase analizados son consistentes en señalar que la condición actual de la sardina común de la zona Centro Sur es adecuada encontrándose en una zona segura y alejada de la sobrepesca y sobre-explotación.

- La proyección actualizada con información del crucero de verano 2013 en base al reclutamiento promedio de los últimos 3 años genera un impacto en la estimación de las capturas cuyo valor esperado fluctúa entre las 472 y 780 mil toneladas, esto dependiendo de la política de explotación y para un riesgo del 10 % de exceder el nivel de explotación objetivo (PBR, para las políticas recomendables F60% y F50% de la captura no debiera superar las 400 mil o 560 mil toneladas, respectivamente. Estos niveles son levemente más bajos a los respectivos valores entregados anteriormente en 450 mil t F60% y 578 mil t F50%, lo cual se debe principalmente a que la expectativa generada sobre el reclutamiento 2012-2013 y la del crucero 2013 había sido mayor.

- Finalmente, la proyección actualizada con información del crucero de otoño 2013 muestra que el valor medio esperado fluctúa entre las 500 mil y 860 mil t esto dependiendo de los escenarios de reclutamientos y de la política de explotación. Estos niveles son levemente más altos a los respectivos calores estimados anteriormente para el escenario de reclutamientos promedio de los últimos 3 años con 564,980 t F60% y 780,550 t F50% lo cual se debe principalmente a la estimación de biomasa acústica del crucero de otoño 2013.

- Debido a la crisis pesquera producto de la falla del reclutamiento 2013, el valor más reciente de mortalidad por pesca fue estimado en F=0.18 y resulta ser próximo al criterio más conservador F66%. Considerando criterios más precautorios en cuanto al riesgo producto de la actual condición de sardina común en la zona centro-sur, se destaca que para un riesgo del 10% de exceder el nivel de explotación objetivo (PBR), para una política recomendable F66% la captura no debiera superar las 380 mil toneladas.

- Se evaluó la distribución de probabilidad del coeficiente de capturabilidad de los crucero, determinándose que sin ser estadísticamente distintos, la capturabilidad del crucero de verano (q=0.85) es menor a la de otoño (q=1.09). lo anterior tiene importantes implicancias en el niveles de las series de biomasas, las que junto a nuevas estimaciones de los patrones de explotación de los cruceros mejoraron la percepción del recurso y el desempeño del modelo. Estas innovaciones generaron estimaciones de biomasas más bajas a las informadas en todos los trabajos previos.

9. REFERENCIAS

Aguayo, M. & S.B. Soto. 1978. Edad y crecimiento de la sardina común, Clupea (*Strangomera bentincki*, en Coquimbo y Talcahuano. Invest. Pesq. Inst. Fom. Pesq. (Chile) Nº 28: 1-55.

Aranis A., L. Caballero, A. Gómez, G. Rosson, M. González, F. Cerna, V. Bocic, A. López, C. Machuca, F. Espíndola, C. Vera, Z Young, H. Miranda. 2010. Informe Final, Investigación Situación Pesquería Pelágica Zona Centro-Sur, 2009. Seguimiento del Estado de Situación de las Principales Pesquerías Nacionales. Subsecretaría de Pesca, Inst. Fom. Pesq. Valparaíso, Chile. 188p + Anexos.

Aranis, A. G., Caballero, L., Vera, C., Gómez, A., Rosson, G. 2010. Informe de Avance Asesoría Integral para la Toma de Decisiones Pesca y Acuicultura, 2010. Pesquería Pelágica Zona Centro-Sur, 2010 IFOP/SUBPESCA . 97 pp + Anexos.

Aranis, A. G., Caballero, L., Böhm, G., Nilo, M., Palta, E., Cerna, F., Vera, C., Bocic, V., Gómez, A., Rosson, G., Troncoso, M., y Machuca, C. 2006. Informe Final. Programa Seguimiento del Estado de Situación de las Principales Pesquerías Nacionales. Pesquería Pelágica Zona Centro Sur, 2005. IFOP/SUBPESCA . 187 pp + Anexos.

Aranis, A., Gómez, A. 2013. Informe Quincenal N°08 (16 al 30 de Abril 2013). Programa Seguimiento de las Pesquerías Pelágicas Zona Centro Sur, 2013. IFOP/SUBPESCA . 6 pp.

Aranis, A.G., Gómez, A., Caballero, L., Ramírez M. 2013. Informe Anual. Seguimiento General de Pesquerías de Peces y Crustáceos: Pesquería Pelágica Zona Centro Sur, 2012. IFOP/SUBPESCA . 27 pp.

Arcos D., L. Cubillos y S. Nuñez. 2004. Efectos de El Niño 1997-98 sobre las principales pesquerías pelágicas de la zona centro-sur de Chile. En: El Niño-La Niña 1997-2000 Sus efectos en Chile. CONA (eds), Chile. (2004) 153-166.

Arrizaga, A. & C. Veloso. 1982. Estimación de mortalidades (M, F y Z) y del coeficiente de capturabilidad (q) en la anchoveta Clupea *Strangomera bentincki* Norman, 1936, de Talcahuano - Chile. Monografías Biológicas (2): 39-49.

Arteaga, M. & L. Cubillos. 2008. Análisis de los cambios de abundancia de sardina común (*Strangomera bentincki*): estructura año calendario versus año biológico. Lat. Am. J. Aquat. Res., (36)2: 137-151, 2008.

Beverton, R. J. H. & Holt, S. J. 1957.On the dynamics of exploited fish populations. MAFF, Fish. Invest. Ser. II, vol. 19. London: HMSO.

Cadima, L.E., 2003. Fish Stock Assessment Manual. FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations).Fisheries Technical Paper 393.

Canales C., M. J. Zúñiga, y F. Cerna, 2012. Estatus y Posibilidades de Explotación Biológicamente Sustentables de los Principales Recursos Pesqueros Nacionales, año 2013., Sardina Común V-X Regiones, 2013. Segundo Informe, Instituto de Fomento Pesquero, Valparaíso, 92 pp.+ anexos.

Canales C., R. Wiff y J.C. Quiroz, 2011. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales año 2012". Metas Cualitativas: Cuarto Objetivo Específico, Informe Final. IFOP: 22 pp + anexos.

Canales M., C. Canales., J. Castillo., Aranis A., Caballero L. 2007. Investigación Evaluación de stock y CTP anchoveta centro sur 2007. Preinforme Final Proyecto BIP N°30043740-0. 24 pp.+ ANEXOS.

Canales, C, 2010. Actualización de la Evaluación de stock y cálculo de Captura Total Permisible de sardina Centro-sur, otoño 2010. Minuta Técnica Ifop. 12p.

Canales, C. y A. Aranis, 2010. Investigación del estatus y evaluación de estrategias de explotación sustentables 2011, de las Principales Pesquerías Chilenas. Actividad 1 : Peces Pelágicos Sardina Centro-Sur, 2011. Instituto de Fomento Pesquero. Pre-Informe Final: 80 pp.

Canales, C., & E. Leal, 2010. Investigación del Estatus y Evaluación de estrategias de explotación sustentables en sardina centro sur, 2010. Informe final. Ifop- Subpesca. 67p.

Canales C, I Payá, R Tascheri, C Contreras, MJ Zúñiga, M Canales, JC Quiroz, E Leal, F Espíndola, C Montenegro & D Bucarey. 2013. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2014. PBR y Marco Biológico de Referencia 2014. Informe de Avance. Convenio II. pp 17.

Castillo J., A. Saavedra, F. Leiva, H. Reyes, E. Pizarro, V. Catasti, C. Lang, E. Molina, F. Cerna, A. López, S. Núñez y L. Valenzuela. 2011. Evaluación Hidroacústica de reclutamiento de anchoveta y sardina común entre la V y X regiones, año 2011. Informe Final. FIP N°2010-04. 610 p.

Castillo J., A. Saavedra, V. Catasti, F. Leiva, C. Lang, R. Vargas, H. Reyes, E. Pizarro, E. Molina, F. Cerna, A. López, S. Núñez, L. Valenzuela y S. Vásquez. 2012. Evaluación Hidroacústica de reclutamiento de anchoveta y sardina común entre la V y X regiones, año 2012. Informe Final. FIP N°2011-07. 577 pp.

Cubillos, L. & D. Arcos. 2002. Recruitment of common sardine (*Strangomera bentincki*) and anchovy (*Engraulis ringens*) off central-south Chile in the 1990s and the impact of the 1997-1998 El Niño. Aquat. Living Resour., 15: 87-94.

Cubillos, L., 1999. Estrategia reproductiva, crecimiento y reclutamiento de *Strangomera bentincki* (Norman, 1936) en el sistema de la zona centro-sur de Chile. Tesis Magíster en Ciencias (Oceanografía), Escuela de Graduados, Universidad de Concepción, 180 p.

De Oliveira, J.A.A. & Butterworth, D.S.. 2004. Developing and refining a joint management procedure for the multispecies South African pelagic fishery. ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil 2004 61(8):1432-1442.

Doubleday, W.G. 1976. A least squares approach to analyzing catch at age data. Int. Comm. Northw. Atl. Fish. Res. Bull. 12: 69 – 81.

Feltrim, M. C., & Canales, M. 2009. Investigación Evaluación del Stock y CTP anchoveta y sardina austral centro sur, 2009. INFORME FINAL. IFOP- SUBPESCA. 62p.

Gatica, C., M. Arteaga, J. Giacaman & P. Ruiz. 2007. Tendencias en la biomasa de sardina común (*Strangomera bentincki*) y anchoveta (*Engraulis ringens*) en la zona centro-sur de Chile, entre 1991 y 2005. Invest. Mar., Valparaíso, 35(1): 13-24.

Hoenig, J. M. and D. A. Hewitt. 2005. What can we learn about mortality from sex ratio data? A look at lumpfish in Newfoundland. Transactions of the American Fisheries Society 134: 754-761.

Hoenig, J.M. 1983. Empirical Use of Longevity Data to Estimate Mortality Rates.Fish. Bull., U.S. 81(4):898-903.

ICES 2001. Report of the study group on the further development of the precautionary approach to fishery management. Advisory Committee on Fishery Management ICES CM 2001/ACFM:11

MacDonald P. D. M. & Pitcher T.J., 1979. Age groups form size-frequency data: A versatile and efficient method of analyzing distribution mixtures. J. Fish. Res. Board Can. 36: 987-1001.

Megrey B.A. 1989. Review and Comparison of Age-Structured Stock Assessment Models from Theoretical and Applied Points of View. Amer. Fish. Soc. Symposium. 6:8-48.

Pauly, D., 1983. Algunos métodos simples para la evaluación de recursos pesqueros tropicales. FAO Doc. Téc. Pesca, (234): 49 pp.

Restrepo V. R., G. G. Thompson, P. M. Mace, W. L. Gabriel, L. L. Low, A. D. MacCall, R. D. Methot, J. E. Powers, B. L. Taylor, P. R. Wade, y J. F. Witzig. 1998. Technical Guidance On the Use of Precautionary Approaches to Implementing National Standard 1 of the Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Management Act. NOAA Technical Memorandum NMFS-F/SPO. July 17, 1998

Rikther, V. A. & Efanov, V. N., 1976.On one of the approaches to estimation natural mortality of fish populations. ICNAF Res. Doc., 76/VI/8: 12pp.

Rosemberg A. y Restrepo, V. 1995.Precautionary management reference points and management strategies. En Precautionary approach to fisheries. Part 2: Scientific papers. FAO Fisheries technical papers 350/2. Páginas 129 a140.

Vinther, M., Reeves, S. A., & Patterson K. R. 2004. From single-species advice to mixed-species management: taking the next step. ICES Journal of Marine Science, 61: 1398-1409.

A N E X O S

ANEXO 1:

Modelo de evaluación de stock de sardina común MAE

Formulación del modelo anual en edades (MAE)

Objetivos, supuestos y prior	Ecuación
Sobrevivencia a es la edad y t es el año. a=[0, 1,…. 4].	$N_{a,t} = N_{a-1,t-1}S_{a-1,t-1}$ $S_{a,t} = \exp(-Z_{a,t})$
Mortalidad total F_t es el efecto anual de la mortalidad por pesca M es la mortalidad natural semestral	$Z_{a,t} = M + F_{s,t}\psi_{s,t}$
Selectividad	$\psi_a = \left(1+\exp\left[-\ln 19\frac{(a-A_{50\%})}{\Delta}\right]\right)^{-1}$
Reclutamiento anual $\varepsilon \sim N(0,\sigma_R^2)$ $\ln R_0 \sim U(a,b]$	$N_{a=0,t} = R_0\ e^{\varepsilon_t + 0.5\sigma_R^2}$ t >1
Población inicial	$N_{a,t=1} = \left(R_0 e^{-\sum_a^a Z_{a,t=1}}\right)e^{\varepsilon_a + 0.5\sigma_R^2}$
Población virginal	$N_0 = \left(R_0 e^{-\sum_a^a M}\right)$
Capturas estimadas en edad	$\hat{C}_{a,t} = \frac{F_{a,t}}{Z_{a,t}}N_{a,t}(1-S_{a,t})$
Capturas estimadas a la talla (crucero de otoño) l es la talla, L_{00} y k los parámetros de crecimiento, σ la desviación de la talla a la edad y *cv* el coeficiente de variación. $cv \sim N(0.1,\sigma_{cv}^2)$, $k \sim N(k,\sigma_k^2)$, $L_{a=0} \sim N(\dot{L}_0,\sigma_L^2)$	$\hat{C}_{l,t} = P_{l,a}(N_{a,t}\psi_a^c e^{-\Delta^c Z_{a,t}})$ $P_{l,a} \propto \exp\left\{-\frac{1}{2\sigma_{a,s}^2}\left(l-L_{a,s}\right)^2\right\}$ $L_{a,s} = L_{00}(1-e^{-k}) + e^{-k}L_{a-1,s-1}$ $\sigma_{a,s} = cv\,L_{a,s}$
Desembarques en peso $w_{a,t}$ es el peso a la edad entre años	$\hat{Y}_t = \sum_a \hat{C}_{a,t}w_{a,t}$
Biomasa total y desovante O_a corresponde a la ojiva de madurez sexual a la edad y Δ^t es la fracción del año en la cual ocurre del desove.	$B_t = \sum_a N_{a,t}w_{a,t}$ $BD_t = \sum_a N_{a,s,t}e^{-\Delta^t Z_{a,t}}w_{a,t}O_a$

Biomasa acústica y MPH Δ^c es la fracción del año en la cual se realiza el crucero. q^c es la capturabilidad / disponibilidad del crucero O_a ojiva de madurez sexual a la edad	$\hat{B}_t^c = q^c \sum_a N_{a,t} \psi_a^c e^{-\Delta^c Z_{a,t}} w_{a,t}$ $\hat{B}mph_t = q_{mph}^c \sum_a N_{a,t} O_a^c e^{-\Delta^c Z_{a,t}} w_{a,t}$
Proporción de la captura/abundancia a la edad cruceros	$\hat{p}^c{}_{a,t} = \frac{N_{a,t} \psi_a^c e^{-\Delta^c Z_{a,t}}}{\sum_a N_{a,t} \psi_a^c e^{-\Delta^c Z_{a,t}}}$
Proporción de la captura/abundancia a la edad flota	$\hat{p}^f{}_{a,t} = \frac{\hat{C}_{a,t}}{\sum_a \hat{C}_{a,t}}$

Componentes de verosimilitud

Función/fuente	-log-verosimilitud
Índices de abundancia σ_I es la desviación estándar del índice I en escala logarítmica	$-l(I) = \frac{1}{2\sigma_I^2} \sum_t \left(\frac{\ln \hat{I}_t}{\ln I_t} \right)^2 + cte$
Desembarques σ_y es la desviación estándar de los desembarques en escala logarítmica	$-l(Y) = \frac{1}{2\sigma_y^2} \sum_t \left(\frac{\ln \hat{Y}_t}{\ln Y_t} \right)^2 + cte$
Proporción de la captura/abundancia a la talla ^{f,c} corresponde a la flota o crucero, n es el tamaño de muestra efectivo	$-l(p) = n^{f,c} p^{f,c}{}_{a,t} \ln \hat{p}^{f,c}{}_{a,t}$
Priors Desvíos del reclutamiento promedio Capturabilidad de cruceros	$-l(R) = \frac{1}{2\sigma_R^2} \sum_t (\delta_t)^2 + cte$ $-l(q) = \frac{1}{2\sigma_q^2} \log(q)^2 + cte$
Función objetivo	$-l(I) - l(Y) - l(p) - l(R) - l(q)$

Parámetros y *prioris* empleadas en el modelo anual en edades (MAE)

Parámetro	Prior
Mortalidad natural	M=1.2 (fijo)
Selectividad de la flota (2)	A50f ~ U[-1 ; 2] log_rangof ~ U[- 4 ; 0.6]
Selectividad de los cruceros de verano (2)	A50c ~ U[-1 ; 2] log_rangoc ~ U[-4 ; 0.6]
Selectividad de los cruceros de otoño (2)	A50pela ~ U[-1 ; 2] log_rangopela ~ U[-4 ; 0.6]
Reclutamiento promedio (1)	log_Ro ~ U[5 ; 20]
Mortalidad por pesca (22)	log_F ~ U[-6 ; 1.6]
Desvíos de reclutamientos y estructura etaria inicial (5+22)	log_desv_No ~ N(0 ; σ_R^2) log_desv_Rt ~ U(0 ; σ_R^2)
Capturabilidad de cruceros (3)	Verano : log_qrecl ~ N(0 ; σ_q^2) Otoño : log_qpela ~ U(0 ; +oo) MPH : log_qmph ~ U(-oo ; +oo)
Desviación estándar de los desvíos de reclutamientos, estructura etaria inicial y capturabilidad de cruceros	σ_R = 0.6 σ_q = 0.2 (verano)

( ) corresponde al número de parámetros

ANEXO 2:

Revisión lista de verificación para la declaración del tipo de pesquería: pesquerías pelágicas.

Matriz de conocimiento basada en "Check-list" para los principales recursos pelágicos de Chile (0- sin conocimiento, 1- existe conocimiento pero es pobre, 2-existe un conocimiento regular y 3- existe conocimiento satisfactorio).

	Jurel	Sardina común	Anchoveta XV-II	Anchoveta III-IV	Anchoveta V-X	Sardina austral
Definición de Stock						
Modelo conceptual	3	2	3	2	2	1
Conectividad	3	1	1	2	1	1
Estructura del stock						
Áreas de desove	3	2	2	2	2	2
Áreas de crianza	3	2	2	2	2	0
Áreas de reclutamiento	3	2	2	2	2	0
Datos y parámetros						
Remociones Directas						
Desembarques	3	2	3	3	2	3
Capturas	0	0	0	0	0	3
Descartes y/ sub-reporte	0	0	0	0	0	0
Remociones Indirectas						
Pesca fantasma u otro	0	0	0	0	0	0
Predación	0	0	0	0	0	0
Canibalismo	0	0	0	0	0	0
Indices de abundancia relativa						
CPUE estandarizada	1	1	1	2	1	2
Acústica	2	3	3	3	3	2
Área Barrida	0	0	0	0	0	0
MPH	1	1	3	0	1	0
Información Estructurada						
Estructuras de Tallas	3	3	3	2	3	2
Flota	3	0	3	0	0	0
Sexo	0	0	0	0	0	0
Área	3	3	3	2	3	0
Estación	3	3	3	2	3	0
Estructuras de Edades						
Clave Talla Edad	3	3	2	2	3	0
Flota	3	0	0	0	0	0
Sexo	0	0	0	0	0	0
Área	3	3	2	0	3	0
Estación	3	3	2	0	3	0

Matriz de conocimiento basada en “Check-list” para los principales recursos pelágicos de Chile (continuación)

	Jurel	Sardina común	Anchoveta XV-II	Anchoveta III-IV	Anchoveta V-X	Sardina austral
Información Biológica						
Mortalidad Natural						
Edad-Invariable	3	2	2	3	2	2
Tiempo-Invariable	3	2	2	3	2	2
Edad-Variable	0	0	0		0	0
Tiempo-Variable	0	0	0		0	0
Métodos directos	0	0	0		0	0
Métodos indirectos	3	2	2	3	2	2
Madurez a la edad						
Basada en talla	2	3	3	1	3	2
Basada en edad	0	0	0	0	0	0
Tiempo variable	0	0	0	0	0	0
Tiempo invariable	2	0	0	1	0	2
Macroscópica	2	3	3	1	3	0
Microscópica	2	3	3		3	2
Crecimiento						
Indirecto	0	0	0	0	0	0
Descomposición modal	0	0	0	0	0	0
Otro	0	0	0	0	0	0
Directo						2
Otolitos	3	2	2	3	2	2
Otros (escamas, etc)	0	0	0	0	0	0
Validación	3	0	0	0	0	0
Muestreo directo	0	0	0	0	0	0
Muestreo pesquería	3	2	2	3	2	2
Peso medios						
Estructurado por edad	3	2	2	0	2	0
Por pesquería	3	0	0	0	0	0
Tiempo Invariable	0	0	0	0	0	0
Tiempo variable	3	2	2	0	2	0
Estructurado por tallas	3	3	3	3	3	3
Por pesquería	3	0	0	0	0	0
Tiempo Invariable	0	0	0	0	0	0
Tiempo variable	3	3	3	3	3	3

Matriz de conocimiento basada en "Check-list" para los principales recursos pelágicos de Chile (continuación)

	Jurel	Sardina común	Anchoveta XV-II	Anchoveta III-IV	Anchoveta V-X	Sardina austral
Modelo Evaluación						
Modelo - Global	0	0	0	0	0	0
Edad - Estructurado						0
Ajuste Edad	3	0	0	0	0	0
Ajuste Talla	0	2	3	0	2	0
Talla - Estructurado	0	0	0	2	0	2
Género - Estructurado	0	0	0	0	0	0
Condición Inicial						
Equilibrio	0	0	0	2	0	2
No - Equilibrio	3	2	3	0	2	0
Reclutamiento						
Relación funcional	3	0	0	0	0	0
Paramétrico	3	2	3	2	2	2
Estructura Espacial						
Explicito	0	0	0	0	0	0
Implicito (flotas)	3	0	0	0	0	0

	Jurel	Sardina común	Anchoveta XV-II	Anchoveta III-IV	Anchoveta V-X	Sardina austral
Formulación Estadística						
Error de Proceso						
Reclutamiento	3	3	3	0	3	0
Error de Observación						
Remociones	3	2	3	3	2	3
Indices de abundancia	3	2	2	3	2	3
Información estructurada	3	3	3	3	3	2
Otros Índices	0	0	0	0	0	0
Incertidumbre						
Frecuentista	3	3	3	3	3	3
Estimadores asintóticos	3	3	3	3	3	3
Remuestreo	0	0	0	0	0	0
Perfiles de verosimilitud	0	0	0	0	0	0
Distribuciones prioris	3	3	3	0	3	2
Bayesiana	0	0	0		0	0
Distribuciones prioris	0	0	0	0	0	0
Distribuciones posterior	0	0	0	0	0	0
Error estado espacio	0	0	0	0	0	0
Bondad de ajuste						
Análisis de residuales	3	3	3	3	3	3
Análisis retrospectivos	0	3	3	3	3	0
Validación cruzada	0	0	0	0	0	0
Modelo operativo	0	0	0	0	0	0
Otros	0	0	0	0	0	0

Matriz de conocimiento basada en "Check-list" para los principales recursos pelágicos de Chile (continuación)

	Jurel	Sardina común	Anchoveta XV-II	Anchoveta III-IV	Anchoveta V-X	Sardina austral
Información Auxiliar						
Programas de marcaje	0	0	0	0	0	0
Datos ambientales	0	0	0	0	0	0
Registros inusuales de pesca	0	0	0	0	0	0

Brechas de conocimiento Pesquerías pelágicas Números indican prioridad creciente, siendo uno mínima y 3 máxima.

Pesquerías Pelágicas	
Sardina y anchoveta centro sur	Prioridad
Identificación de unidades poblacionales de sardina y anchoveta entre la V y X Regiones (mar interior) de Chile	1
Estimación de parámetros de crecimiento de sardina y anchoveta centro-sur de Chile	3
en base a estructuras duras	3
Estimación / validación de la edad y mortalidad natural en sardina y anchoveta centro-sur de Chile	2
Evaluación de niveles de descarte y subreporte en la pesquería de pelágicos centro sur	2
Caracterización del proceso migratorio de anchoveta y sardina centro sur a partir de registros de cruceros	2
Caracterización de zonas de crianza y desove de anchoveta y sardina centro sur	2
Análisis de las tasas de captura en las pesquerías de sardina y anchoveta centro-sur	2
Variabilidad ambiental y su uso en la evaluación de stock de anchoveta y sardina común centro-sur de Chile	2
Sardina austral	
Distribución y estructura de la población de sardina austral en la zona sur de Chile	2
Revisión de los parámetros de vida de sardina austral	3
Caracterización reproductiva de la sardina austral	2
Anchoveta III-IV regiones	
Identificación de unidades poblacionales de anchoveta en la zona III-IV Regiones (25°-31°S)	1
Estimación / validación de la edad y mortalidad natural en anchoveta III-IV Regiones	3
Estimación de parámetros de crecimiento de anchoveta III-IV Regiones	3
Validación de la talla y edad de primera madurez en anchoveta III-IV Regiones	1
Análisis de las tasas de captura en la pesquería anchoveta III-IV Regiones	2

Anchoveta XV-II regiones	
Determinación / validación de la edad	3
Estimación de parámetros de crecimiento de anchoveta XV-II Regiones (condicionado anterior)	3
Análisis de las tasas de captura en la pesquería anchoveta XV-II Regiones	1
Cruceros de huevos y larvas conjunto Chile-Perú (MDPH)	3
Cruceros acústicos conjunto Chile-Perú	3
Variabilidad ambiental y reclutamiento para uso en la evaluación de stock de anchoveta XV-II regiones	2
Cambios en distribución asociados con cambios oceanográficos.	3
Jurel	
Validación de la edad y talla de primer desove	3
Análisis de las tasas de captura en la pesquería del jurel frente a Chile	2
Evaluación de niveles de descarte y subreporte en la pesquería del jurel en Chile	2
Validación de la edad y elaboración protocolos lectura a nivel regional	3
Evaluación del error de asignación de edad para uso en evaluación de stock	2
Función de crecimiento para diferentes zonas (modelo ORP)	3
Elaboración nuevo índice acústico para zona actual de prospección	3

Principales áreas de demandas de investigación por recurso

	sardina/anchoveta centro sur	sardina austral	anchoveta III-IV	anchoveta XV-II	jurel
Estructura poblacional	■	■	■		
Crecimiento y edad	■		■	■	■
Otros parámetros de vida		■			■
Descarte y subreporte	■				■
Esfuerzo de pesca y CPUE	■		■	■	■
Ambiente y recurso	■			■	
Cruceros cientificos				■	■

ANEXO 3:

Modelo Semestral en Tallas (MST)

Modelo semestral con información de tallas (MST).

Un modelo en escala semestral ha sido implementado con el objeto de evaluar la dinámica de las composiciones de tallas y asuntos asociados con el crecimiento y reclutamiento al interior del año. El modelo se encuentra en desarrollo y ha permitido seguir los principales índices de abundancia pero aún no se considera apropiado para fines de evaluación de stock.

Los detalles de este modelo han sido informados por Canales *et al* (2012) y considera edades escala semestral pero con observaciones en tallas, esto con el objeto de reproducir de mejor forma la dinámica poblacional de este recurso. En este modelo se supone que el recurso presenta reclutamientos tanto en el verano como en el invierno, aunque este último aspecto puede ser materia de sensibilidad. Los individuos sobreviven en escala semestral con similar analogía a la escala anual. Los reclutamientos se suponen una representación estocástica tomada desde un valor promedio cuyos desvíos en escala logarítmica obedecen a una distribución normal con media cero y desviación σ=0,6.

Se considera que el recurso desova todos los semestres y explica con ello la presencia de reclutas, aunque de diversa magnitud, al inicio de cada semestre (enero y julio de cada año). Sin embargo, las evidencias empíricas de causa-efecto son débiles y parecen estar más determinadas por variaciones estocásticas del medio ambiente.

La mortalidad natural queda representada por la mitad del valor anual conocido, y de manera similar, el coeficiente de crecimiento k del modelo de Von Bertalanffy, aunque en este caso es un parámetro por estimar sujeto a una *prior* dada por el conocimiento previo que se dispone de este recurso. De igual forma, la talla promedio de reclutamiento se supuso constante en el tiempo y es resuelta conforme una distribución a *priori* formulada al efecto. El crecimiento en talla es el resultado del envejecimiento cada 0,5 años, lo que consecuentemente genera el crecimiento en peso por crecimiento en longitud. Al respecto se supone que el peso a la talla puede ser representado por un promedio histórico y que la tasa de crecimiento individual promedio es constante entre semestres.

En relación con el modelo de las observaciones, las capturas se suponen representan una expresión continua del esfuerzo de pesca (mortalidad) al interior de cada semestre y siguen el modelo de captura de Baranov. Por su parte, los cruceros de verano se suponen una fracción o la totalidad de la población a inicios del primer semestre de cada año, mientras los cruceros de otoño se suponen representativos de la sobrevivencia de la población al inicio del semestre siguiente.

El modelo de observación de las composiciones de tallas de las capturas y los cruceros se sustenta en un modelo de probabilidad de la talla respecto de la edad. Así se determina que la distribución de las tallas para cada grupo de edad se representa por un arreglo matricial, el cual es aplicado directamente sobre las composiciones de edades para obtener las composiciones de tallas. El modelo de probabilidad supone que la talla es una variable aleatoria que sigue una distribución

normal cuyos parámetros son la talla esperada para el grupo de edad (proveniente del modelo de crecimiento de VB) y la desviación de las tallas en ese mismo grupo de edad.

La potencialidades de este modelo radican en la posibilidad de incorporar información de la pesquería con menor retardo de tiempo (semestral) y no depende del proceso de elaboración de claves edad-talla, obviar dudas respecto de la asignación de edades, incorporar explícitamente el modelo de crecimiento con el objeto de seguir las clases anuales que pasan por la pesquería, así como examinar diferentes hipótesis respecto del régimen intra anual que tendrían los reclutamientos y el crecimiento individua.

Sin embargo, las principales deficiencias se relacionan con la alta dependencia de parámetros de crecimiento que a menudo no representa adecuadamente la dinámica del incremento en talla de las cohortes que ingresan, así como efectos de selectividad y reclutamientos semestrales que se confunden significativamente.

Sin perjuicio de esto, la actualización del modelo se orientó a evaluar el desempeño de cuatro escenarios dependientes del número de grupos de edades dominantes, y de los coeficientes de variación asignado a los cruceros de verano cuyo detalle se entrega en la Tabla 1. Los cuatro primeros casos permitieron evidenciar que la mejor configuración es suponer que solo 6 clases anuales semestrales (3 clases anuales) son la que mejor representan a la información (menor verosimilitud), mientras que el último caso consideró la re-estimación iterativa de los tamaños de muestra y el supuesto que los cruceros de verano 2010-2012 podrían representan de mejor forma la condición de la población reduciendo el coeficiente de variación a cv=0.1.

Tabla 1.
Escenarios de evaluación del modelo semestral en tallas (MST)

Escenario	No. Edades	nm_flota	nm_crucero	cv crucero verano	cv_MDPH	log verosimilitud
ms1	10	170	20	0.3	0.3	17949
ms2	8	170	20	0.3	0.3	17927
ms3	6	170	20	0.3	0.3	17906
ms4	4	170	20	0.3	0.3	18177
ms5	6	130	20	0.3 (1995-2009) 0.1 (2010-2012)	0.3	14095

En las Figuras 1,2, 3, 5 y 6 se presenta el ajuste del modelo elegido a las series de datos y composiciones de tallas de las capturas y los cruceros. La variabilidad de los cruceros acústicos es reproducida por el modelo de manera adecuada al considerar los intervalos de confianza y en la medida que el crucero RECLAS suponga menor error de observación (ms5). De igual forma, el buen ajuste a las composiciones de tallas de las capturas se consigue a través de la variabilidad de los patrones de explotación por semestre (Figura 4). El modelo estima que la talla promedio de la primera clase está en torno a 6 cm y que el coeficiente de crecimiento semestral k=0,22 es inferior al valor deducido de las estimaciones de crecimiento conocidas cuyo coeficiente está por sobre k=0,7 en escala anual (k=0,35 escala semestral). La biomasa promedio de los últimos dos semestres se estima en 3,5 millones de toneladas producto de una escalada de buenos reclutamientos iniciados el 2007 (Figura 7 y 8, Tabla 2), situación equivalente al 50% promedio respecto de la condición virginal.

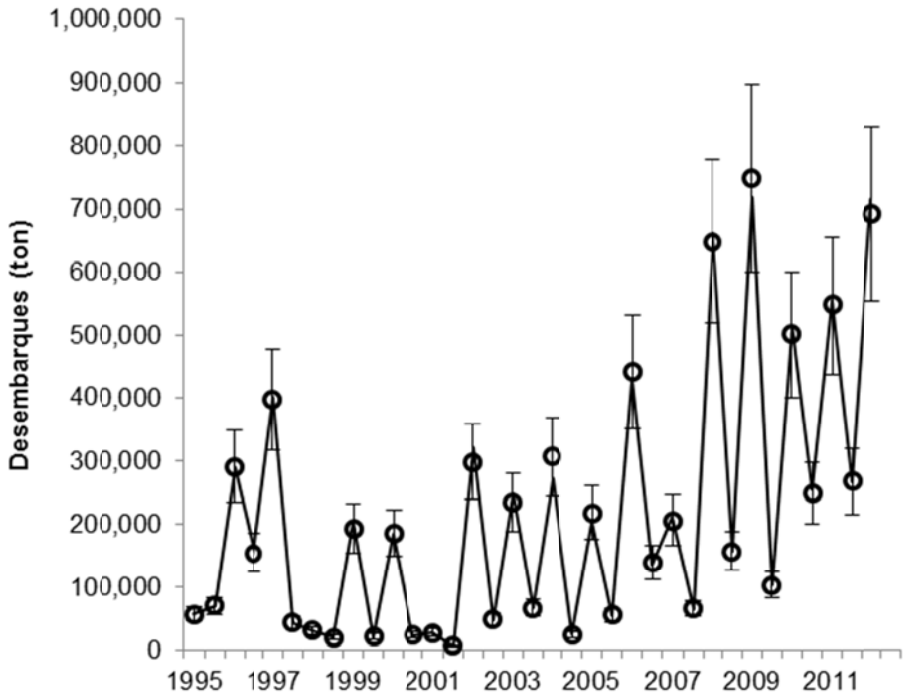


Figura 1. Ajuste del modelo MST a los desembarques semestrales de sardina común.

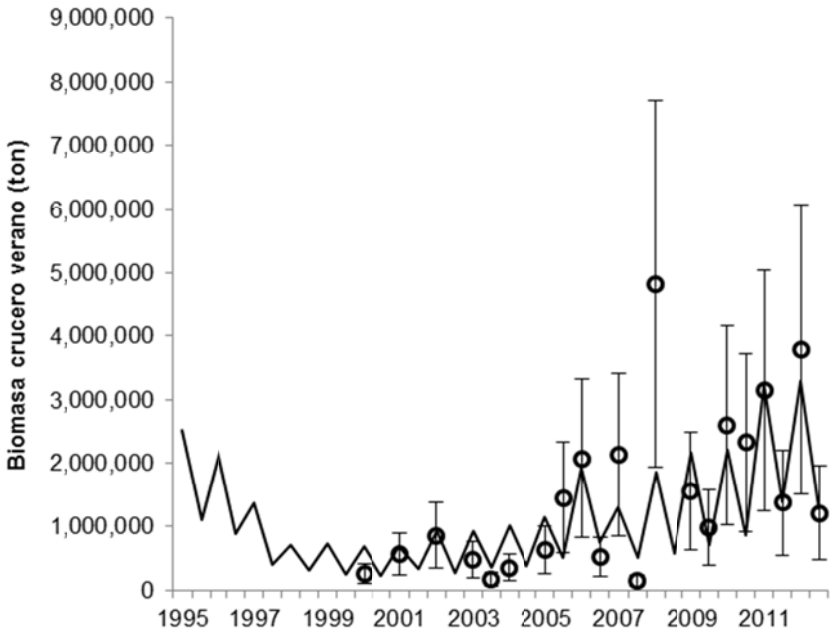


Figura 2. Ajuste del modelo MST a la serie de cruceros acústicos de sardina común.

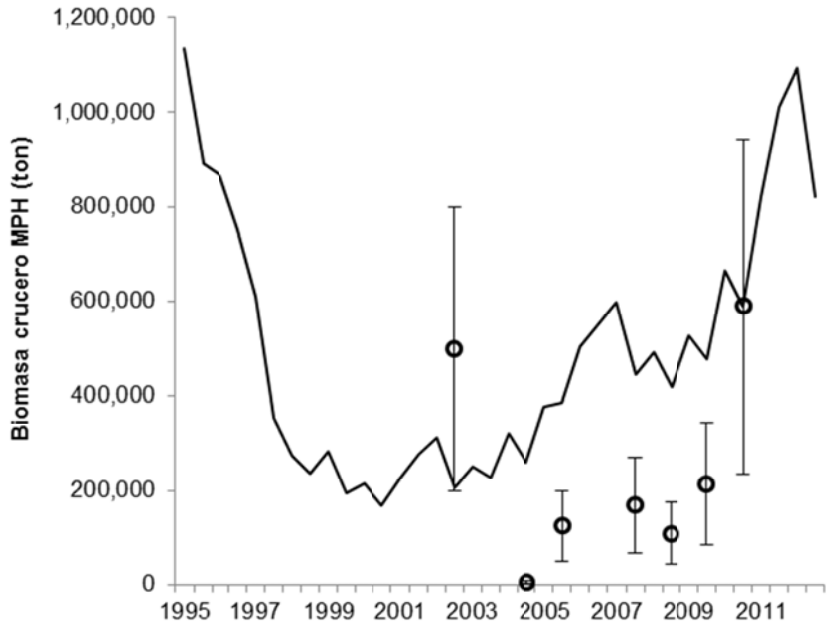


Figura 3. Ajuste del modelo MST a los cruceros MPH de sardina común.

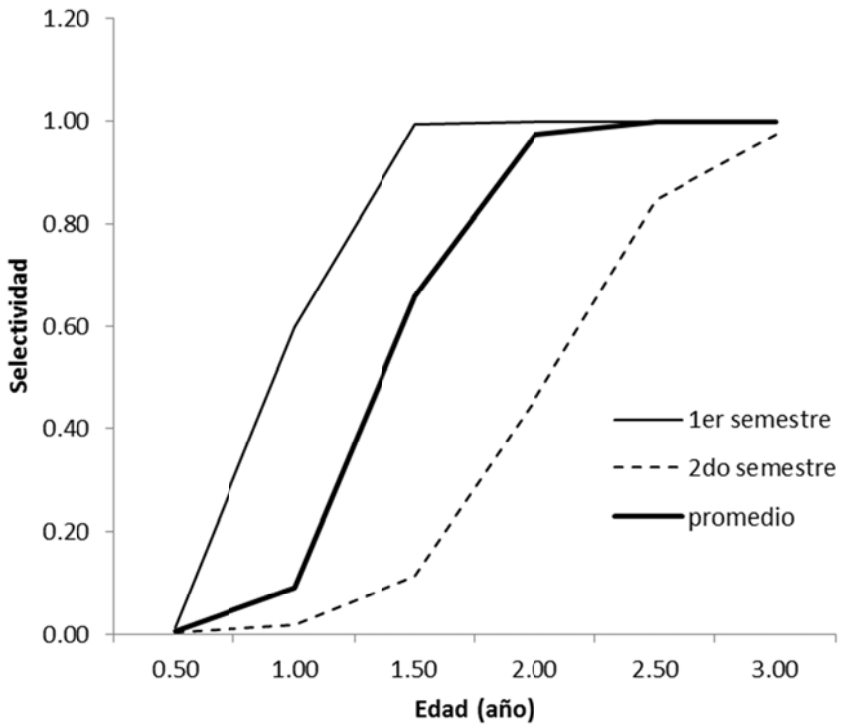


Figura 4. Ajuste del modelo MST a los cruceros MPH de sardina común.

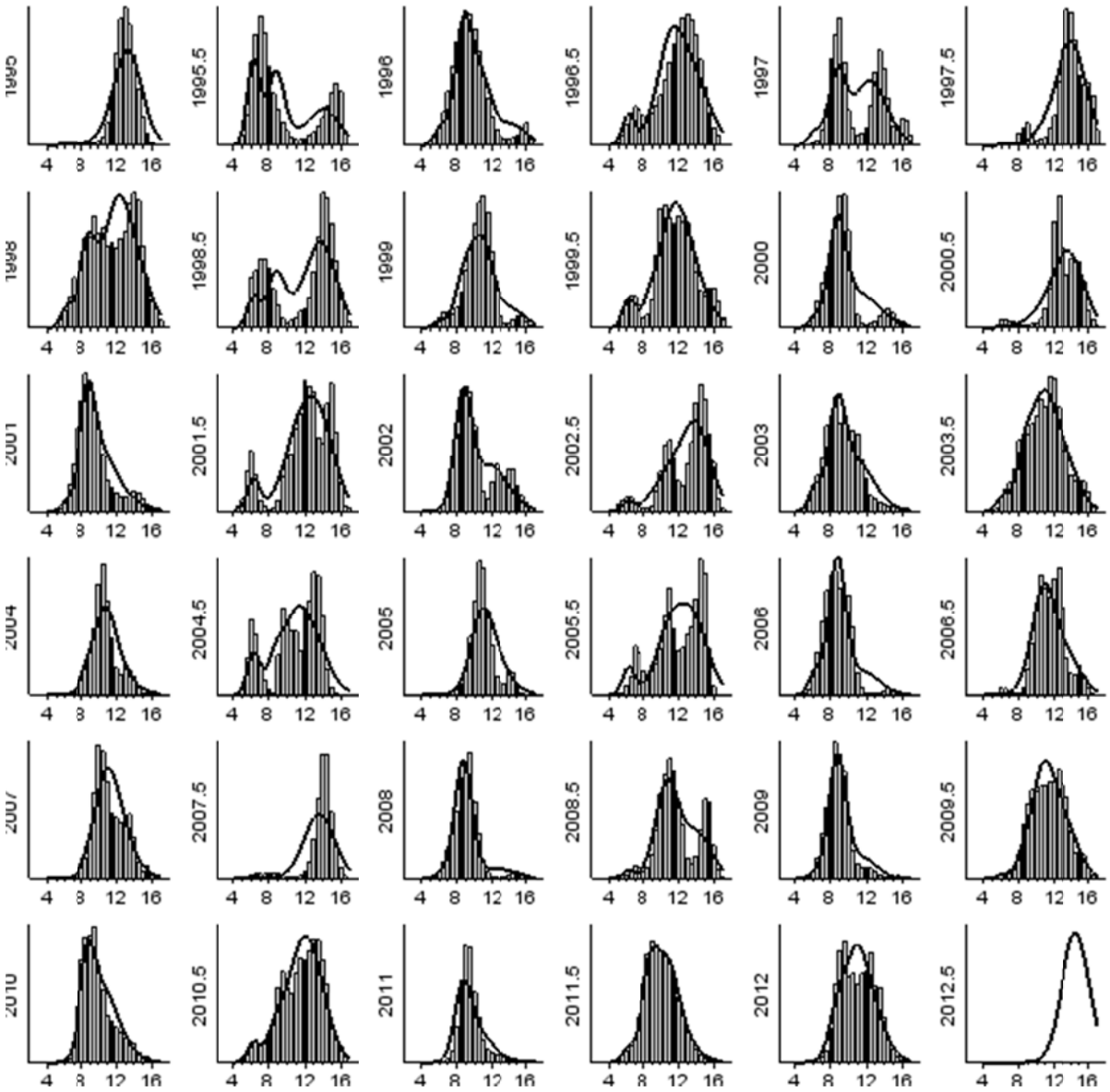


Figura 5. Ajuste del modelo semestral MST a las composiciones de tallas de las capturas de sardina común.

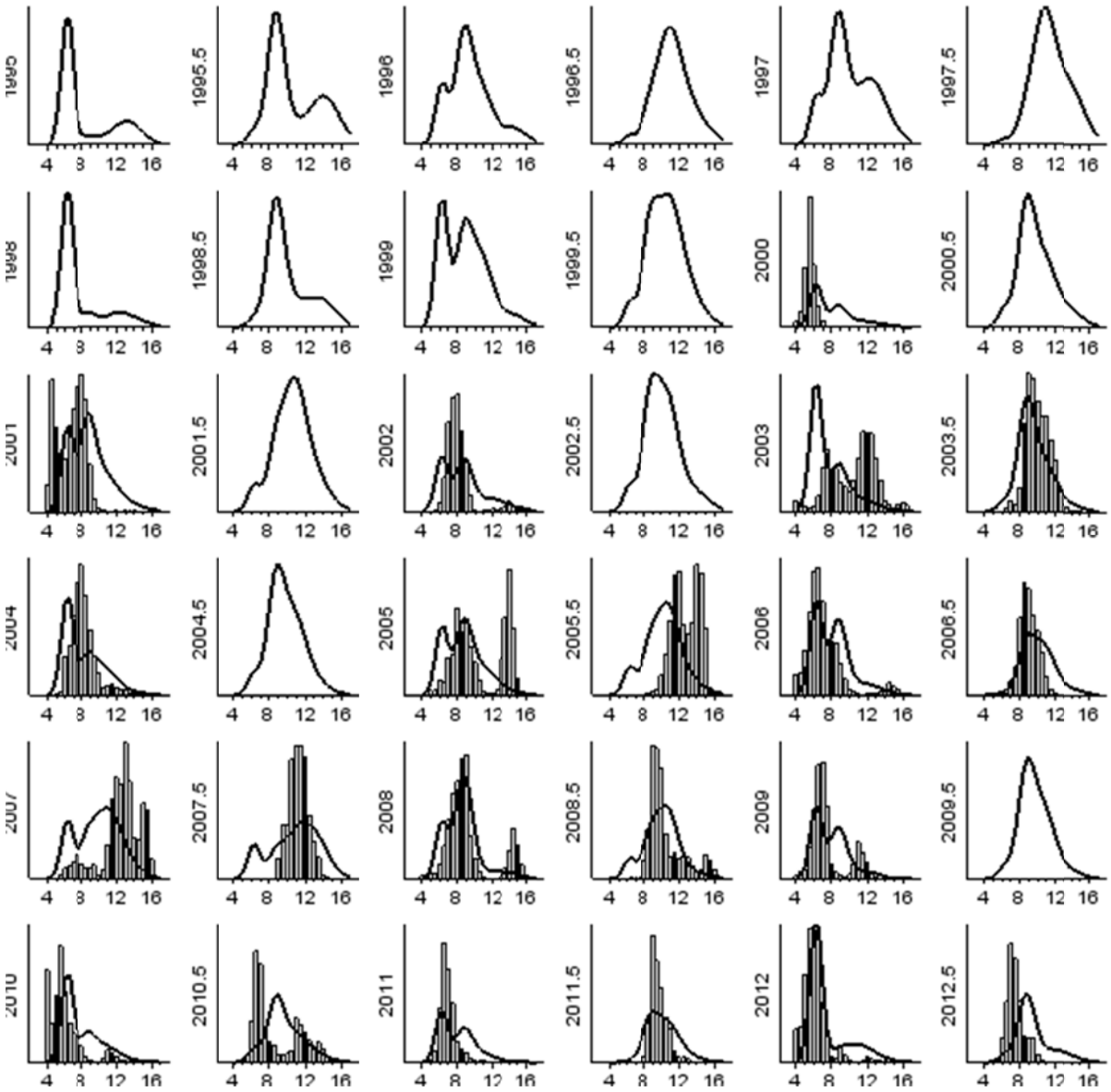


Figura 6. Ajuste del modelo semestral MST a las composiciones de tallas de los cruceros acústicos de sardina común.

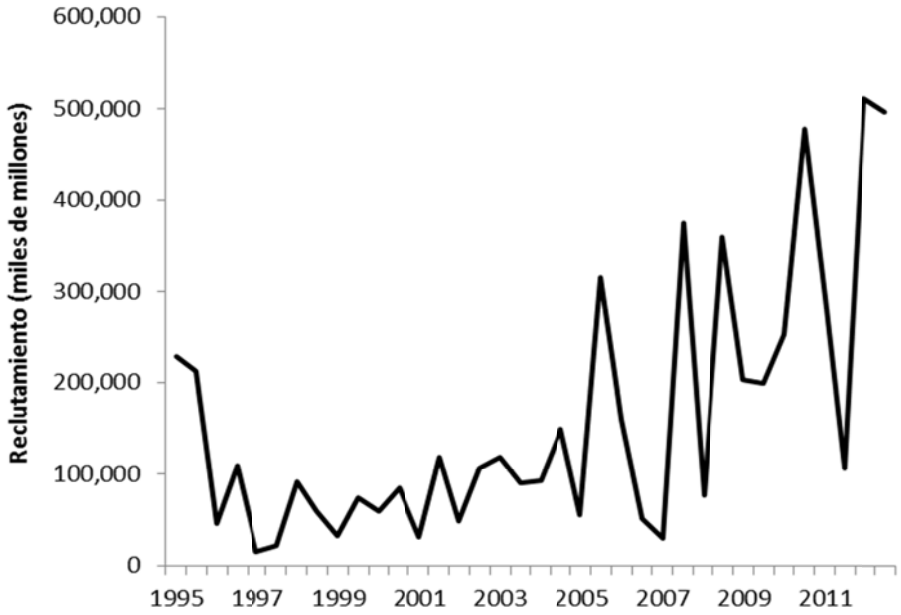


Figura 7. Reclutamientos semestrales de sardina común.

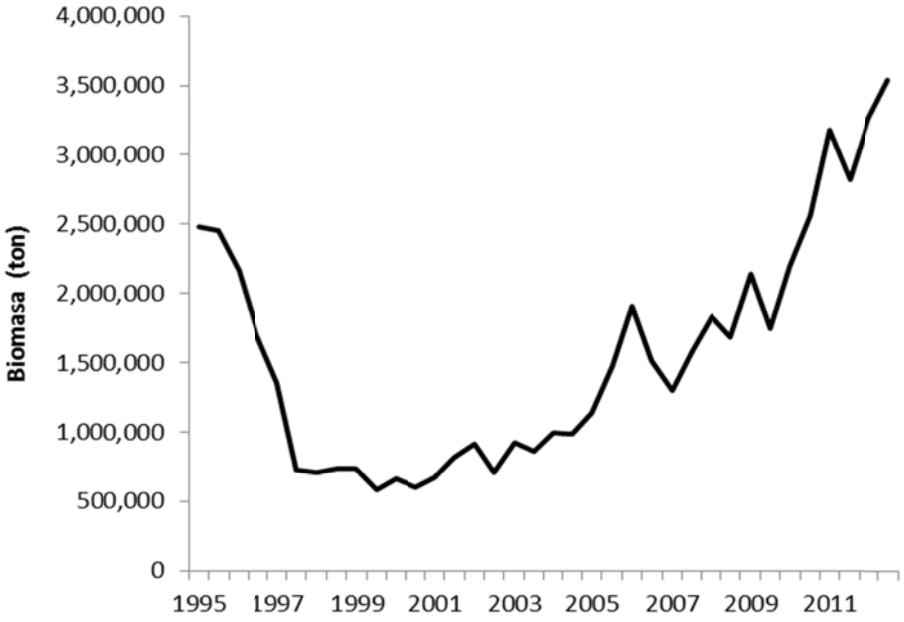


Figura 8. Biomasa semestral de sardina común.

Tabla 2.
Biomasas, reclutamientos e índice de reducción de stock de sardina común. Modelo Semestral MST

Año	Semestre	Biomasa Total (t)	Biomasa adulta (t)	Reclutas (#)	RPR
1997	1	1,351,370	1,033,790	15,746	0.73
	2	728,662	600,826	22,311	0.49
1998	1	707,693	467,295	91,807	0.51
	2	734,420	402,499	59,121	0.57
1999	1	732,458	478,969	33,017	0.71
	2	580,843	332,944	73,869	0.53
2000	1	669,493	366,094	60,081	0.62
	2	606,312	284,932	85,278	0.47
2001	1	671,807	381,182	31,375	0.61
	2	819,837	470,083	118,253	0.72
2002	1	914,098	529,253	49,208	0.81
	2	708,170	349,771	106,473	0.48
2003	1	925,061	425,097	119,100	0.57
	2	858,016	384,361	90,276	0.46
2004	1	997,749	543,135	93,750	0.58
	2	990,258	441,708	149,675	0.46
2005	1	1,143,740	638,750	55,716	0.63
	2	1,474,960	654,205	316,101	0.60
2006	1	1,908,780	853,674	159,694	0.73
	2	1,510,510	936,079	51,140	0.60
2007	1	1,298,190	1,012,570	30,520	0.62
	2	1,574,450	753,905	374,934	0.54
2008	1	1,841,280	833,589	77,443	0.64
	2	1,682,110	710,381	360,265	0.44
2009	1	2,142,210	893,609	203,009	0.51
	2	1,748,040	812,023	198,938	0.38
2010	1	2,192,580	1,130,520	253,303	0.50
	2	2,561,170	1,000,300	478,452	0.44
2011	1	3,176,560	1,391,090	293,420	0.55
	2	2,818,290	1,718,330	106,965	0.57
2012	1	3,259,840	1,859,720	510,608	0.61
	2	3,535,190	1,394,620	495,953	0.48

ANEXO 4:

Evaluación del desempeño del modelo de estimación MAE vía un Modelo Operativo

Evaluación del desempeño del modelo de estimación MAE vía un Modelo Operativo

Se desarrolló un modelo de simulación (modelo operativo) con el objeto de evaluar el desempeño de la configuración y estructura del modelo MAE empleado para la evaluación de stock de sardina. Los datos corresponden a muestras generadas de manera aleatoria para una población explotada durante 25 años, en los cuales la parcialidad de la información es similar a los datos que se disponen de esta pesquería, vale decir:

- Composiciones de edades de la flota de todo el período,
- Biomasas de cruceros acústicos estimadas para los últimos 15 años, pero con vacíos entre años
- Biomasa de cruceros MPH estimadas para los últimos 13 años pero con vacíos entre años
- Composiciones de edades de todos los cruceros acústicos de verano y de otoño.

El modelo operativo fue implementado en SCILAB, y de este se generaron 50 escenarios de datos que fueron leídos por el modelo MAE (codificado en ADMB) con el objeto de generar en consecuencia la serie de biomasas y principales indicadores poblacionales. En este análisis se pretende evaluar si el modelo de evaluación MAE es capaz de estimar ciertos parámetros claves en la evaluación, donde la calidad y tipo de información disponible no siempre lo permite. Los principales procesos y supuestos evaluados fueron los siguientes:

Parámetros	Modelo Operativo (verdadero)	Modelo MAE caso 1	Modelo MAE caso 2	Modelo MAE caso 3	Modelo MAE caso 4
Capturabilidad del crucero RECLAS	Aleatorio log-normal en torno a 1.0	Estimado	Fijo en q=1	Fijo en q=1	Estimado
Capturabilidad del crucero PELACES	Aleatorio log-normal en torno a 0.5	Estimado	Estimado	Estimado	Estimado
Selectividad crucero RECLAS	No tiene	Estimado	Estimado	Fijo en 1 para todas las edades	Fijo en 1 para todas las edades
Selectividad crucero PELACES	Similar al de la flota	Estimado	Estimado	Estimado	Estimado

En las Figuras 1 a 7 se reproduce uno de los 50 ajustes del modelo a los datos simulados y en las Figuras 8 a 10 se entrega como ejemplo en modo comparativo las principales variables poblacionales estimadas respecto de las simuladas en uno de los casos analizados. En las Figuras 11 a 13 se resume el ajuste del modelo a los cruceros de verano y otoño para los 50 escenarios de simulación y uno de los casos analizados, mientras que en las Figuras 14 a 17 se entrega en diagrama box-plot y de frecuencias el desempeño del error relativo para cada caso analizado.

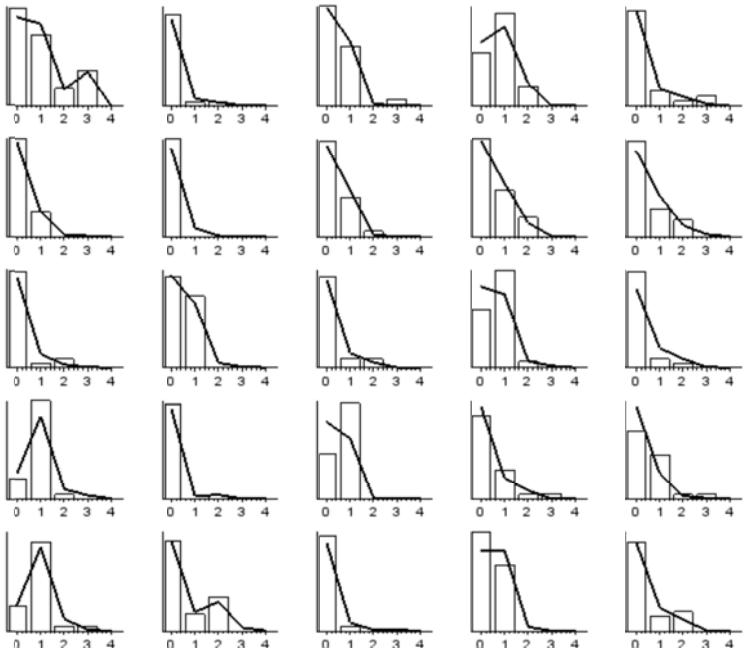


Figura 1. Ajuste del modelo MAE a las composiciones de edades de la captura en uno de los 50 escenarios simulados.

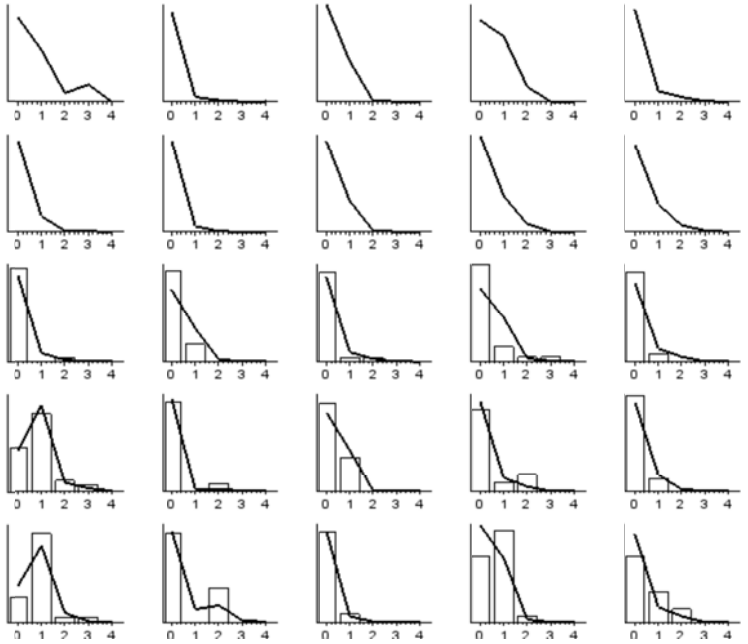


Figura 2. Ajuste del modelo MAE a las composiciones de edades de los cruceros RECLAS en uno de los 50 escenarios simulados.

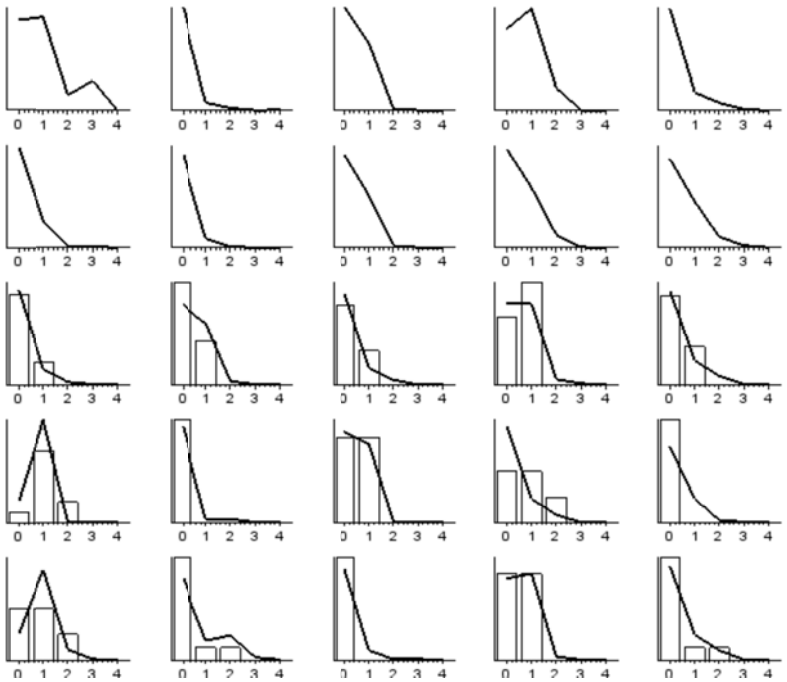


Figura 3. Ajuste del modelo MAE a las composiciones de edades de los cruceros PELACES en uno de los 50 escenarios simulados.

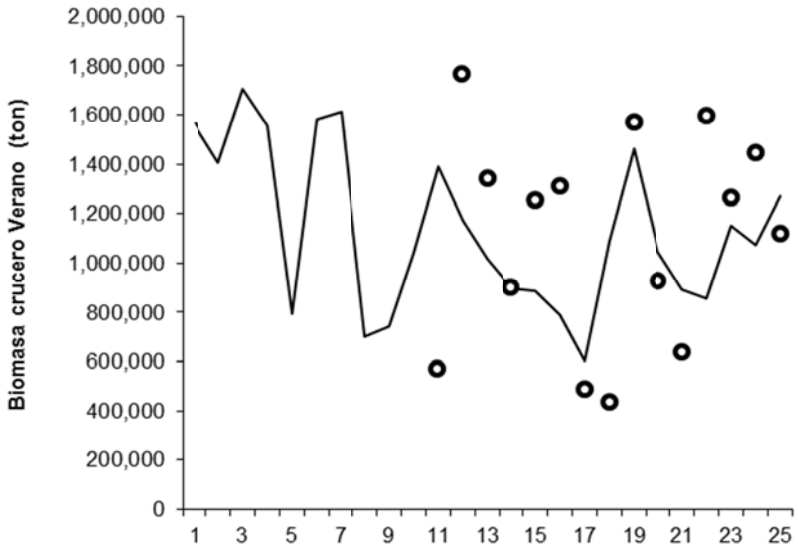


Figura 4. Ajuste del modelo MAE a la serie de biomasas del crucero de verano RECLAS para uno de los 50 escenarios simulados.

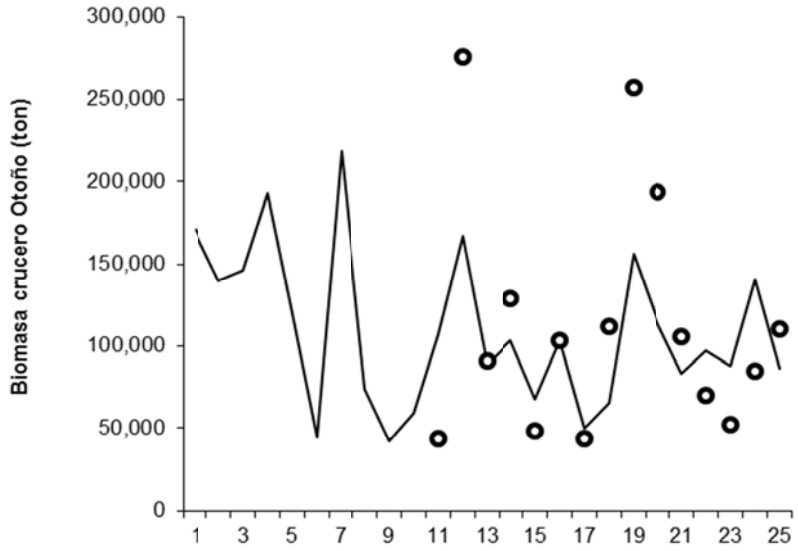


Figura 5. Ajuste del modelo MAE a la serie de biomasas del crucero de verano PELACES para uno de los 50 escenarios simulados.

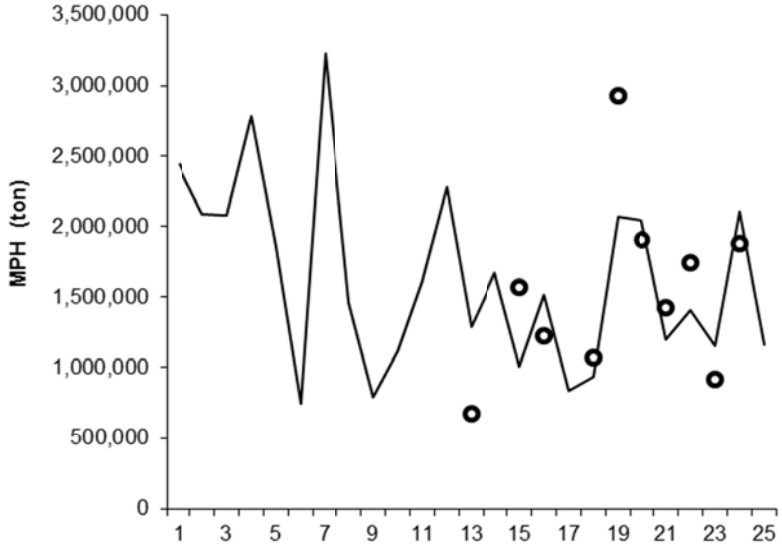


Figura 6. Ajuste del modelo MAE a la serie de biomasas del crucero MPH para uno de los 50 escenarios simulados.

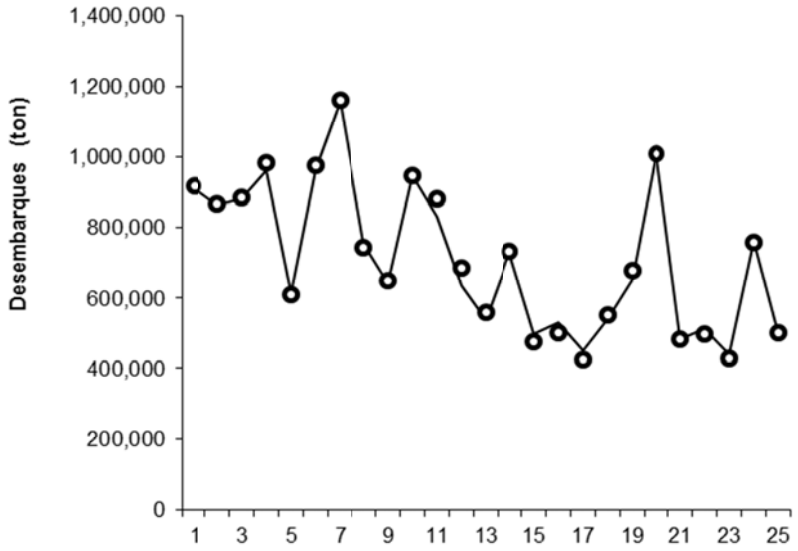


Figura 7. Ajuste del modelo MAE a la serie de desembarques para uno de los 50 escenarios simulados.

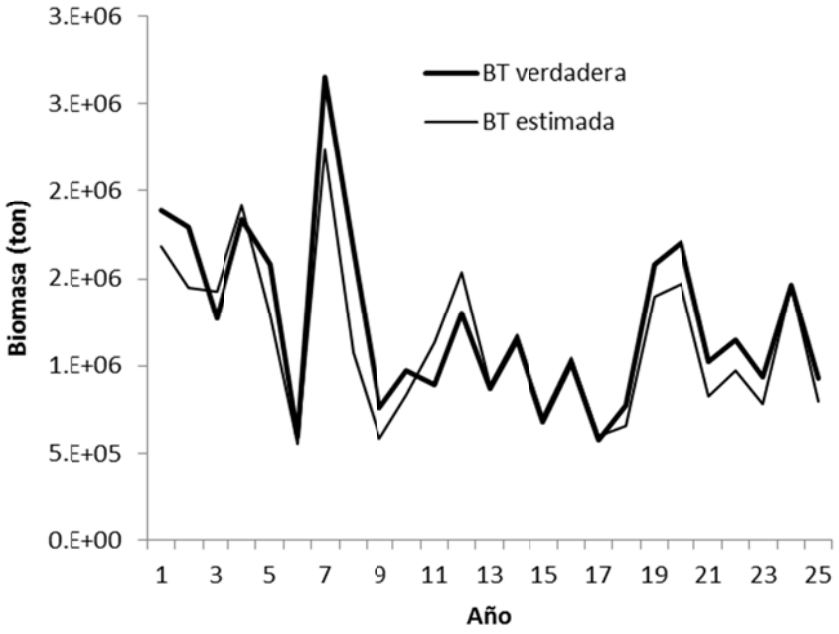


Figura 8. Biomasas verdaderas y estimadas e uno de los 50 escenarios simulados.

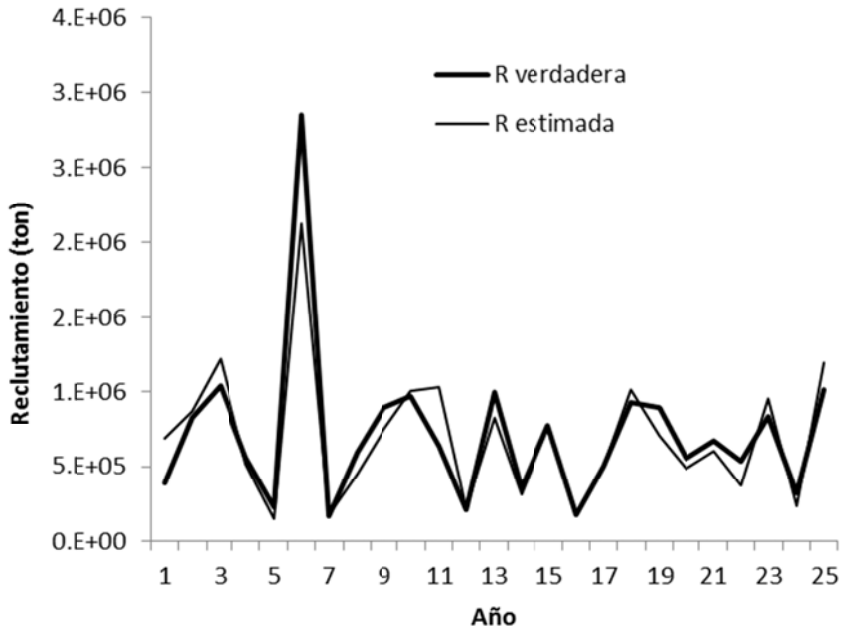


Figura 9. Reclutamientos verdaderos y estimados en uno de los 50 escenarios simulados.

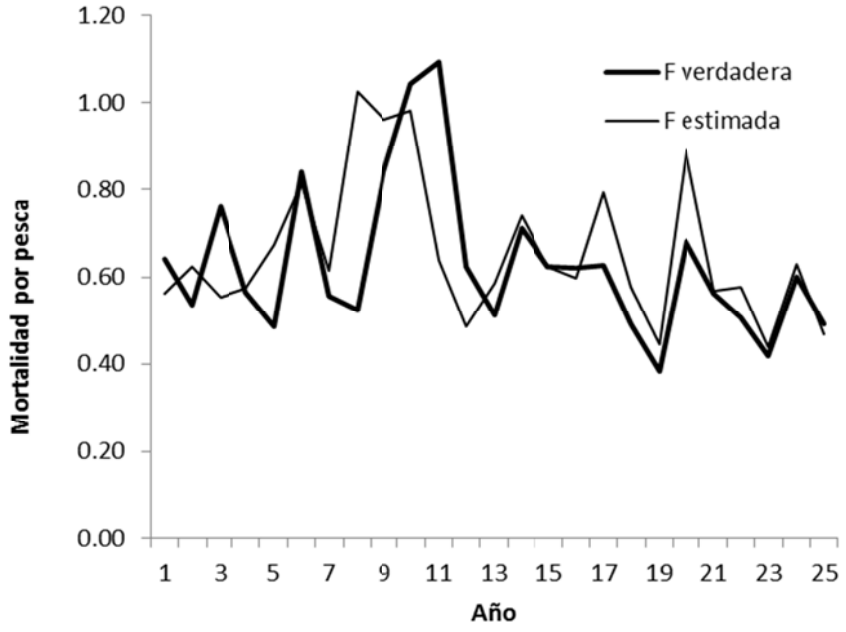


Figura 10. Mortalidad por pesca verdadera y estimada en uno de los 50 escenarios simulados.

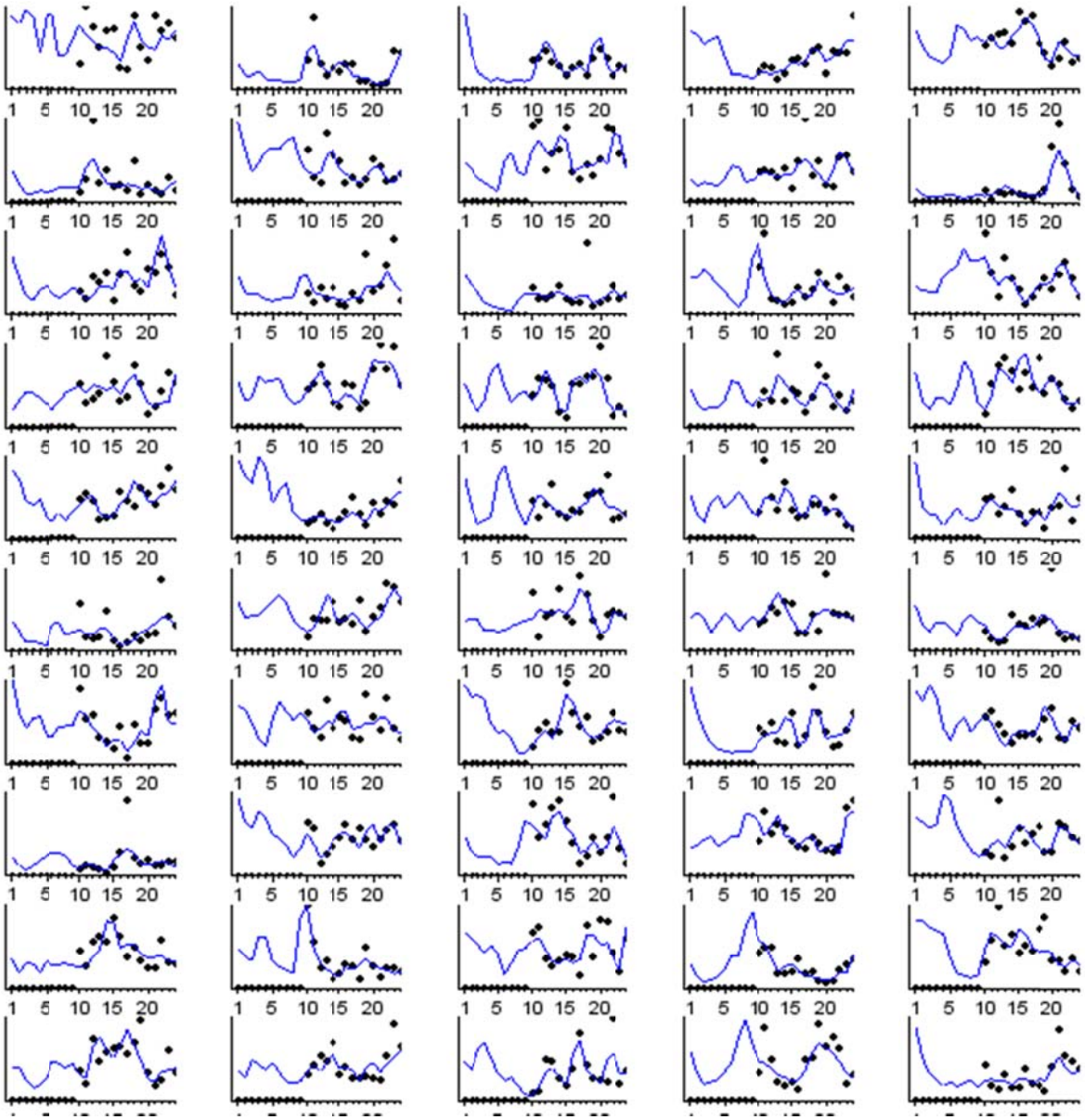


Figura 11. Ajuste del modelo MAE a la serie de cruceros acústicos de verano (RECLAS) para los 50 casos simulados.

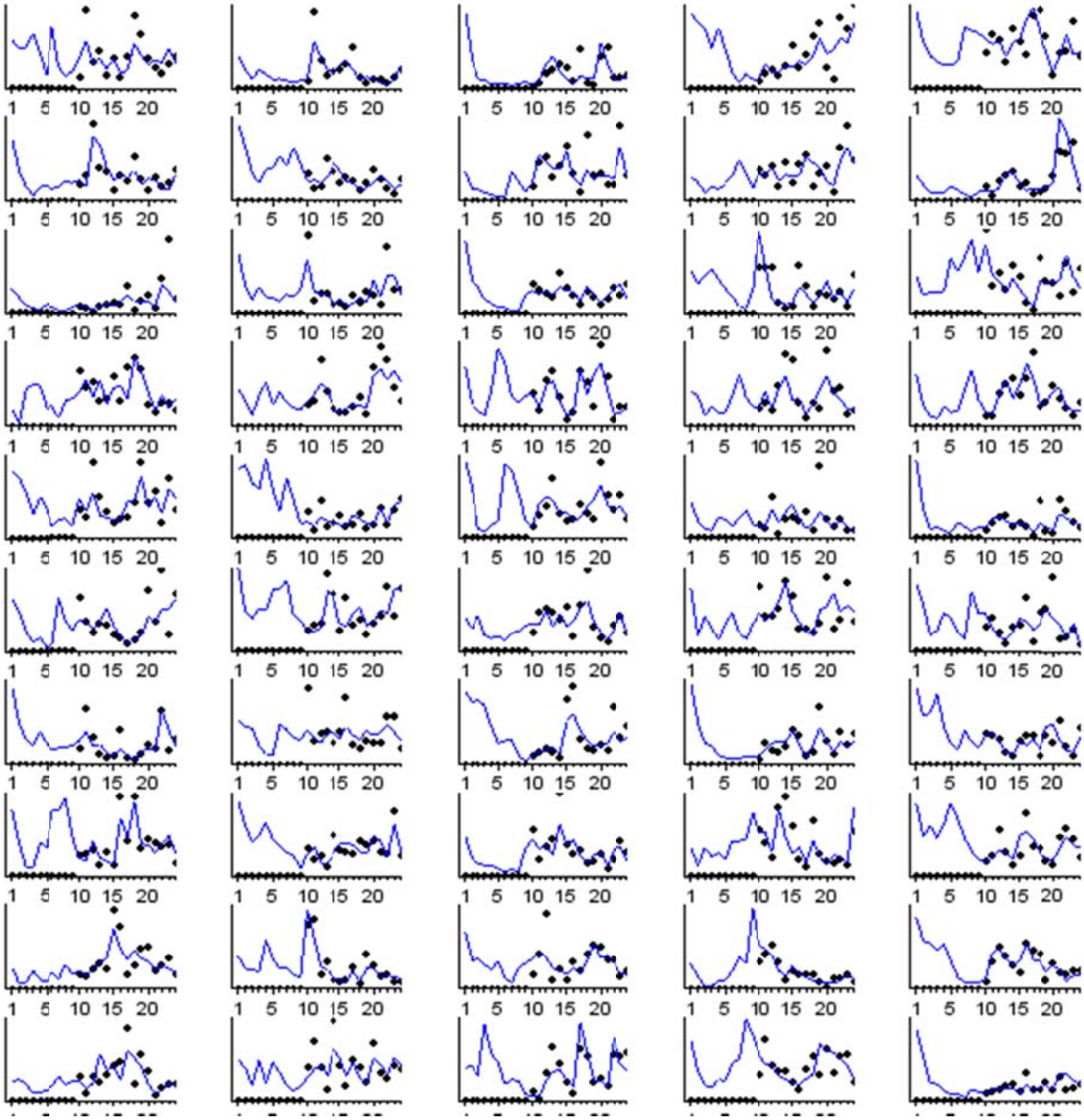


Figura 12. Ajuste del modelo MAE a la serie de cruceros acústicos de otoño (PELACES) para los 50 casos simulados.

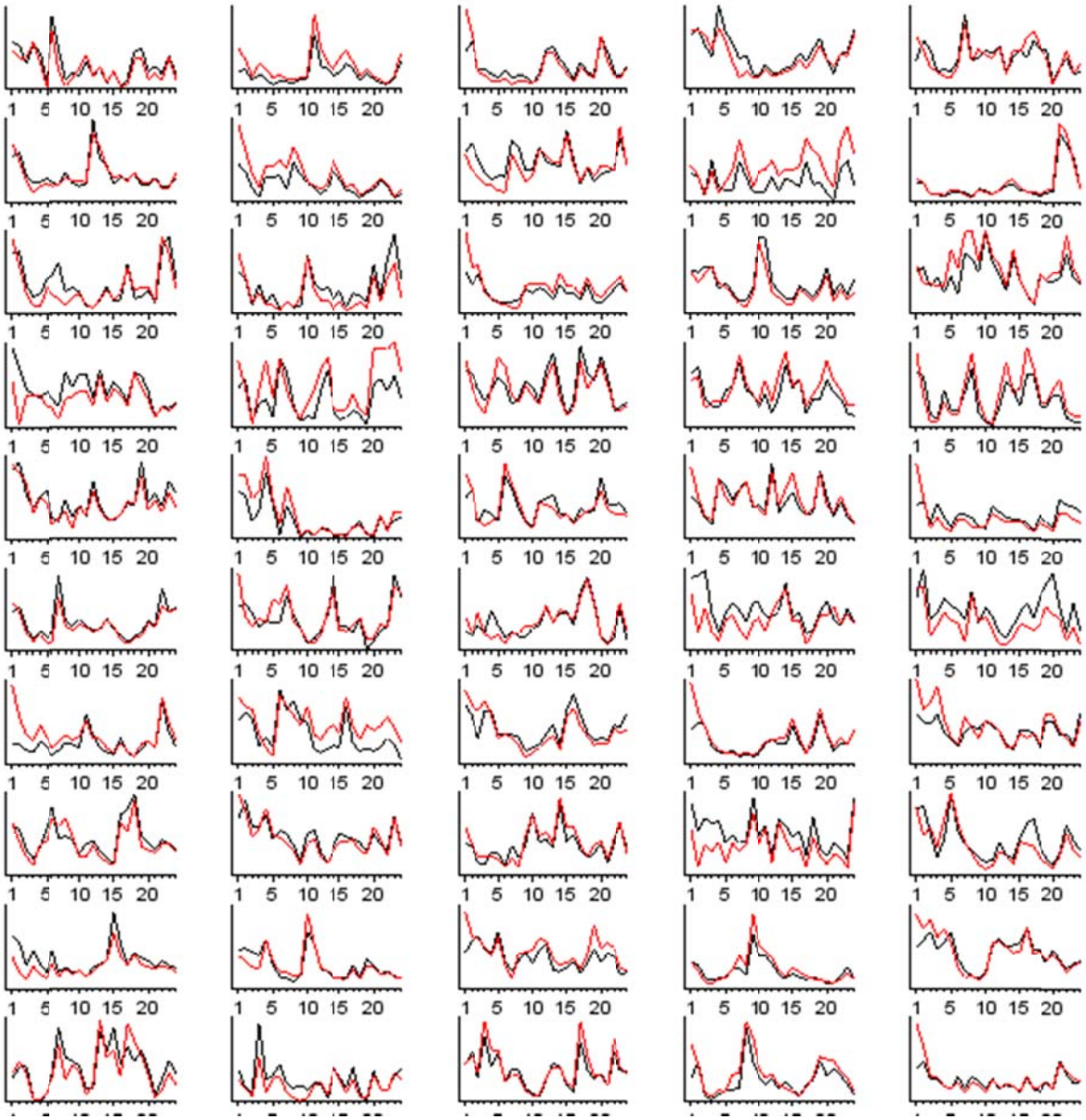


Figura 13. Biomasa total verdadera (negro) y estimada (rojo) para los 50 casos simulados. Caso 1.

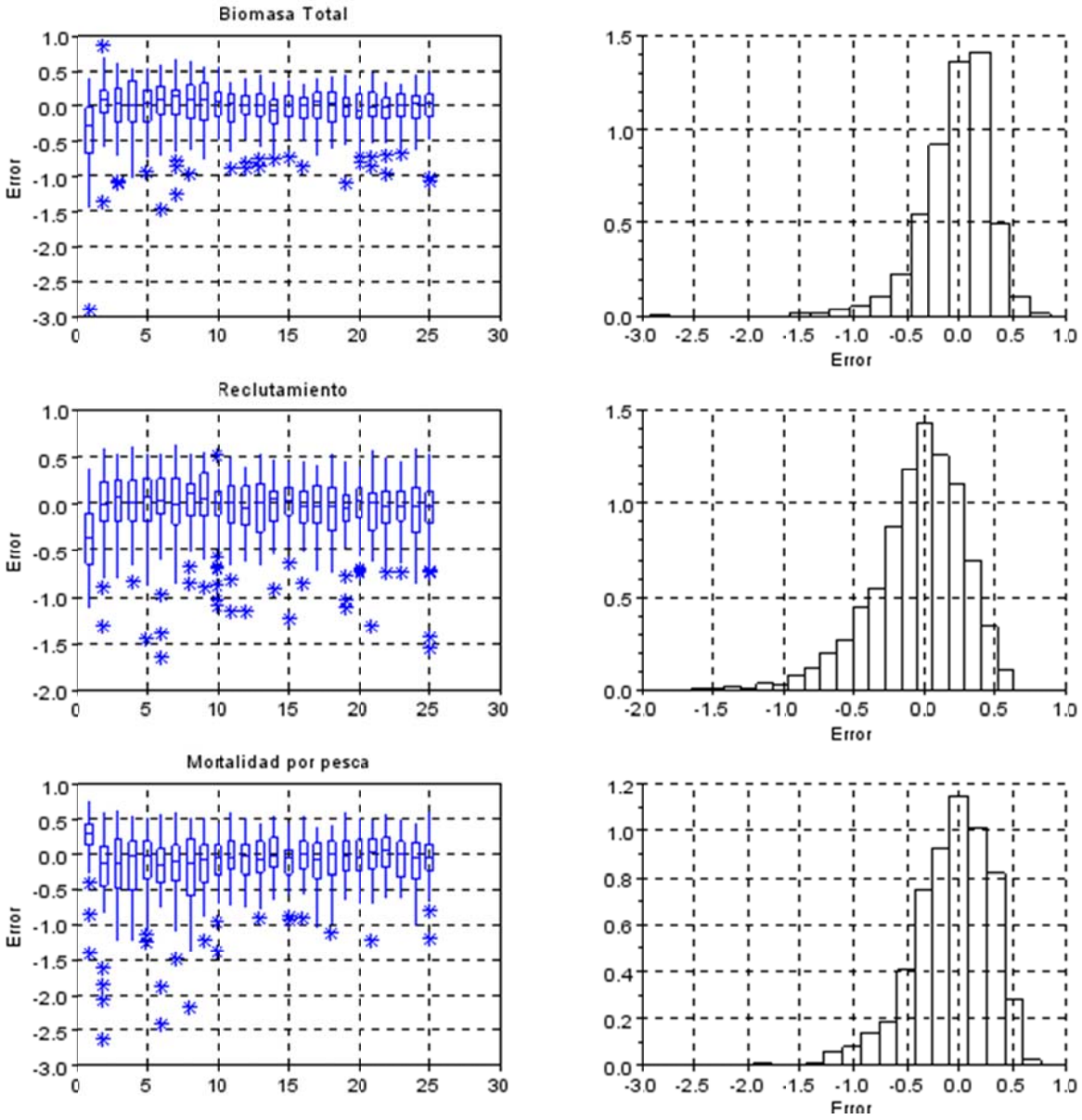


Figura 14. Box-plot y distribución del error de las principales variables estimadas en el Caso 1.

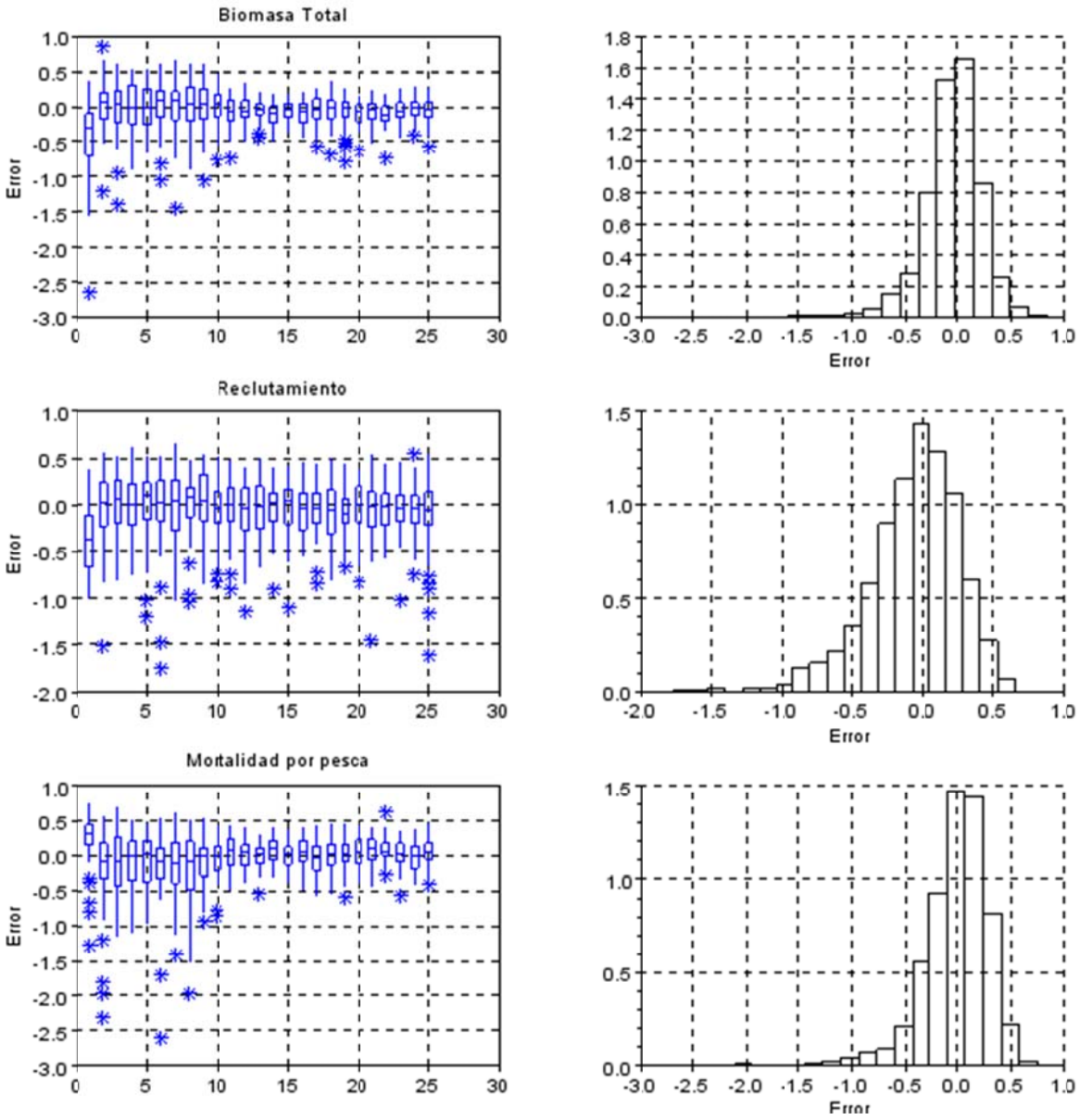


Figura 15. Box-plot y distribución del error de las principales variables estimadas en el Caso 2.

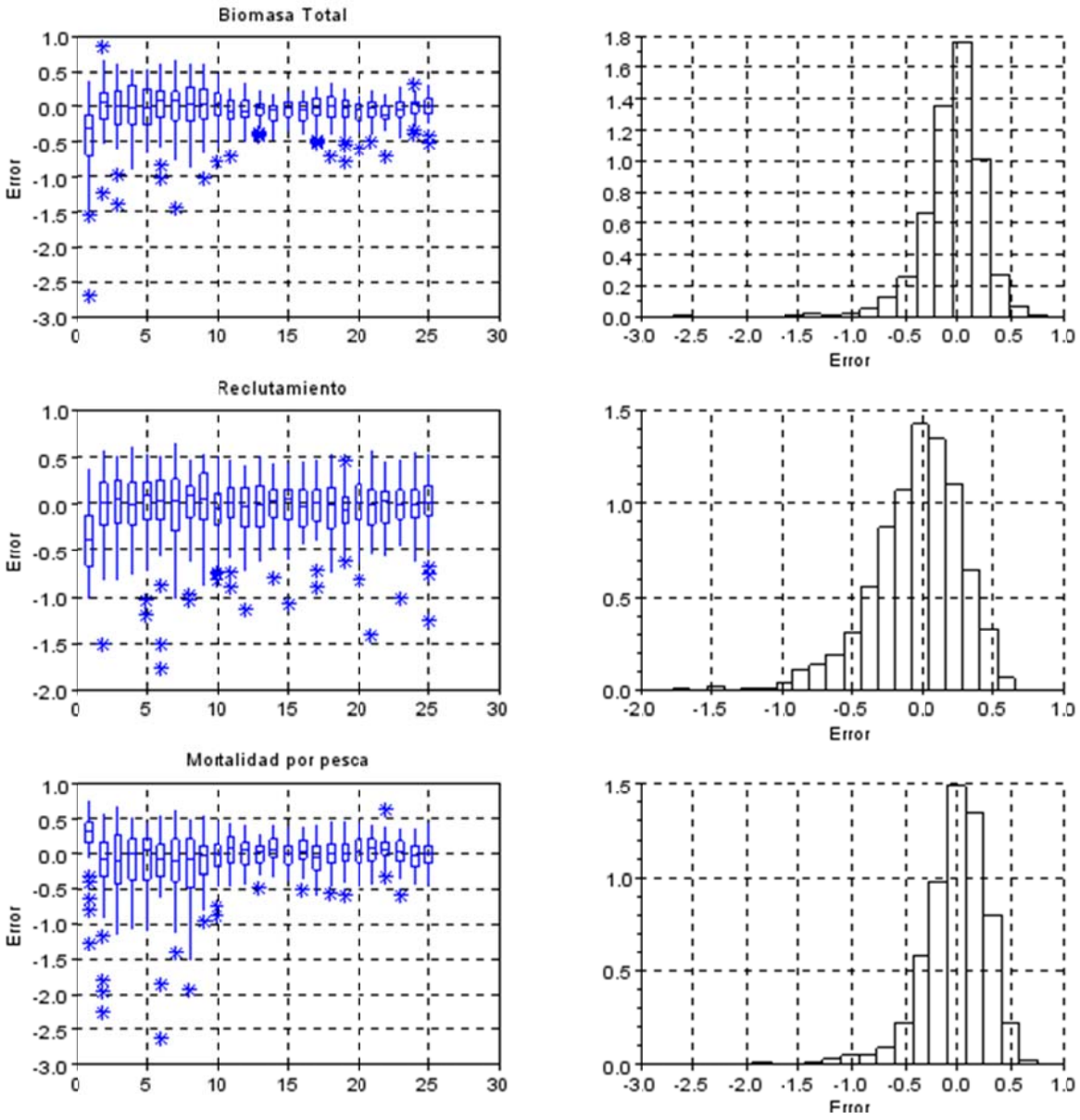


Figura 16. Box-plot y distribución del error de las principales variables estimadas en el Caso 3.

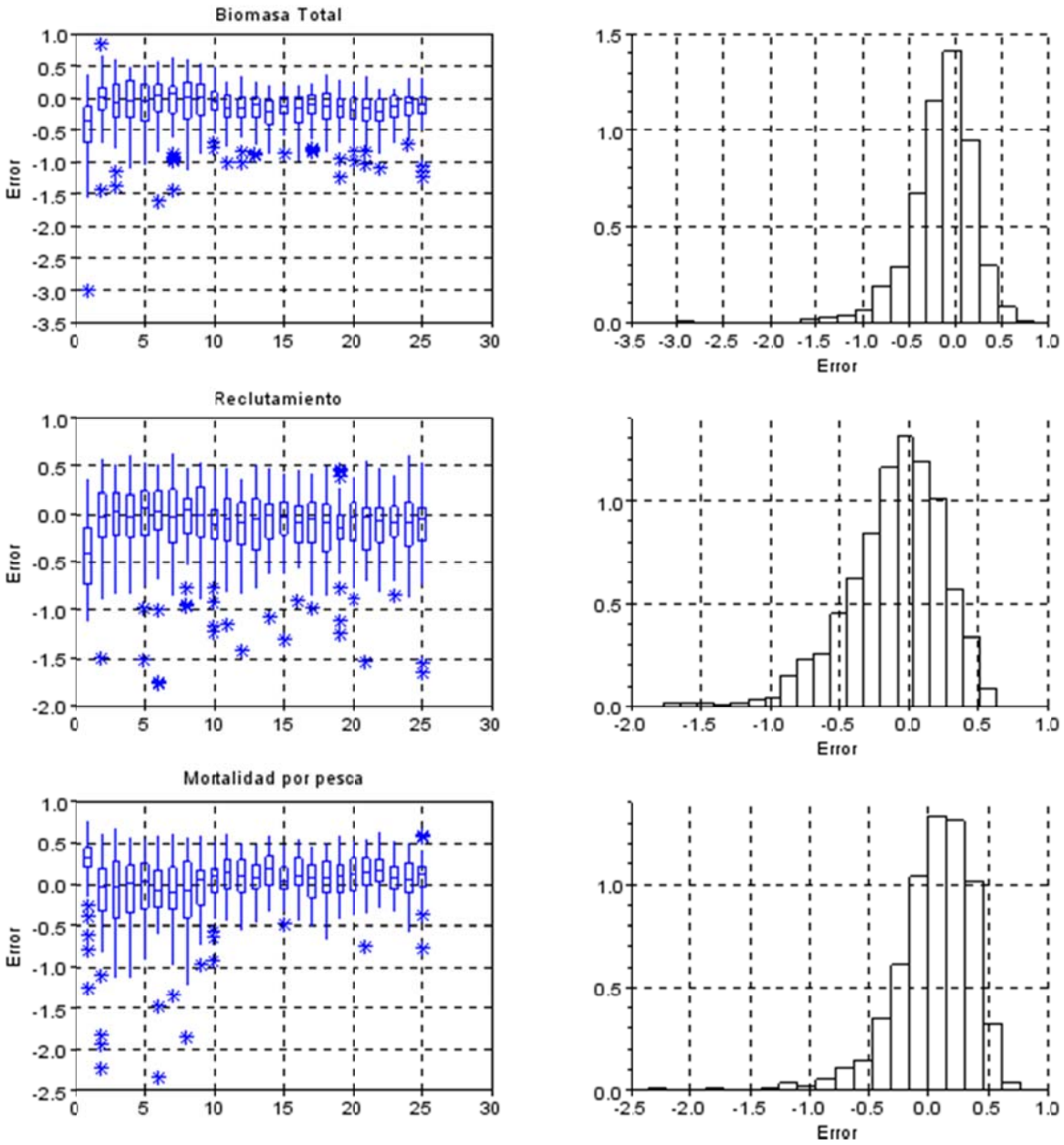


Figura 17. Box-plot y distribución del error de las principales variables estimadas en el Caso 4.

Los diagramas anteriores muestran que los principales desvíos se producen en el período inicial en el cual no se dispone de índices de abundancia, como también que la mayor cantidad de outlyers se generan a nivel de reclutamientos y mortalidad por pesca. Los resultados se resumen en la Tabla 1 y de esta destaca el caso 3 con el mejor desempeño en las medidas de error ya que es similar al escenario simulado en el modelo operativo (q de cruceros en torno a 1 y sin selectividad por edad). Sin embargo, este caso tiene el menor nivel de ajuste del modelo de estimación (mayor log-verosimilitud) (Tabla 2).

Tabla 1.
Mediana de los principales estadísticos del desempeño de cuatro casos de configuración del modelo MAE. Sin error de observación en los desembarques simulados

		Caso 1	Caso 2	Caso 3	Caso 4
	Sel. reclas	estimada	estimada	fijo en 1	fijo en 1
	q reclas	1.09	fijo en 1	fijo en 1	0.86
	q pelaces	0.52	0.47	0.47	0.44
	Log-verosim	2727.86	2730.29	2734.33	2731.79
Componentes verosimilitud	B. reclas	19.68	19.92	20.71	20.00
	B.pelaces	11.99	12.20	12.27	12.18
	Desemb	1.03	1.00	1.13	0.84
	p. Captura	1907.46	1908.69	1908.61	1908.39
	p. Crucero	754.88	755.67	758.47	757.39
Error último año	Biomasa	2.5%	-3.0%	-1.4%	-9.1%
	F	-3.0%	2.9%	2.2%	8.9%
	Reclutas	-1.0%	-1.7%	-0.3%	-5.0%
Error histórico	Biomasa	3.5%	-3.3%	1.5%	-9.2%
	F	-4.6%	5.8%	-0.3%	12.1%
	Reclutas	-3.8%	-7.3%	1.6%	-4.4%

En el otro extremo, el caso 1 representa el modelo en el cual se estiman todos los parámetros de interés y entrega una medida de error (mediana) menor al +/-5% para los tres componentes analizados. En los otros casos (Caso 2 y 4) las medidas de error son mayores y superan en algunos casos el 12% (Caso 4).

El caso 1 que corresponde al de mejor desempeño estadístico, presenta estimaciones de capturabilidad de cruceros muy cercanas a lo supuesto, así como una leve sobrestimación de la biomasa con valores históricos de +3,5% y en un +2,5% para el último año. Esta situación correlacionada negativamente con la mortalidad por pesca, produce la subestimación en el F que en cualquier caso es menor al -4,6%. A nivel de reclutamientos, las estimaciones indican medidas de error que no superan el 7%.

Las medidas de error antes presentadas para las biomasas se incrementan en más del doble para el año más reciente si se considera la incorporación del error de observación del desembarque de un 20% (cv=0,1), siendo los reclutamientos estimados por el modelo la variable más influenciada.

Tabla 2.
Mediana de los principales estadísticos del desempeño de cuatro casos de configuración del modelo MAE. Con error de observación en los desembarques simulados

		Caso 1	Caso 2	Caso 3	Caso 4
	Sel. reclas	estimada	estimada	fijo en 1	fijo en 1
	q reclas	1.10	1.00	1.00	0.92
	q pelaces	0.54	0.52	0.51	0.46
	Log-verosim	2730.91	2732.61	2735.64	2733.36
Componentes verosimilitud	B. reclas	20.08	20.58	21.32	20.33
	B.pelaces	11.28	11.30	11.39	11.33
	Desemb	0.96	1.01	1.12	0.84
	p. Captura	1931.39	1932.44	1932.20	1931.94
	p. Crucero	734.53	734.60	736.71	736.03
Error último año	Biomasa	-6.3%	-8.0%	-4.3%	-17.3%
	F	1.9%	7.7%	3.3%	11.8%
	Reclutas	-12.0%	-12.3%	-3.6%	-14.3%
Error histórico	Biomasa	-2.7%	-3.6%	-2.8%	-10.9%
	F	-9.3%	-5.3%	-5.6%	-0.1%
	Reclutas	-4.8%	-5.1%	-3.8%	-8.9%

Estos resultados permiten establecer que el modelo es capaz de estimar la capturabilidad y selectividad de los cruceros de manera apropiada, generando niveles de error para la biomasa en promedio del 2,5% si no se considera error del desembarque y se incrementan al -6,3% al considerar un error de observación del 20% en estos. Sin perjuicio de esto, el nivel de error de la biomasa y su distribución muestran valores que al 95% de confianza generan un intervalo entre -0.62 y +0.40 lo cual revela que el modelo presenta una adecuada exactitud pero una alta imprecisión.

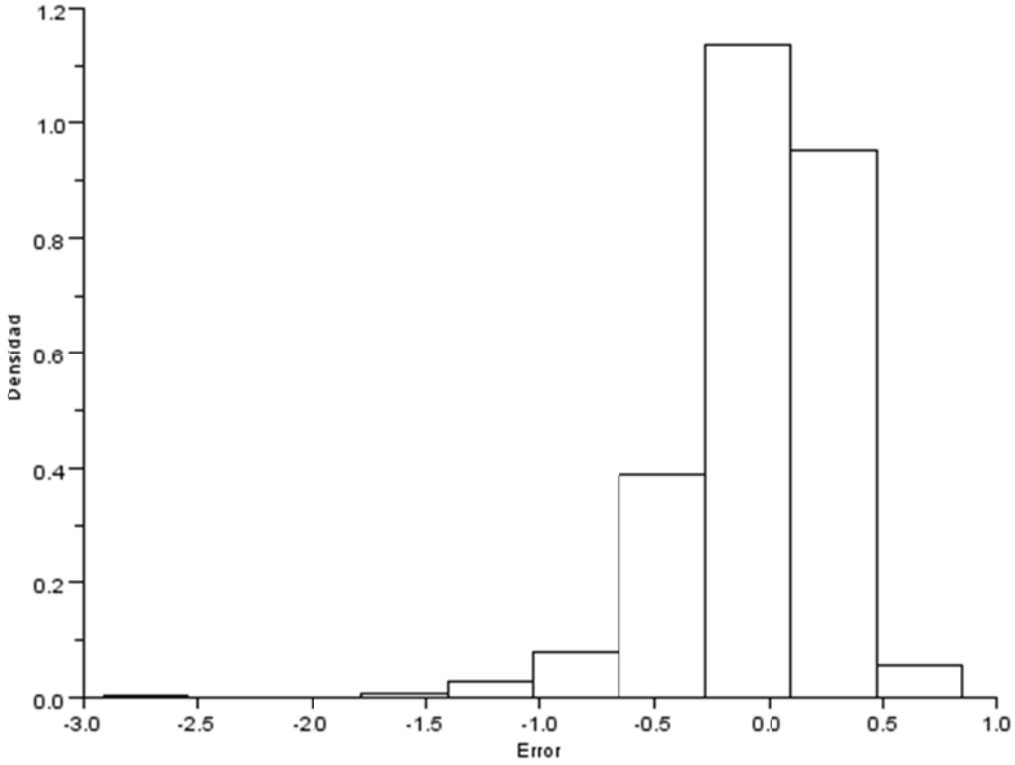


Figura 18. Distribución de probabilidad del error de estimación de la biomasa. Caso 1.

ANEXO 5:

Crecimiento semestral de la sardina común

Crecimiento semestral de la sardina común

Por Cristian Canales

Se analiza el crecimiento semestral de la sardina común sobre la base de las composiciones de tallas de las capturas registradas desde 1995 al primer semestre del 2012. Para tal efecto se aplica un modelo de seguimiento de componentes modales a través de los semestres, donde las composiciones de tallas se suponen constituidas por grupos de edades que en escala semestral corresponde a clases semi-anuales de edad. Es decir, para la sardina con tres grupos de edades dominantes en la pesquería durante un año corriente se suponen 6 grupos de edad en escala semi-anual o semestral.

Metodología

De acuerdo con Canales y Arana (2009), el análisis supone que una determinada estructura de tallas se encuentra compuesta por una o más composición de edades, cada una de ellas siguiendo un patrón de distribución normal cuya talla media caracteriza cada grupo etario. Para cada grupo de edad (*a*) la talla media se establece como:

$$\overline{L}_a = L_{oo} * (1 - \exp^{-k}) + \exp^{-k} * \overline{L}_{a-1} \tag{1}$$

Donde Loo y k son parámetros desconocidos por resolver, al igual que la talla modal del primer grupo de edad. La proporción de individuos a la talla (*l*) en el por grupo de edad (*a*) queda representado por una distribución normal:

$$p_{l,a} \sim N(\overline{L}_a, \sigma_a^2) \tag{2}$$

donde la desviación estándar a la edad puede ser constante entre edades o bien funcional a la talla media a la edad:

$$\sigma_a = CV * \overline{L}_a \tag{3}$$

La composición de tallas en cualquier instante para un determinado grupo de edad queda representado por:

$$f_{l,a} = \pi_a * p_{l,a} * n \tag{4}$$

$$\sum_{a}^{na} \pi_a = 1 \tag{5}$$

donde π_a representa la proporción de cada grupo etario y n el tamaño de muestra observado en composición de tallas. De esta forma, la composición de tallas es estimada sumando sobre cada componente modal:

$$\hat{F}_l = \sum_{a}^{na} f_{l,a} \tag{6}$$

El modelo es implementado en ADMB y se resume en determinar los parámetros de crecimiento, el coeficiente de variación y las proporciones edad-específicas, de forma que minimicen el valor de un estimador de log-verosimilitud penalizado, asumiendo para ello que el error de observación de las i-ésimas composiciones de tallas responden a una distribución multinomial. En esta distribución, se emplea un tamaño muestral efectivo fijo de 100 individuos (m)

$$\log L = 100 \sum_i \sum_l \left[\frac{F_{l,i}}{\sum_l F_{l,i}} * \log\left(\frac{\hat{F}_{l,i}}{\sum_l \hat{F}_{l,i}}\right) \right] + \lambda * \sum_i \sum_a (\pi_{a,i} - 1)^2 + \sum_j \theta_j \tag{7}$$

El segundo término corresponde a una penalización (λ=1000) para asegurar la suma de proporciones sobre los grupos de edad igual a uno y el tercer término corresponde a la suma de distribuciones a priori sobre los parámetros de crecimiento a resolver.

Parámetro	Prior
$L\infty$	fijo y conocido según escenario
k	~ logN(log(0,35); 0,3)
$L_{(1)}$	~ logN(log(10); 1,0)
σ	~ logN(log(1,0); 0,3)
CV	~ logN(log(1,0); 0,3)

Resultados

Los datos fueron analizados considerando como supuesto que la sardina tiene a lo más tres grupos de edad dominantes en la pesquería (6 grupos de edad semestrales), y las principales fuentes de incertidumbre analizadas correspondieron al supuesto de proporcionalidad entre la desviación estándar de la talla por grupo de edad respecto de la talla promedio por grupo de edad. Se probaron dos escenario de talla asintótica en 19,0 cm y 18,1 cm (Cubillos et al 2001). Los resultados se resumen en la Tabla 1y la curva de crecimiento en la Figura 1, mientras el ajuste del modelo a los datos se entrega en la Figuras 1 y 2 destacando tanto la calidad del ajuste del modelo a los datos como la clara identificación de los diferentes componentes modales.

El modelo con mejor desempeño (menor log verosimilitud L) es aquel que supone independencia en la desviación estándar de la talla por grupo de edad (Caso 1). Igualmente se destaca que las estimaciones de talla asintótica podrían ser incluso mayor a 19 cm dado que la verosimilitud mejora cuando este parámetro incrementa (Caso 1 y 2). En este análisis dicho parámetro no pudo ser estimado dentro de valores razonables.

Independientemente de los casos, el coeficiente de crecimiento k es próximo a 0,2 lo que extrapolado a una escala anual equivale a k=0,4 y es similar a las estimaciones de Aguayo y Soto (1978) y Barría *et al* (1999). Esta situación había sido señalada por Canales et al (2012) en cuanto a que los parámetros de crecimiento más recientes de sardina no permiten reproducir la dinámica de las composiciones de tallas. Igualmente, la talla promedio del primer grupo de edad se estima en 6,4 cm, y que fue asignado a los individuos de 6 meses de edad.

El modelo de crecimiento ajustado indica que al año de edad la sardina alcanzaría 10,6 cm y al segundo 13,4 cm de longitud total. Este crecimiento a la talla es uno de los más bajos de todos los conocidos. Mientras diversos autores señalan que la sardina a los 6 meses podría alcanzar entre 8 - 10 cm, la información empleadas es consistente en señalar que el componente de menor talla se reproduce en torno a los 6,4 cm de longitud.

Tabla 1.
Parámetros de crecimiento ajustados a la sardina común para tres casos de análisis

Caso	Loo (cm)	k	Lo (cm)	sigma	sigma/cv	-L
1	19.0 (fijo)	0.202	6.465	constante	0.913	9469.46
2	18.1 (fijo)	0.224	6.433	constante	0.941	9476.94
3	19.0 (fijo)	0.185	6.420	variable	0.095	9505.56

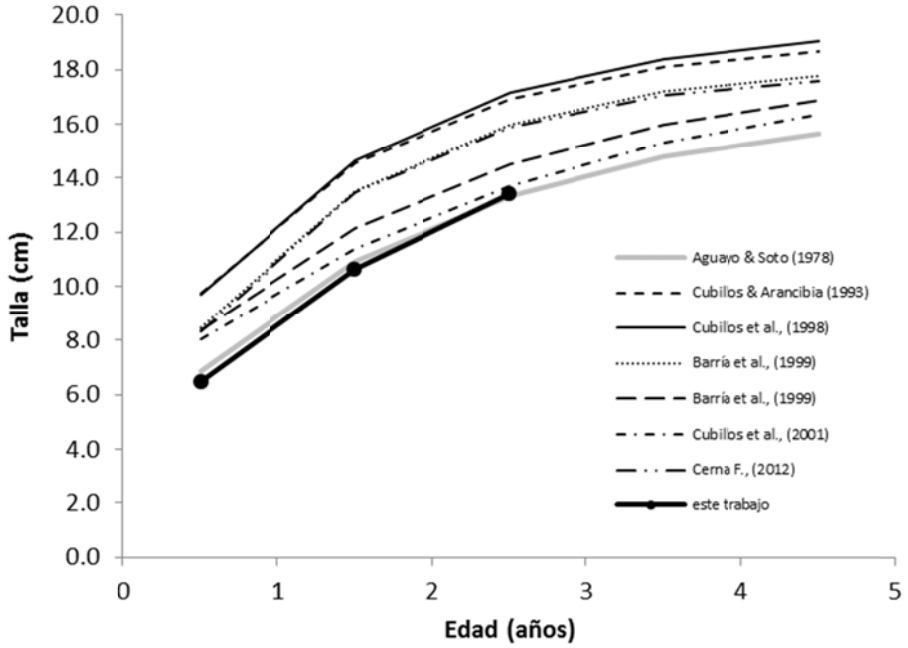


Figura 1. Curvas de crecimiento de sardina común según diversos autores

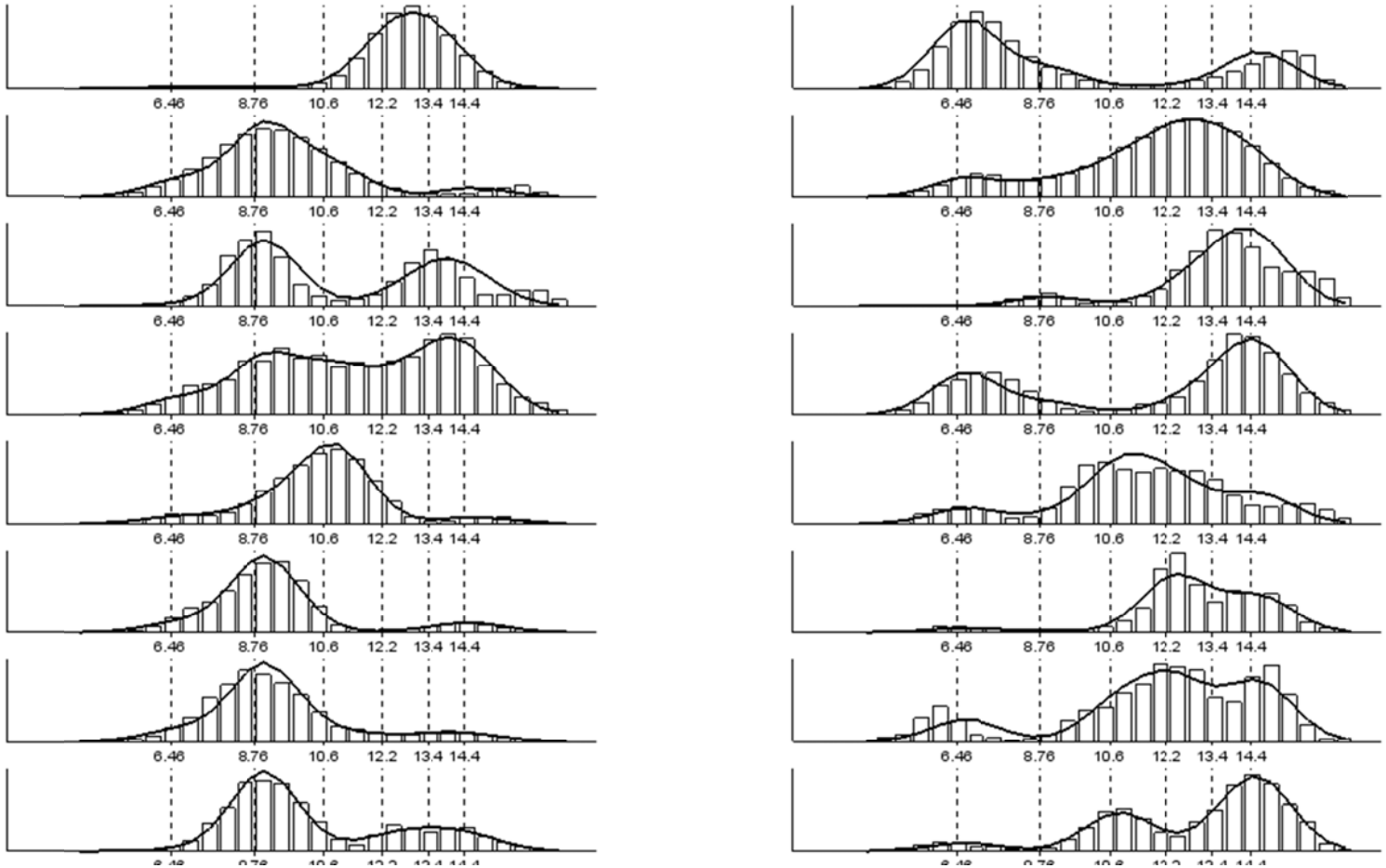


Figura 2. Composiciones de tallas observadas (barras) y ajustadas (líneas) por el modelo de crecimiento semestral. Las líneas segmentadas representan la talla media por grupo de edad. Escenario desviación constantes entre grupos.

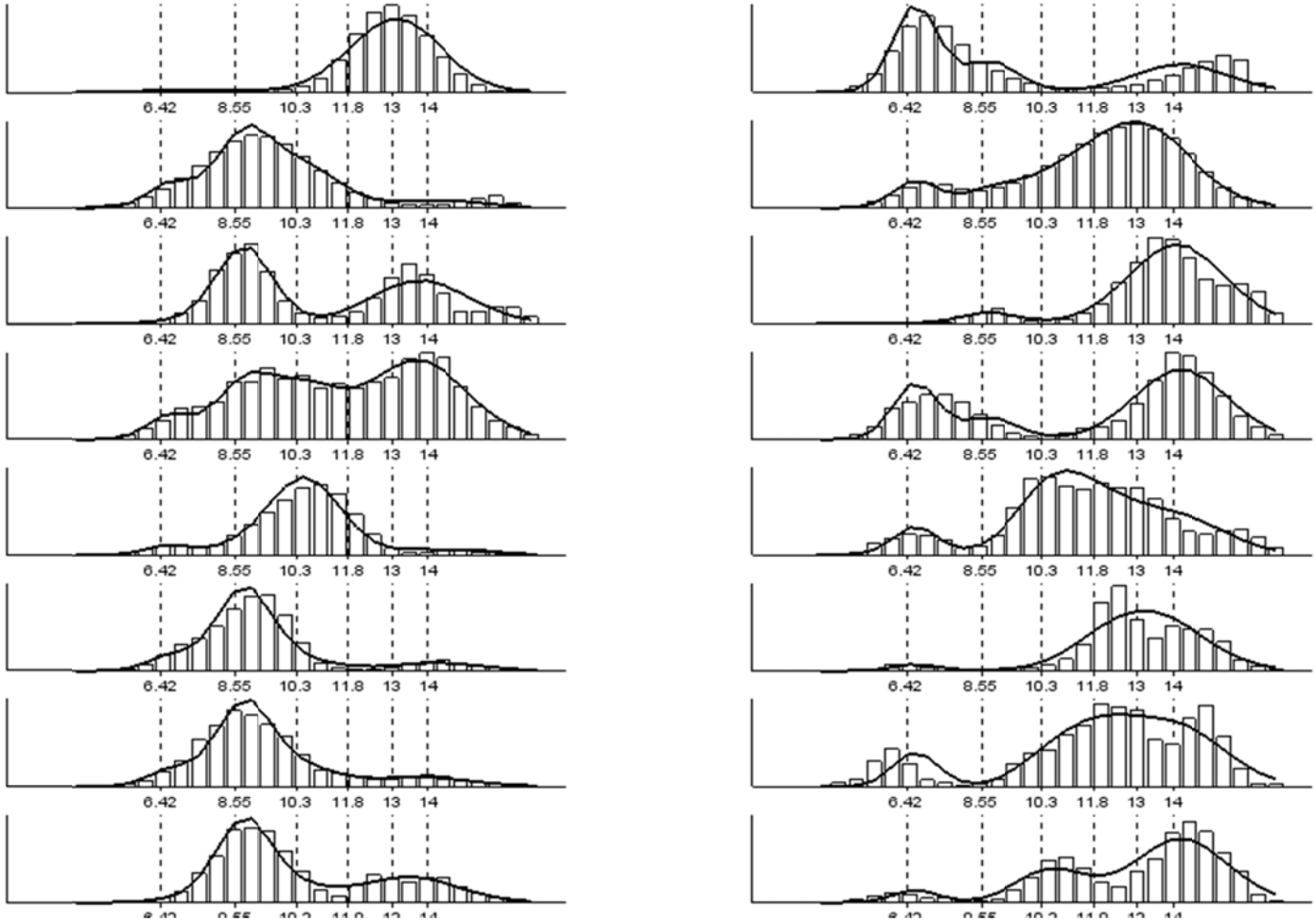


Figura 3. Composiciones de tallas observadas (barras) y ajustadas (líneas) por el modelo de crecimiento semestral. Las líneas segmentadas representan la talla media por grupo de edad. Escenario desviación variable entre grupos.

Referencias

Canales, C. & Arana, P. (2009). Crecimiento, mortalidad y evaluación de la población de cangrejo dorado (*Chaceon chilensis*) explotado en el Archipiélago de Juan Fernández, Chile. Lat. Am. J. Aquat. Res., 37(3): 313 – 32.6, 2009.

ANEXO 6:

Reportes de las reuniones de trabajo bilaterales
de recursos pelágicos 2012.

Reporte Final

Reunión de Revisión de Datos empleados en evaluación de stock: recursos Pelágicos 2012

Departamento de Evaluación de Recursos
IFOP

Valparaíso 29-30 mayo, 2012

1. Contexto

Durante los días 29 y 30 de mayo del presente y en dependencias del Instituto de Fomento esquero (IFOP), se realizó una reunión/taller de revisión del listado de datos que son empleados en la evaluación de las principales pesquerías pelágicas de Chile año 2012. Esta actividad contempló como objetivos los siguientes:

(1) Actualizar y revisar el listado de información, datos y conocimientos empleados en la evaluación de stock, con énfasis en la identificación de mejoras;
(2) Generar un resumen sobre la calidad y suficiencia de la información, datos y conocimientos empleados en la evaluación de stock;
(3) Identificar las fortalezas y debilidades en la información, datos y conocimiento empleados en la evaluación de stock, priorizando un listado de tareas a satisfacer en el corto y mediano plazo.

Este evento se realizó en el marco del convenio SUBPESCA/IFOP-2011: "Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2013", contratado por la Subsecretaría de Pesca.

Como antecedentes se tuvo a la vista el reporte del taller de datos de recursos pelágicos realizado el 2011. En este taller se discutió sobre el listado/calidad de los datos empleados en las evaluaciones de los recursos anchoveta XV-II Regiones; anchoveta III-IV Regiones; anchoveta V-X Regiones; sardina común V-X Regiones; sardina austral ; y, jurel, y como panelistas encargados de la revisión actuaron investigadores especialistas de IFOP y sectorialistas de la Subsecretaría de Pesca.

La reunión fue presidida por el Sr. Cristian Canales – Jefe del Departamento de Evaluación de Recursos de IFOP.

2. Asuntos administrativos

Tanto el material discutido en el taller así como este reporte fue dispuesto en sitio de google creado para el efecto: https://sites.google.com/site/tallerdedatospelagicos/

3. Desarrollo por recurso/pesquería

3.1 Anchoveta y sardina común centro-sur

1. Hipótesis de estructura poblacional y definiciones de la unidad de stock

Se trabaja la hipótesis de una Unidad de stock entre la V y X Regiones.

Galleguillos et al 1994 realiza un estudio FIP 94-20 relativo al análisis de unidades de stock en los recursos sardina común y anchoveta de la zona centro-sur. Los resultados no son del todo concluyentes debido a limitaciones metodológicas y contradicciones entre herramientas de análisis empleadas (genética, parasitología, morfometría). Recientemente Oyarzun et al., 2007. a desarrollado el proyecto FIP 2007-26 denominado "Unidades de stocks de anchoveta y sardina común en la zona centro sur de Chile" cuyos resultados aún no están disponibles.

Se recomendó revisar las conclusiones del trabajo de Galleguillos (1994) con el objeto de precisar las contradicciones antes mencionadas. Igualmente se mencionó que el proyecto FIP 2007-26 ha tenido problemas en su desarrollo por lo que no se disponen de resultados a la fecha.

Persisten las dudas sobre si la zona/pesquería mar interior/exterior a frente a Chiloé constituye una unidad de stock independiente.

2. Información de la historia de la vida.

Los parámetros empleados hasta el 2011 corresponden a los informados por Cubillos et al (2002) los que se basan esencialmente en el seguimiento de componentes modales siguientes:

Parámetro	Anchoveta	Sardina
L_{oo} (cm)*	20,8	18,1
K*	0,44 (anual) 0,22 (semestral)	0,74 (anual) 0,37 (semestral)
L_{pms} (cm)*	11,5	10,5
M*	0,70 (anual) 0,35 (semestral)	1,2 (anual) 0,6 (semestral)
M/K (anual)	1,59	1,62

*(Cubillos *et al*., 2002)

Cubillos, L. & D. Arcos. 2002. Recruitment of common sardine (*Strangomera bentincki*) and anchovy (*Engraulis ringens*) off central-south Chile in the 1990s and the impact of the 1997-1998 El Niño. Aquat. Living Resour., 15: 87-94.

Complementariamente se disponen de nuevas estimaciones de parámetros de crecimiento estimadas por Cerna (2012) cuyos resultados están disponibles en el informe final del proyecto CTP realizado durante el mismo año. Los parámetros de crecimiento son los siguientes:

Parámetros de crecimiento de sardina común y anchoveta para la zona centro-sur de chile, ajustados de acuerdo a la ecuación de von Bertalanffy.

	Parámetros	Estimación	Std. Error	t value	Pr(>|t|)
Sardina común	L_∞	17,45	0,4279	40,77	<2e-16
	K	0,63	0,0477	13,32	<2e-16
	t_0	-0,84	0,0405	-20,85	<2e-16
	n	1402			
	loglike	-2598,2 (df=4)			

	Parámetros	Estimación	Std. Error	t value	Pr(>|t|)
Anchoveta	L_∞	18,05	0,1740	103,75	<2e-16
	K	0,73	0,0323	22,72	<2e-16
	t_0	-0,92	0,0329	-27,83	<2e-16
	n	1586			
	loglike	-2830,9 (df=4)			

Parámetros de crecimiento de von Bertalanffy estimados por diferentes autores

	Estudio	Parámetros de crecimiento L_∞	K	t_0	Tipo Ajuste
Sardina común	Presente estudio	17,4	0,63	-0,84	vB convencional
	Gili en Barría et al (1999)	18,4	0,47	-0,79	vB convencional
	Gili en Barría et al (1999)	18,7	0,38	-0,97	vb estacional
	Cubillos et al (2001)	20,1	0,51	-0,04	vb estacional
Anchoveta	Presente estudio	18,0	0,73	-0,92	vB convencional
	Aguayo (1976)	19,1	0,72	-0,68	vB convencional
	Gili en Barría et al (1999)	19,6	0,46	-1,43	vB convencional
	Cubillos et al (2001)	20,1	0,51	-0,04	vb estacional

El autor concluye que los parámetros estimados representan adecuadamente el crecimiento anual de ambas especies, las que de acuerdo a su estrategia de vida deben maximizar su crecimiento durante el primer año de vida. El juicio se basa en que en estudios anteriores se habían estimado tallas promedio menor a 13 cm de longitud total para peces de un año de vida, lo cual no es

coherente con la historia de vida de estas especies. Cabe señalar que en el proceso de evaluación de stock los parámetros de crecimiento son empleados como valores "prioris" y por ende sujetos a estimaciones periódicas por el modelo de evaluación.

El grupo hizo mención que la falta de mediciones de individuos más pequeños podría tener impacto tanto en el valor de "k" como de "to". Al respecto se sugiere un re-análisis incorporando valores penalizados de tallas menores o considerar el enfoque de Canales y Leal (2010), dado que la talla promedio de la primera clase anual podría estar sobre-estimada. Asimismo, se menciona que la talla promedio del grupo de edad "0" debiera corresponder a la mitad del año.

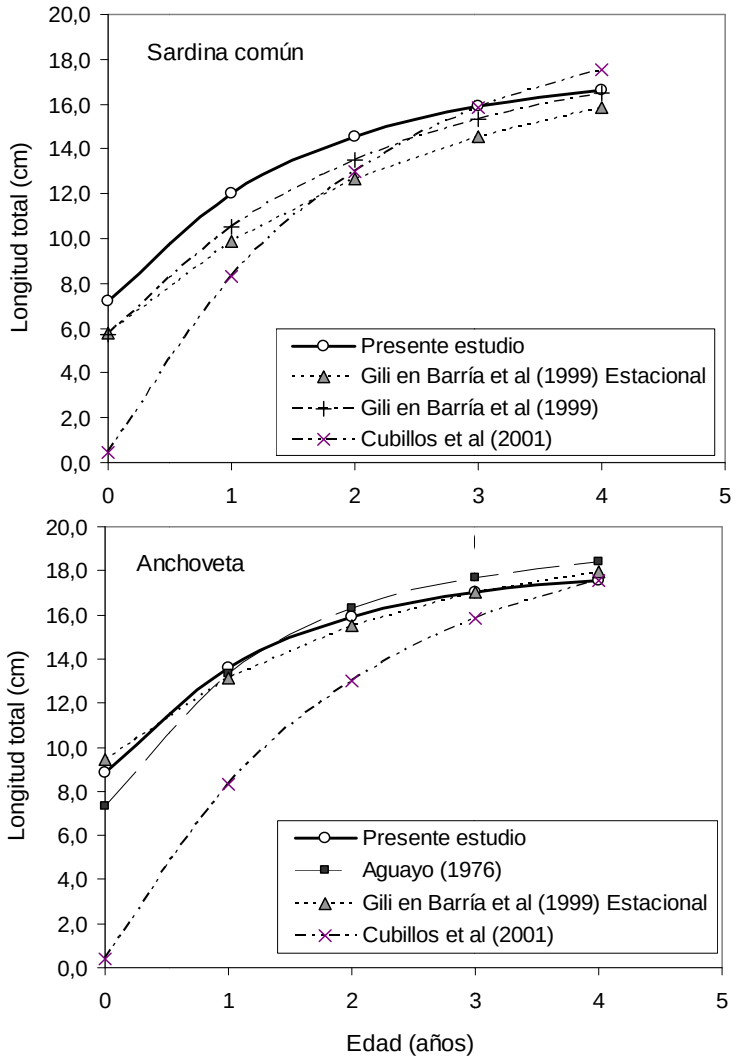


Figura 1. Curvas de crecimiento de von Bertalanffy para sardina común y anchoveta de la zona centro-sur estimadas por diferentes autores.

Respecto de la mortalidad natural, y si el cociente M/K no varía, considerando los nuevos estimados de crecimiento entregarían valores de M para anchoveta y sardina similares en torno a M=1.0 base anual. Sin perjuicio de lo anterior, el grupo considera estos antecedentes como preliminares y concuerda sobre la necesidad de realizar nuevos análisis sobre asignación de edades basados en los antecedentes de la anchoveta de la zona norte en la cual se establece que el recurso vive menos tiempo del que se tenía contemplado.

Finalmente, y respecto de los estudios de madurez sexual, se indicó que estos están basados en tallas por lo que se hace necesario revisar estas estimaciones considerando la edad de los peces, aspecto que debe ser abordado en un estudio independiente.

3. Niveles de descartes y subreportes.

En esta pesquería se considera que el descarte es poco significativo, como tampoco se considera de manera explícita el subreporte, pero se supone que este puede ser importante principalmente a nivel de flota artesanal pero no se disponen de estudios formales sobre estos niveles.

Se mostraron algunos análisis realizados el 2011 respecto de la corrección de las capturas de sardina y anchoveta 1998-2001. Al respecto se acuerda considerar estas nuevas correcciones sobre los registros oficiales a emplear en la evaluación de stock. Se supone que en esos años se habría sobreestimado las capturas de sardina y anchoveta por jurel.

También se hizo mención respecto de las diferencias de las capturas empleadas por IFOP y las informadas por SERNAPESCA. Se acuerda emplear las estadísticas de capturas de SERNAPESCA y SUBPESCA para propósitos de evaluación de stock.

4. Indices de abundancia apropiados para la evaluación de stock

Los índices empleados en la evaluación de stock corresponden a los cruceros acústicos: verano (Reclas) y otoño (Pelaces). Sobre estos índices no se realizaron mayores observaciones. Se recomendó incluir en el ajuste de los modelos las estimaciones de biomasa mediante el MDPH realizadas en esta zona.

5. Sobre la actualización de la información

Se recomendó actualizar los antecedentes cada vez que se presente un nuevo informe, particularmente en lo que dice relación con la pesquería.

Lista de participantes

Reunión sobre la revisión de datos empleados en evaluación de stock: recursos pelágicos

Departamento de Evaluación de Recursos
IFOP

Valparaíso 29-30 mayo, 2012

Participantes	email
Elson Leal (IFOP)	elson.leal@ifop.cl
Alejandra Ordenes (IFOP)	aordenes@subpesca.cl
Rodolfo Serra (IFOP)	rodolfo.serra@ifop.cl
Víctor Espejo (SUBPESCA)	vespejo@subpesca.cl
Mario Acevedo (SUBPESCA)	macevedo@subpesca.cl
Cristian Canales (IFOP)	cristian.canales@ifop.cl
José Acevedo (SUBPESCA)	jacevedo@ifop.cl
M. Gabriela Böhm (IFOP)	gabriela.bohm@ifop.cl

Reporte de la reunión

Revisión de la modelación empleada en la evaluación de recursos pelágicos

Departamento de Evaluación de Recursos
IFOP

Valparaíso 20-21 junio, 2012

1. Introducción

Durante los días 20 y 21 de junio del presente y en dependencias de la Subsecretaría de Pesca y del Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), se realizó un taller de la modelación empleada en la evaluación de recursos pelágicos de Chile. Esta actividad contempló como objetivos: (1) Revisar las principales hipótesis/supuestos de la población y las pesquerías, y como estos han sido incorporados en los modelos de evaluación de stock; (2) Establecer el o los modelos que serán empleados para realizar la evaluación de stock y (3) Generar un resumen/recomendaciones sobre la calidad y suficiencia de los modelos en función de la calidad de la información, funcionalidad para fines de manejo y del tratamiento de fuentes de incertidumbre.

Este evento se realizó en el marco del convenio SUBPESCA/IFOP-2012: "Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2013", contratado por la Subsecretaría de Pesca.

2. Recomendaciones y tareas por recurso/pesquería

Sardina y Anchoveta Centro-Sur

- Se define como modelo base de evaluación el MAE y se deja para fines exploratorios y de mejoras el modelo semestral en tallas.

- Incorporar series de MDP como proporcional a la biomasa desovante

- Evaluar la incorporación de las composiciones de edades del crucero “pelaces” a objeto de definir un patrón de explotación particular para esta crucero

- Relajar el supuesto del valor de la edad al 50% de selectividad y re-estimar los tamaños de muestras efectivos para el modelo alternativo.

- Re-analizar los tamaños de muestra efectivos dada la inclusión de nuevas composiciones de edad

- Analizar el índice de status RPR ya sea basado en términos dinámicos o de equilibrio. Sus implicancias respecto del diagrama de fases.

- Generar los análisis de simulación de procesos con el objeto de evaluar la robustez del modelo de Sardina frente a fuentes de incertidumbre no medibles (validación).

- Dejar el enfoque de pesquería mixta como tarea a ser entregada en el informe final del proyecto una vez transcurrido el desarrollo de los grupos de trabajo de los comités científicos. Este enfoque se encuentra abierto ya sea a la modelación conjunta o a la exploración de reglas de decisión.

Lista de participantes

Revisión de la modelación empleada en la evaluación de recursos pelágicos

Departamento de Evaluación de Recursos
IFOP

Valparaíso 1-2 junio

Participantes

	email
Elson Leal (IFOP)	elson.leal@ifop.cl
María José Zúñiga (IFOP)	mariajose.zuñiga@ifop.cl
Cristian Canales (IFOP)	cristian.canales@ifop.cl
Víctor Espejo (SUBPESCA)	vespejo@subpesca.cl
Mario Acevedo (SUBPESCA)	macevedo@subpesca.cl
Alejandra Ordenes (SUBPESCA)	aordenes@subpesca.cl
Rodolfo Serra (IFOP)	rodolfo.serra@ifop.cl
Silvia Hernández	shernandez@subpesca.cl
José Acevedo (SUBPESCA)	jacevedo@ifop.cl

Términos de Referencia

Reunión de revisión de la modelación empleada en la evaluación de recursos pelágicos

Departamento de Evaluación de Recursos
IFOP

1. Contexto.

Por más de dos décadas, IFOP ha realizado las evaluaciones de stocks y diagnósticos del estatus de los principales recursos pesqueros de Chile. Este proceso de evaluación de stock se inicia con la recolección de datos y generación de información, de manera que resulta necesario disponer de un proceso periódico de revisión de la información que recurrentemente es empleada para estos fines, esto con el objeto de identificar sus fortalezas y debilidades, así como proponer un plan de acción para la mejora en sus puntos deficitarios.

Por otra parte, IFOP por mandato de Subsecretaría de Pesca y en el marco de una política de transparencia de los procesos, ha impulsado el establecimiento de un proceso independiente de la revisión de evaluación de stock, el cual involucra también la calidad de los datos. La transparencia se logra entre otras formas, difundiendo la actividad al público general y permitiendo el acceso de observadores a las rondas de reuniones del debate técnico.

El presente documento pretende orientar la conducción del taller de datos hacia la obtención de resultados concretos, los que permitan esencialmente disponer de un estado de situación sobre los criterios y supuestos empleados para dar base a los enfoques de modelación para fines de evaluación de las poblaciones, así como del programa de tareas de corto y mediano plazo que permita el mejoramiento continuo en estas materias.

2. Objetivos de la reunión

Los objetivos de la reunión son los siguientes:

1. Revisar las principales hipótesis/supuestos de la población y las pesquerías, y como estos han sido incorporados en los modelos de evaluación de stock.

2. Establecer el o los modelos que serán empleados para realizar la evaluación de stock.

3. Generar un resumen sobre la calidad y suficiencia de los modelos en función de la calidad de la información, funcionalidad para fines de manejo y del tratamiento de fuentes de incertidumbre.

2. Agenda propuesta

Miércoles (SUBPESCA)

10:00 – 11:30 Anchoveta XV-II Regiones

11:30 – 13:00 Anchoveta III-IV Regiones

13:00 – 14:30 Pausa de almuerzo

14:30 – 16:00 Sardina austral

16:00 – 17:30 Sardina y anchoveta V-X Regiones

Jueves (IFOP)

10:00 – 11:30 Jurel

ANEXO 7:

Actualización del modelo de evaluación de stock con información de crucero acústico de verano (Reclas) 2013.

ACTUALIZACIÓN DEL MODELO DE EVALUACIÓN DE STOCK CON INFORMACIÓN DE CRUCERO ACÚSTICO DE VERANO 2013.

ANTECEDENTES GENERALES

Se resumen los resultados relativos a la actualización de la evaluación de stock y estimación de capturas permisibles para sardina común año 2013.

La información empleada en la evaluación de stock fue actualizada considerando principalmente que durante el 2012 se capturaron poco más de850 mil toneladas (Tabla 1), y que la biomasa entregada en el crucero de verano 2013 arrojó un valor de 1,13 millones de toneladas. Esta estimación muestra una importante disminución equivalente al 29% de la abundancia estimada en el verano del 2012 (Tabla 2). Los resultados del crucero mostraron que la población de sardina estuvo conformada por una baja relativa de reclutas (individuos menores o iguales a 11 cm de talla) y cuyo aporte fue del 43% de (Figura 1). La zona con mayor biomasa correspondió a la IX-XIV con 1 millón de toneladas conformada principalmente por peces adultos.

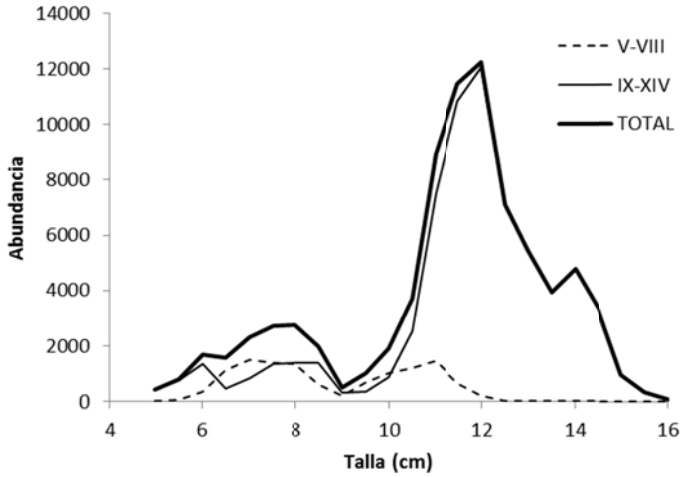


Figura 1. Composición de tallas de la sardina común estimadas de los cruceros de verano (Reclas) 2013.

Tabla 1.

Desembarques de sardina común en año calendario y biológico.

Año	Captura año calendario (t)	Proporción 1er semestre	Captura año biológico (t)
1990	277,258	0.663	
1991	556,305	0.721	494,567
1992	447,988	0.803	514,787
1993	243,591	0.665	250,237
1994	340,973	0.813	358,949
1995	126,715	0.449	120,608
1996	446,668	0.653	361,735
1997	441,149	0.902	552,515
1998	50,562	0.603	73,892
1999	213,959	0.902	212,993
2000	207,832	0.888	205,616
2001	33,278	0.817	50,451
2002	347,083	0.862	305,257
2003	300,358	0.781	282,360
2004	331,527	0.925	372,689
2005	273,268	0.799	242,976
2006	579,879	0.761	496,438
2007	271,707	0.759	344,596
2008	804,893	0.805	713,623
2009	852,042	0.879	905,818
2010	749,490	0.668	603,450
2011	814,926	0.671	796,319
2012	850,170	0,670	826,505
2013(*)			769,264

(*) La captura de la temporada 2012/13 se estima en torno a 769,2 mil toneladas, esto considerando 850,1 mil t registradas durante el 2do semestre del 2012 y una proyección de 405 mil t para el 1er semestre del 2013. Esta proyección se basa en el monto anual de cuota fijado para el 2013 de 605 mil toneladas y la proporción de las capturas obtenidas durante el primer semestre 2012 (p=0.67).

Tabla 2.
Biomasas de sardina común evaluadas en los cruceros de Verano (Reclas), Otoño (Pelaces) y MPDH.

	Verano (t)	Otoño (t)	MDPH (t)
2000	252,601	-	-
2001	567,819	-	-
2002	858,800	-	498,337
2003	477,998	173,520	-
2004	351,125	-	5,186
2005	633,136	1,456,876	125,008
2006	2,073,692	552,880	-
2007	2,134,043	169,760	168,611
2008	4,813,144	-	109,162
2009	1,555,625	991,730	213,762
2010	2,600,000	2,325,166	589,079
2011	3,150,000	1,380,000	-
2012	3,790,000	1,217,169	-
2013	1,133,477	-	-

Por su parte, el modelo de evaluación de stock es edad-estructurado (MAE) y considera como base temporal el año biológico en el cual el mes de enero corresponde a la mitad del año biológico y por ende julio es el de inicio. Se trata de un modelo estadístico de captura a la edad ajustado a las composiciones de edades de las capturas y los índices de abundancia disponibles.

El modelo de la dinámica supone que la captura es continua al interior del año, en el cual la biomasa desovante ocurre a principios de julio y el reclutamiento a inicios de enero de cada año. Se trabaja bajo el supuesto que la población de sardina común entre la V - X Región constituye una unidad de stock en la cual las variaciones se explican por captura, reclutamientos y mortalidad natural. En este modelo se supone que la mortalidad por pesca tiene variaciones estocásticas entre años y edades, pero estas quedan representadas por el patrón de selectividad edad-específica y la mortalidad por pesca anual. Igualmente, se supone que la mortalidad natural es constante entre años y edades. La explotación edad específica (selectividad o patrón de explotación) es representada por una función logística, al igual que lo empleado para describir el efecto selectivo delos cruceros acústicos

El modelo es resuelto a través de técnicas bayesianas en cuanto maximizar la distribución a posteriori de los parámetros de interés. Las distribuciones *a priori* recaen en el error de proceso referido con el reclutamiento y en la capturabilidad del crucero de verano donde log(q)~N(0,0.2).

En relación a los tamaños de muestra y coeficientes de variación empleados como medidas de dispersión de error de los datos respecto del modelo, se considera un cv=0.3 para las biomasas de cruceros y cv=0.1 para las capturas, mientras que las composiciones de edades de las capturas, crucero de verano y de otoño consideran tamaño de muestra de 40, 9 y 8 respectivamente.

El período de evaluación considera la serie 1990/91 – 2012/13 y el resumen de la información es la siguiente:

- Estimaciones previas de parámetros de vida: madurez y mortalidad natural (M=1,2).
- Pesos medios a la edad.
- Serie de desembarques por años desde 1991 hasta el 2012.
- Composiciones de edades de las capturas actualizadas hasta 2011/2012.
- Composiciones de edades de los cruceros hidroacústicos de verano actualizadas al 2012.
- Serie de biomasas estimadas a través de cruceros hidroacústicos RECLAS y PELACES hasta el 2013.
- Serie de biomasas estimadas a través de cruceros MDPH 2002-2010.

RESULTADOS

Actualización de la Evaluación de Stock

Se actualizó la versión del modelo base empleado por Canales y Zúñiga (2012). Este escenario incluye la estructura de edades del crucero de otoño y supone además que existe selectividad diferenciada por grupos de edad entre cruceros. Además de esto y debido a la ausencia de información de edades del crucero RECLAS 2013, esta fue suplida por la composición de edad registrada en el verano del 2003, considerando la similitud que presentaron las composiciones de tallas 2003 y 2013 caracterizadas por dos modas en torno a los 7 y 12 cm, respectivamente (Figura 2).

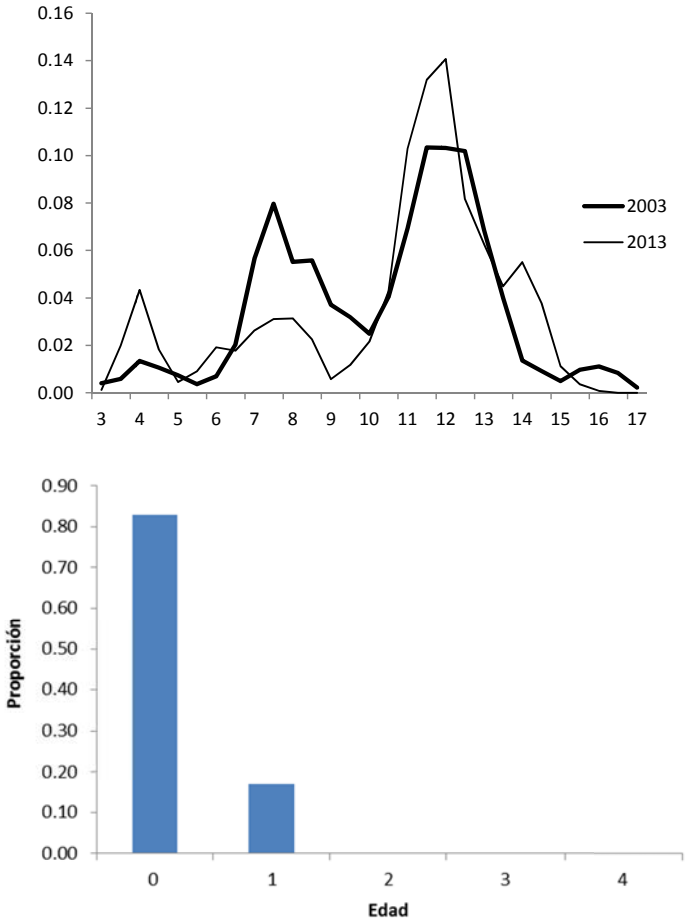


Figura 2. Composiciones de tallas de los cruceros de verano de sardina 2003 y 2013 (panel superior), y de edades 2003 (panel inferior).

El ajuste del modelo muestra en general una adecuada reproducción de los índices de abundancia y desembarques. Se destaca la notable influencia que tuvo el reciente crucero sobre las tendencias poblacionales, cuyo menor valor influyó en la estimación de biomasa del 2012 respecto de lo informado por Canales y Zúñiga (2012), generando con ello que la biomasa del crucero de verano estimadas por el modelo muestre una reducción de la población hacia los dos años más recientes (Figura 3 y 4).

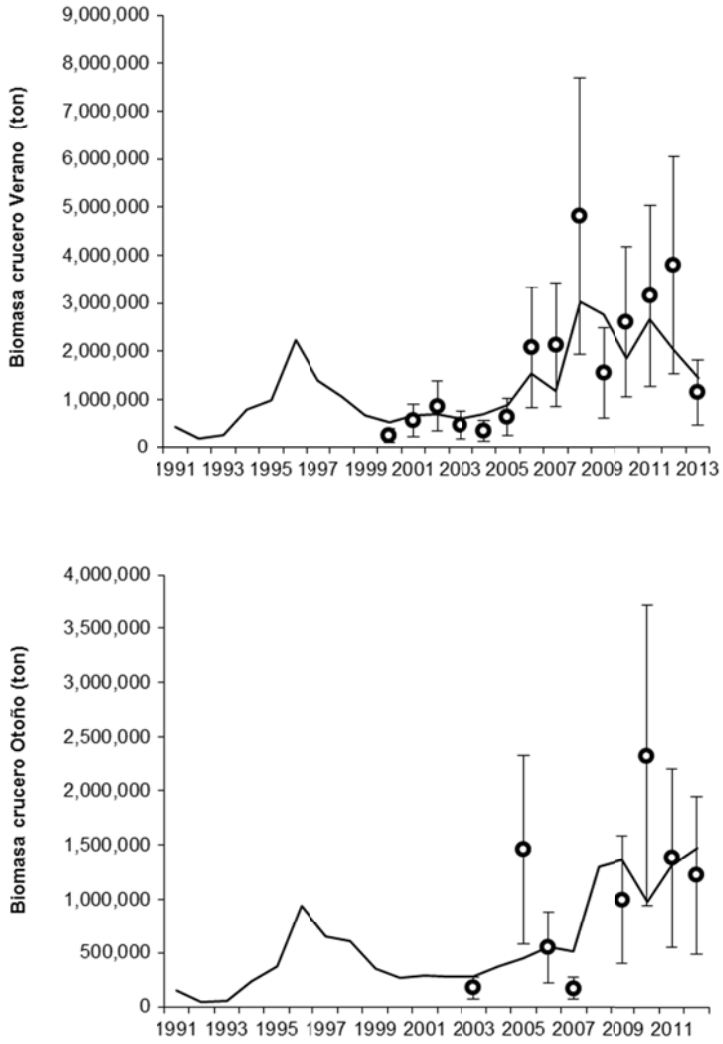


Figura 3. Ajuste del modelo anual en edades a los valores de biomasas de cruceros de sardina común centro-sur.

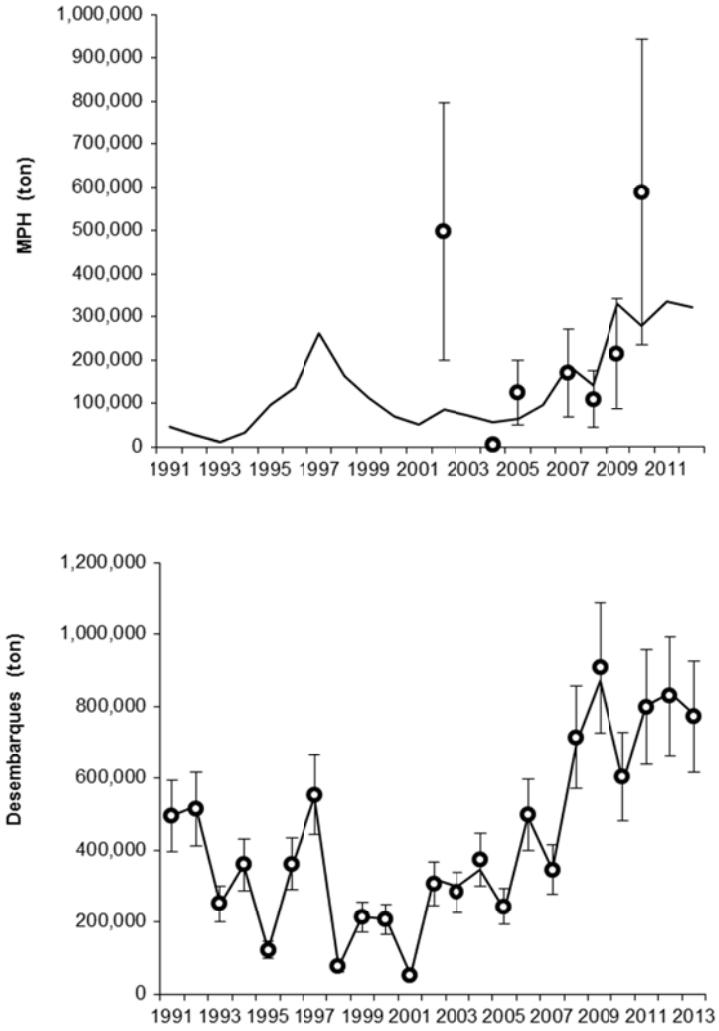


Figura 4. Ajuste del modelo anual en edades a los valores de biomasas estimadas por el MDPH y los desembarques.

Por su parte, el ajuste del modelo a la información de composiciones de edades (Figura 5,6 y 7) en general presenta un buen desempeño, particularmente en representar de mejor forma la composición de edades de los cruceros de verano. El supuesto de invariabilidad anual de los patrones de explotación como medida de parsimonia, genera algunos desajustes menores en las composiciones de edades de las capturas.

Tabla 3

Parámetros estimados del modelo de evaluación de sardina común.

```
# Number of parameters = 60  Objective function value = 922.700  Maximum gradient
component = 3.15514e-005
# A50f:
0.469726825794
# log_rangof:
-2.13352948288
# A50c:
-0.0606243210050
# log_rangoc:
-2.54988357672
# A50pela:
-0.0359411568028
# log_rangopela:
-2.53808373304
# log_Ro:
12.1454735939
# log_desv_No:
-1.71394738252 -1.01232221455 -2.25263758612 -9.99896015045
# log_desv_Rt:
 -0.375817058062  -0.612185752785  -0.0419406427810  0.270142868089  0.0645436848597
0.875638298076  -0.298626591007  -1.38997653126  -1.30338018521  -0.787462084619  -
0.223304408051  -0.330816730947  -0.441165829088  -0.331114926252  -0.275246694679
0.864949506171   -0.816774871717   1.42173587056   1.07844976607   0.515601144984
0.909414398328 0.977136581651 0.250200187669
# log_Ft:
0.0620627649513  0.768572673608  -0.0159791054135  -0.719197180945  -2.10643421934  -
1.77066521270  -1.06599471405  -2.74460329504  -1.21730092436  -0.970279577645  -
2.51413248962  -0.838954373459  -0.766457895852  -0.670834520484  -1.26835858240  -
1.06529867624  -1.34546738889  -1.37242139842  -1.17506979565  -1.21068780880  -
1.14406752921 -0.923812161697 -0.741238993640
# log_qrecl:
-0.125064954392
# log_qpela:
0.119006107142
# log_qmph:
-1.69150220809
```

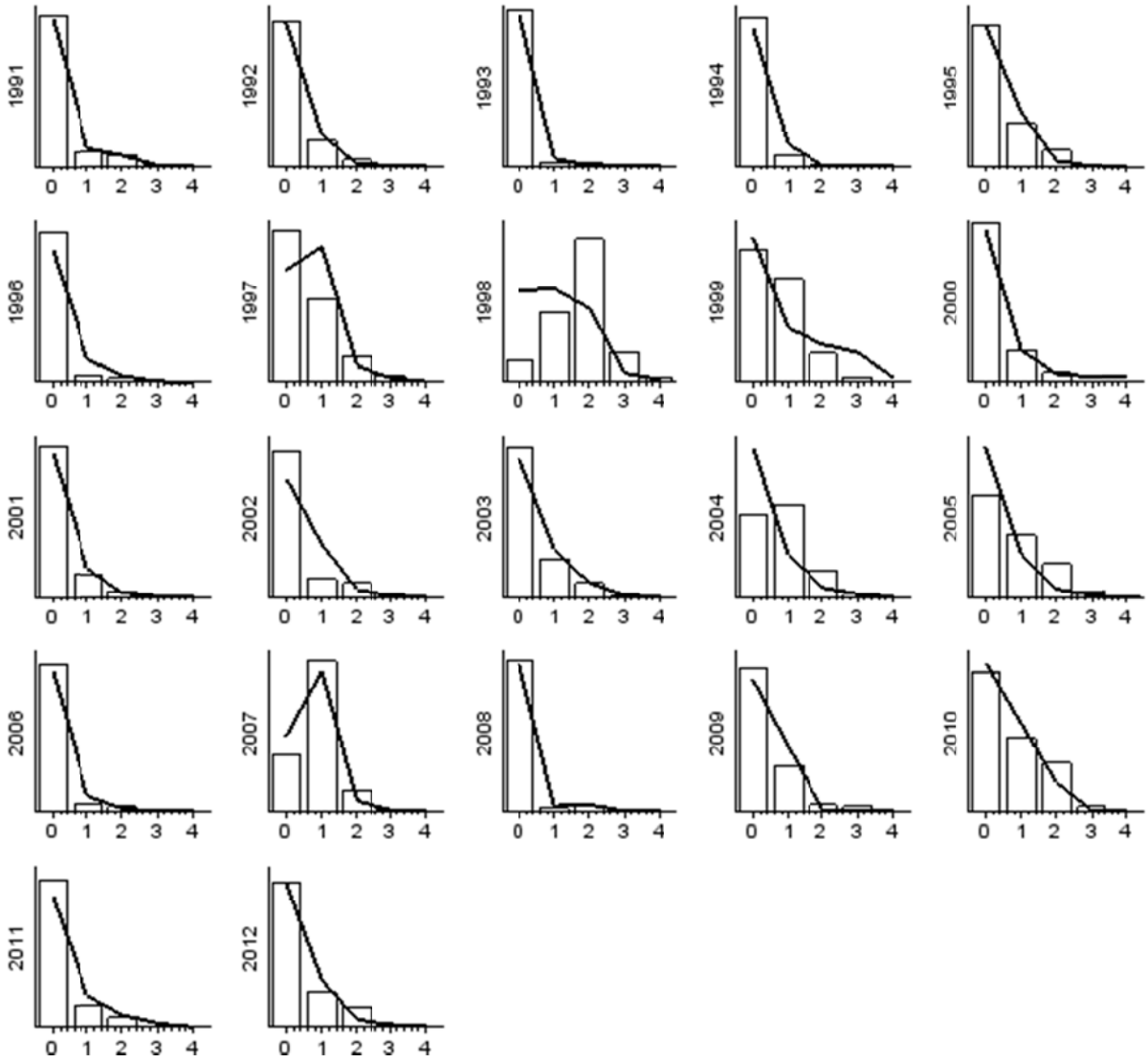


Figura 5. Ajuste del modelo en edades a las composiciones de edades de las capturas de sardina común centro-sur.

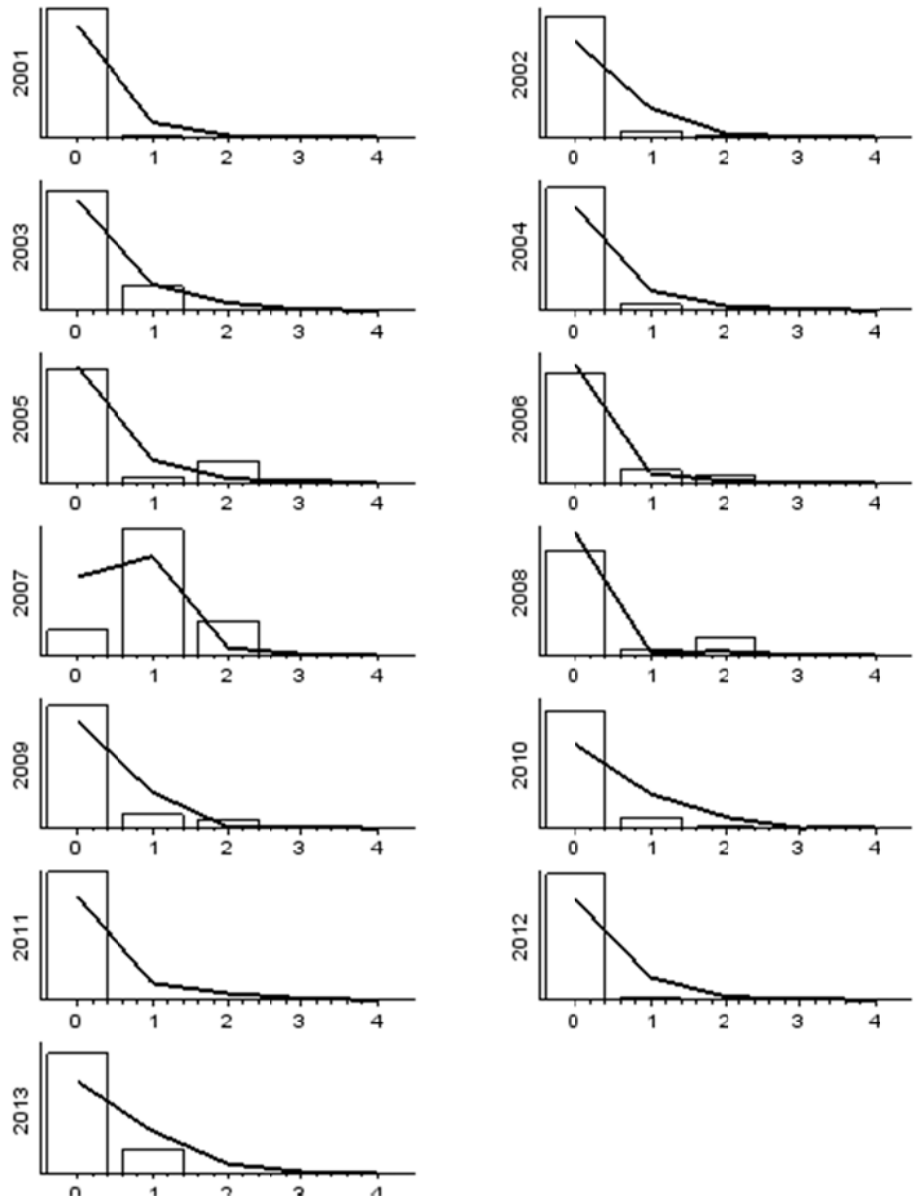


Figura 6. Ajuste del modelo en edades a las composiciones de edades de los Cruceros de Verano RECLAS de sardina común.

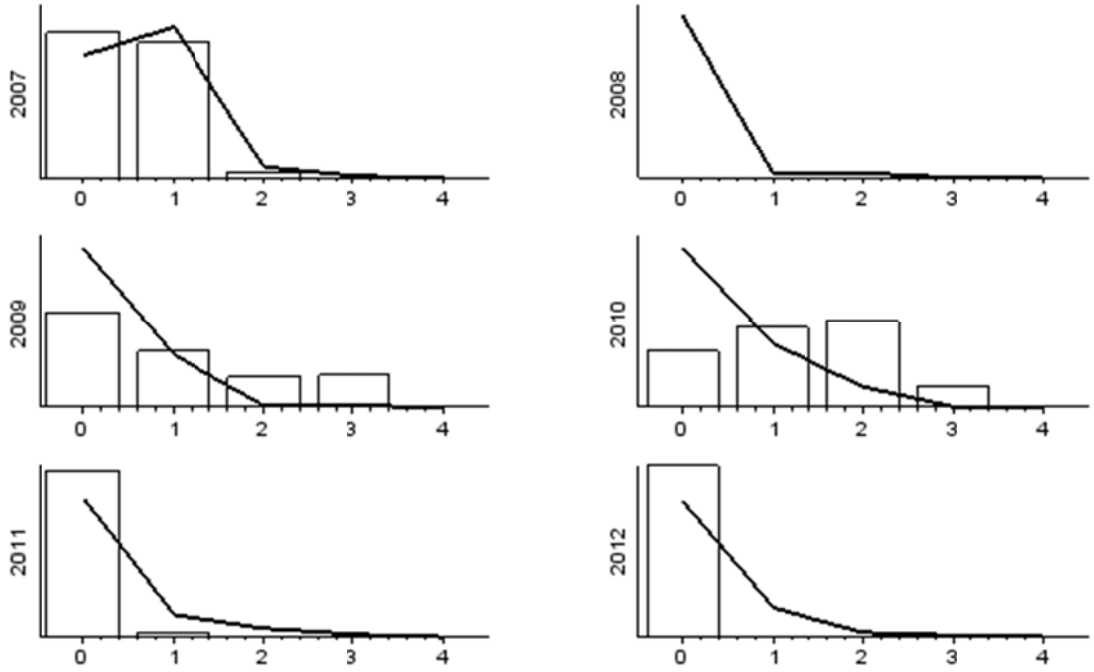


Figura 7. Ajuste del modelo en edades a las composiciones de edades de los Cruceros de Otoño PELACES de sardina común.

Variables poblacionales

Reclutamientos

La población de sardina común ha experimentado importantes fluctuaciones como consecuencia de los reclutamientos (edad 0) y cuya magnitud solo alcanza a impactar los grupos de 1 año de edad. Estas fluctuaciones han sido importantes y en su historia conocida se aprecian cohortes relevantes el año 1996, 2006, 2008-09 y 2011-12 (Figura 8). Esta situación ha generado importantes anomalías positivas en los desvíos los últimos 5 años producto esencialmente de condiciones ambientales favorables. Sin perjuicio de esto, la estimación del reclutamiento del 2013 podría ser uno de los más bajos en los últimos 6 años.

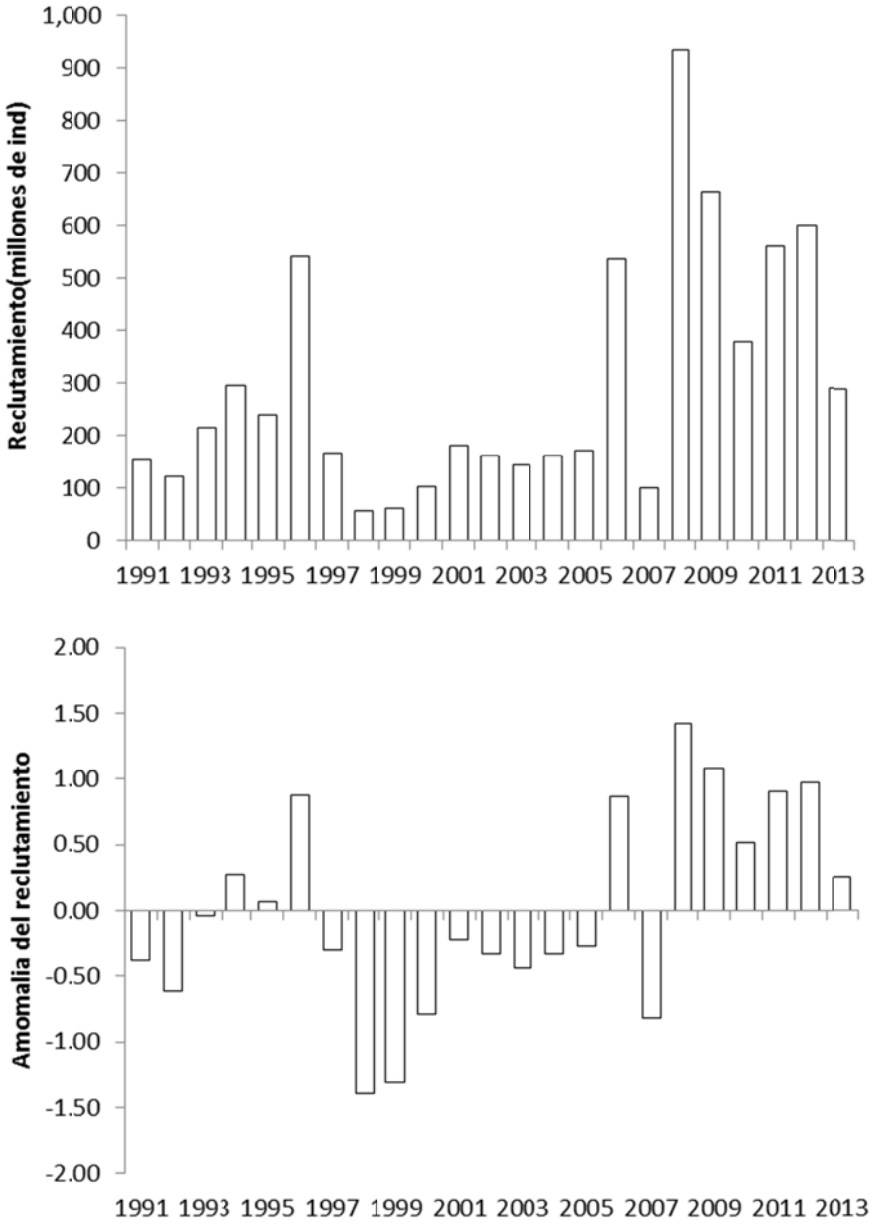


Figura 8. Reclutamientos de sardina común y anomalías logarítmicas 1991-2013.

Biomasa

La biomasa total de este recurso, sustentada esencialmente en los grupos de edad 0 y 1 año, ha tenido un importante crecimiento los últimos 6 años no obstante la disminución del año más reciente. La biomasa total (0+) estimada el año más reciente se estima en el orden de las 3,5 millones de toneladas y levemente por debajo del promedio de los últimos 6 años estimado en 3,8 millones de toneladas (Tabla 4y Figura 9). Un desempeño similar ha tenido la biomasa desovante, la cual ha sido estimada para la última temporada de la serie entre uno de los máximos registros y en torno a 1,7 millones de toneladas

Tabla 4
Principales variables poblacionales de la sardina común.

	Biomasa desovante (t)	Biomasa 0+ (t)	Reclutamientos (cientos de miles)	Mortalidad por pesca (F)
1990 - 1991	244,730	723,001	154,764	1.064
1991 - 1992	152,310	480,533	122,185	2.157
1992 - 1993	55,891	252,157	216,108	0.984
1993 - 1994	172,319	786,716	295,261	0.487
1994 - 1995	523,776	983,666	240,390	0.122
1995 - 1996	733,678	2,536,420	540,966	0.170
1996 - 1997	1,420,000	2,052,090	167,183	0.344
1997 - 1998	879,158	1,525,330	56,134	0.064
1998 - 1999	608,010	1,072,380	61,212	0.296
1999 - 2000	375,854	832,517	102,540	0.379
2000 - 2001	272,966	731,633	180,262	0.081
2001 - 2002	468,760	932,421	161,887	0.432
2002 - 2003	397,079	938,685	144,974	0.465
2003 - 2004	306,284	1,244,310	161,839	0.511
2004 - 2005	341,312	1,288,290	171,138	0.281
2005 - 2006	526,907	1,691,540	535,215	0.345
2006 - 2007	1,017,240	1,514,030	99,578	0.260
2007 - 2008	762,216	3,670,320	933,979	0.253
2008 - 2009	1,797,130	4,076,830	662,598	0.309
2009 - 2010	1,521,660	2,915,040	377,405	0.298
2010 - 2011	1,825,570	3,950,330	559,550	0.319
2011 - 2012	1,751,810	4,656,840	598,756	0.397
2012 - 2013	1,753,860	3,451,190	289,431	0.477

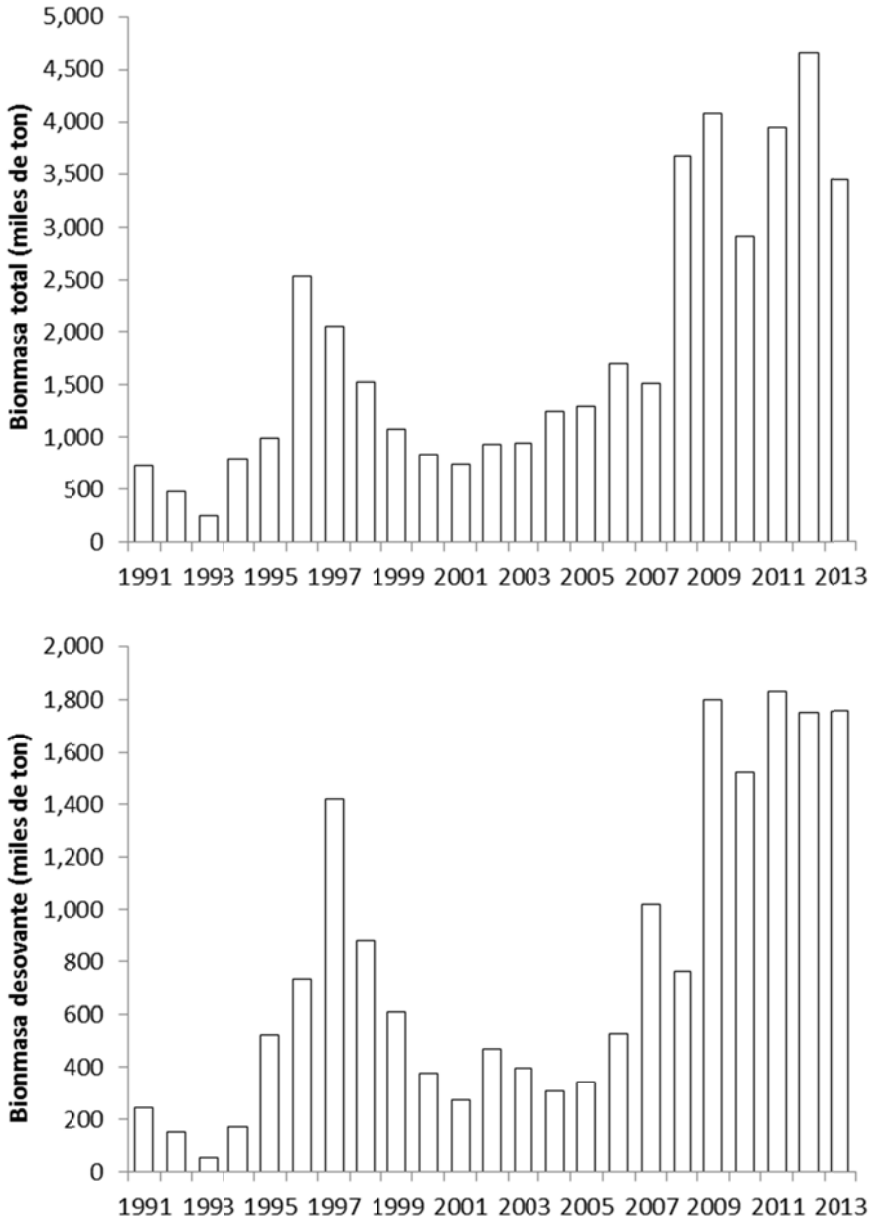


Figura 9. Variabilidad anual de la biomasa total y desovante de sardina común.

En la historia de las evaluaciones de stock realizadas con el modelo base, se destaca que la presente actualización, en términos de biomasa total, difiere levemente de lo informado por Canales y Zúñiga (2012) y con estimaciones para el 2012 levemente mayores. Como fuera antes mostrado, un mayor impacto lo tuvo a nivel de las estimaciones de la biomasa del crucero, las que representan la condición a mitad del año biológico, mientras la biomasa total (Figura 10) es la condición supuesta a inicios de julio.

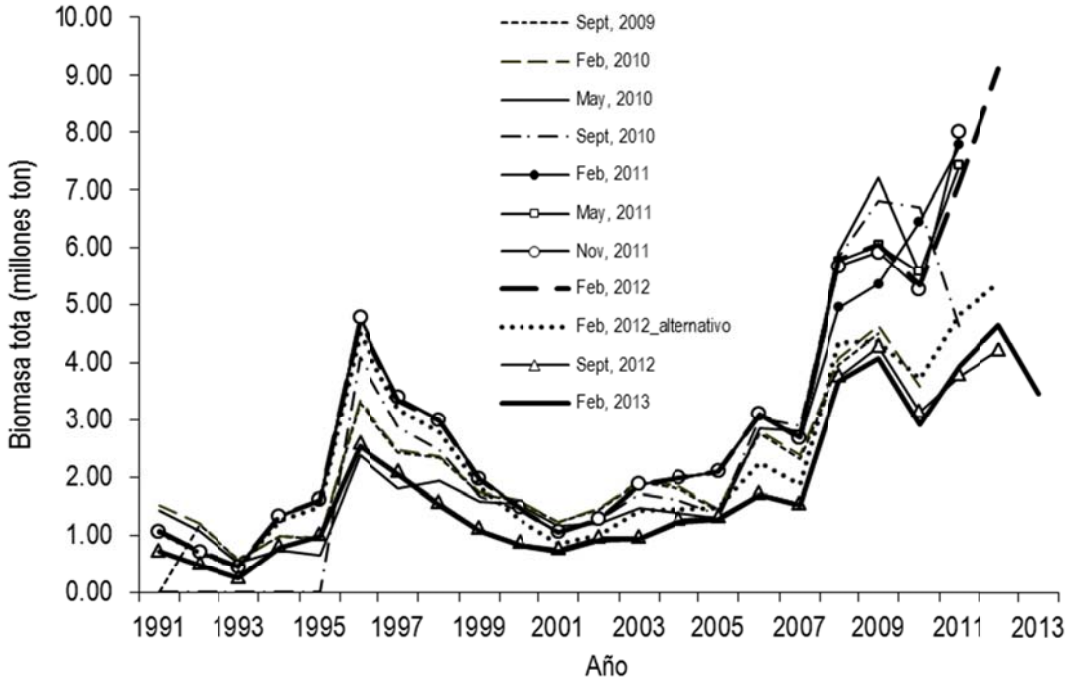


Figura 10. Comparación de la biomasa total estimadas en las evaluaciones de stock realizadas desde el 2009 al presente.

Mortalidad por pesca y selectividad

Exceptuando los inicios de los 90's, la mortalidad por pesca ha sido más bien baja ymuy por debajo de la mortalidad natural (M=1.2) si se la considera como referente, esto debido principalmente a capturas que en promedio han seguido las fluctuaciones en biomasa con tasas de explotación moderadas. Los últimos años y junto el incremento de las capturas, la mortalidad por pesca de completo reclutamiento ha seguido una ligera tendencia al aumento con un valor relativo máximo el año más reciente y cercano a F=0,47 (Figura 11).

Por su parte, la selectividad de la flota indica que el recurso alcanza su completo reclutamiento a la pesquería a la edad de 1 año cuando su retención es del 100%, mientras que los individuos de edad 0 (reclutamientos) son vulnerados en un 68%. De igual forma, la información de los cruceros acústicos indica que todos los individuos son vulnerables por el arte de pesca empleado (arrastre de media-agua y cubre-copo) y cubiertos por el diseño de muestreo, de manera que bien se puede suponer que la composición de edades registrada representa adecuadamente la estructura etaria poblacional (Figura 12).

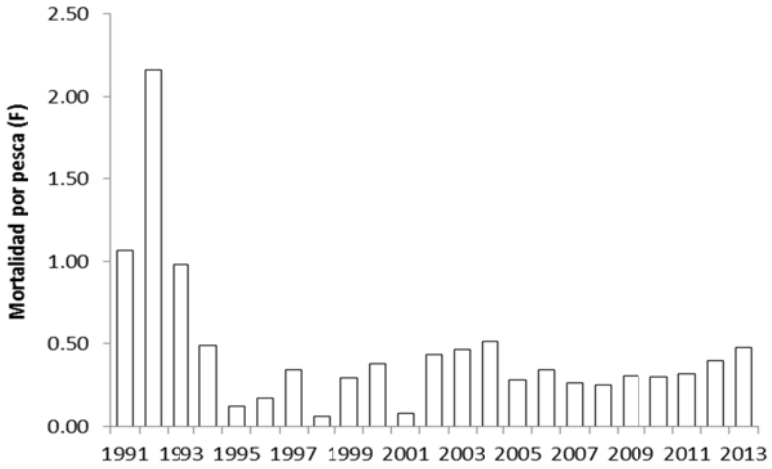


Figura 11. Variabilidad anual de la mortalidad por pesca de sardina común.

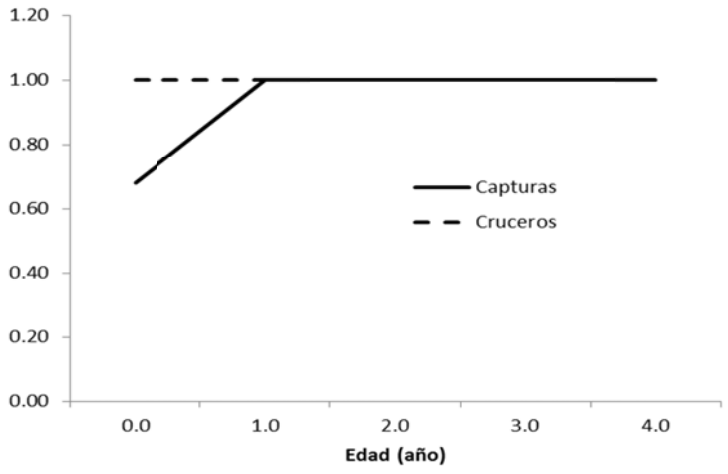


Figura 12 Selectividad de la flota y de los cruceros acústicos en sardina común.

Diagnóstico de la sardina común

El diagnóstico de la población se establece en base al nivel de mortalidad por pesca y la Reducción de Potencial Reproductivo (RPR), el cual representa el cuociente entre la biomasa desovante y la biomasa que hubiese existido en el mismo año pero sin explotación.

La mortalidad por pesca antes mencionada indicaba que esta pesquería desde mediados de los noventas se ha ubicado en zona segura si se considera como referentes los Puntos Biológicos de Referencia empleados para el manejo (Tabla 5). En efecto, el valor más reciente de mortalidad por pesca fue estimado en F=0.47 y resulta ser muy próximo al criterio F50%.

Tabla 5.
Puntos Biológicos de Referencia de sardina

PBR	Escape de Bo	Mortalidad por pesca Fcr
F66%	66%	0.27
F60%	60%	0.33
F50%	50%	0.48

Por otra lado, la reducción del potencial reproductivo se estima para el año más reciente en torno a RPR= 0.6, lo cual es un nivel adecuado si se considera como límite precautorio valores bajo RPR=0.4 (Canales y Zúñiga, 2012) (Figura 13). De esta forma ambos indicadores confirman que el recurso se encuentra sometido a niveles de explotación adecuados y recomendables, sin compromiso de la renovación ni de su conservación.

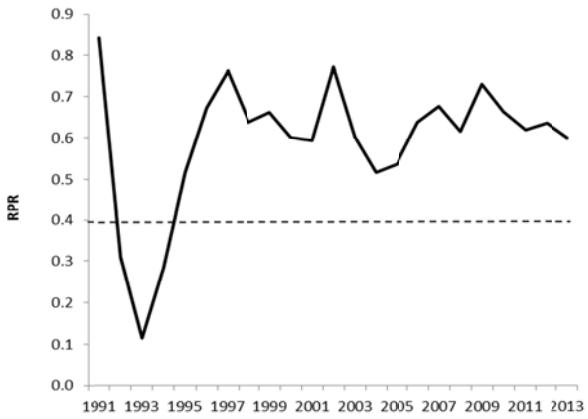


Figura 13. Reducción de potencial reproductivo de la sardina común.

Estimación de Capturas Totales Permisibles

Se actualizaron las estimaciones de Captura Total Permisible (CTP) para el 2013 considerando tres políticas de explotación bajo condiciones de incertidumbre. Estas corresponden a los Puntos Biológicos de Referencia (PBR) F50% F60% y F66% como medidas referenciales tomados de un análisis de biomasa desovante por recluta.

Las estimaciones de CTP para el 2013 están compuestas por el 20% de la captura proyectada a la temporada 2013-14 sobre la base del reclutamiento promedio de los últimos 3 años, más el 80% de la captura resultante de aplicar cierto PBR sobre la población estimada para la temporada 2012-2013.

El detalle de las estimaciones se entrega en la Tabla 6 cuyo valor esperado fluctúa entre las 472 mil y 780 mil toneladas, esto dependiendo de la política de explotación. Considerando criterios más precautorios en cuanto al riesgo, se destaca que para un riesgo del 10% de exceder el nivel de explotación objetivo (PBR), para las políticas recomendables F60% y F50% la captura no debiera superar las 400 mil o 560 mil toneladas, respectivamente. Estos niveles son levemente más bajos a los respectivos valores entregados por Canales y Zúñiga (2012) (450 mil t F60% y 578 mil t F50%), lo cual se debe principalmente a que la expectativa generada sobre el reclutamiento 2012-13 y la del crucero 2013 había sido mayor.

Tabla 6.
Capturas Permisibles de sardina común 2013 (t) para tres
Puntos Biológicos de Referencia y distintos niveles de riesgo de sobrepasarlos.

	Riesgo				
	10%	20%	30%	40%	50%
F66%	337,043	383,398	416,824	445,385	472,080
F60%	403,389	458,860	498,858	533,035	564,980
F50%	557,368	633,982	689,226	736,430	780,550

REFERENCIAS

Canales C., M. J. Zúñiga, y F. Cerna, 2012. Estatus y Posibilidades de Explotación Biológicamente Sustentables de los Principales Recursos Pesqueros Nacionales, año 2013., Sardina Común V-X Regiones, 2013. Segundo Informe, Instituto de Fomento Pesquero, Valparaíso, 92 pp.+ anexos.

ANEXO 8:

Actualización del modelo de evaluación de stock con información de crucero acústico de otoño (Pelaces) 2013.

ACTUALIZACIÓN DEL MODELO DE EVALUACIÓN DE STOCK CON INFORMACIÓN DE CRUCERO ACÚSTICO DE OTOÑO 2013.

Antecedentes generales

Una de las características más importantes de la sardina común (*Strangomera bentincki*) es la enorme fluctuación interanual de la abundancia de su población, con una alta y variable mortalidad natural. Es una especie pelágica que se caracteriza por tener un crecimiento rápido a lo largo de su corta vida (máximo 3 a 4 años), madurar sexualmente a una edad temprana (desde su primer año de edad) y agregarse en cardúmenes mixtos. La pesquería es marcadamente estacional, cerca del 70% de la captura anual se obtiene durante el primer semestre de cada año, con las más altas capturas entre febrero y abril, por lo cual es altamente dependiente de las variaciones del reclutamiento. El éxito del reclutamiento depende principalmente de las variables ambientales, que en el caso de sardina común ocurre en condiciones frías y vientos moderados que favorecen la productividad de alimento (clorofila-*a*) (Castillo *et al* 2012).

Desde el año 2000 los cruceros hidroacústicos de verano están orientados a registrar el máximo del reclutamiento en enero de cada año. A partir del 2005 la biomasa exhibe un importante aumento con un máximo histórico de 4,8 millones de t el 2008, el cual se mantiene hasta el verano del 2012 (3,8 millones de t). Sin embargo, esta tendencia cambia el 2013 (1.133.477 t) representando una reducción superior al 239,1% en comparación al verano del 2012; 185% en relación al 2011 y 131% respecto a 2010 (Castillo *et al* 2012). En relación a la abundancia de ejemplares menores a 11,5 cm sólo representó el 42,5% del total, con un descenso significativo (63,9%), respecto de los meses de enero y mayo de 2012, períodos en los cuales la participación de reclutas superó el 88% (Figura 1).

Esta nueva condición revela un fallo en el reclutamiento 2013 el cual impacta directamente en las capturas de la flota sustentada en casi un 80% de ejemplares juveniles y reclutas, producto de una extensión temporal del reclutamiento a la pesquería a partir del 2010. Sin embargo, el último crucero hidroacústico de otoño 2013 realizado para el seguimiento del evento de verano y para capturar un eventual segundo pulso, estimó una biomasa total de 2.296.490 t, encontrándose entre los más altos de la serie histórica siendo comparable al registrado el 2010 (2,19 millones de t) (Figura 1 y 2).

La Subsecretaría de Pesca a través de R. Pesq No. 210/12, propuso como cuota de captura para la sardina común 2013 un monto de 605 mil toneladas sustentadas por un parte, en el trabajo realizado por Canales y Zúñiga (2012) y por otra, considerando una aproximación precautoria frente a diversas fuentes de incertidumbre. Sin embargo, El inicio de la temporada de pesca se registró un desembarque un 80% menor al acumulado a abril 2013 comparado con desembarque 2012 a la misma fecha

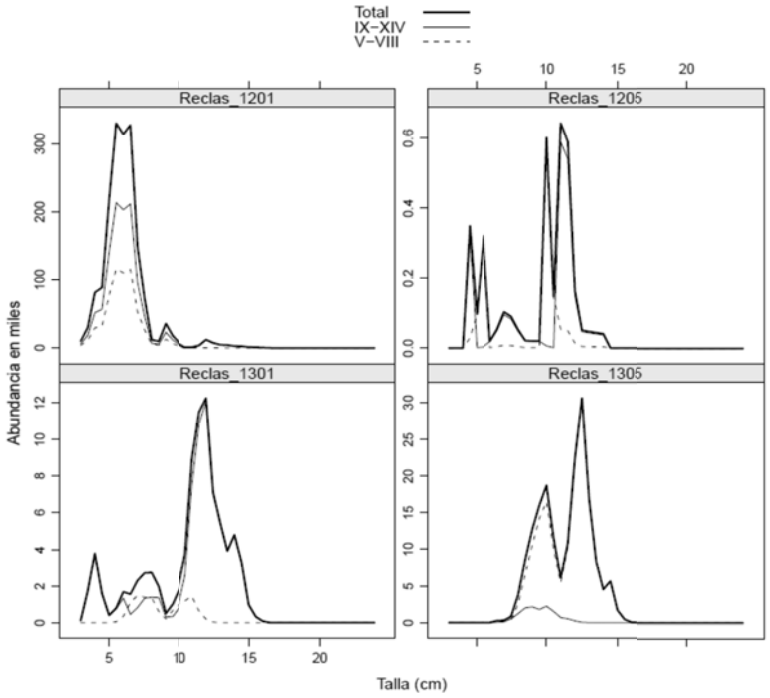


Figura 1. Composición de tallas de la sardina común estimadas de los cruceros de verano (Reclas_1201 y Reclas_1301) y otoño (Reclas_1205 y Reclas_1305).

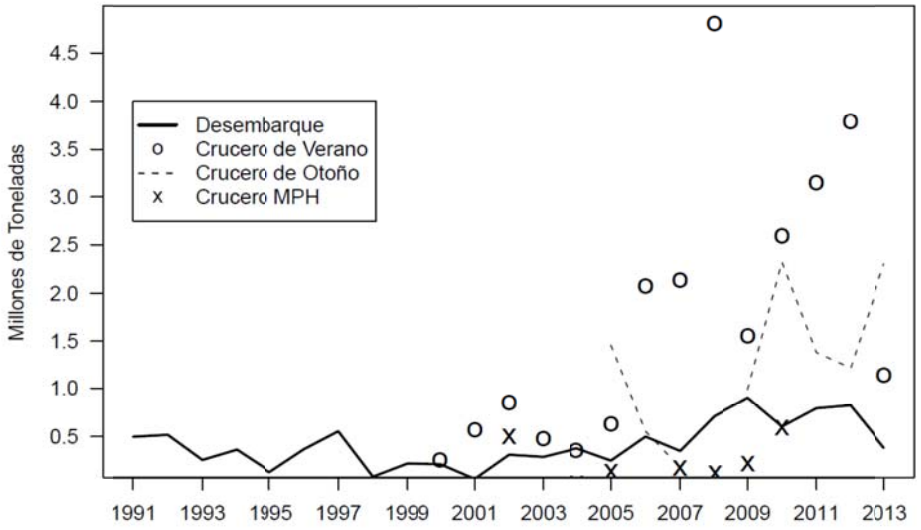


Figura 2. Desembarques y biomasas de sardina común estimadas en los cruceros de verano (Reclas), otoño (Pelaces) y MPH.

Actualización del modelo

La actualización de la evaluación de stock y cálculo de la Captura Total Permisible de sardina centro sur se realizó considerando los resultados del crucero acústico de verano (1,1 millones de t) y otoño de 2013 (2.3 millones de t) y la información de desembarques acumulada a abril de 2013 (Tabla 1). Se incorporó información de la composición de edad de ambos cruceros acústicos 2013. La captura de la temporada 2012/13 se estima en torno a 380,4 mil toneladas, esto considerando 260 mil t registradas durante el 2do semestre del 2012 (30% del desembarque total anual) y una proyección de 120 mil t para el 1er semestre del 2013 (70% del desembarque anual). Esta proyección se basa en el nivel de desembarque acumulado a abril del 2013 (94,5 mil t) (Aranis *et al* 2012 y 2013) correspondiente al 55% del desembarque total anual (promedio 2007- 2012) (Tabla 2).

Por su parte, el modelo de evaluación de stock es edad-estructurado (MAE) y considera como base temporal el año biológico en el cual el mes de enero corresponde a la mitad del año biológico y por ende julio es el de inicio. Se trata de un modelo estadístico de captura a la edad ajustado a las composiciones de edades de las capturas y los índices de abundancia disponibles.

El modelo de la dinámica supone que la captura es continua al interior del año, en el cual la biomasa desovante ocurre a principios de julio y el reclutamiento a inicios de enero de cada año. Se trabaja bajo el supuesto que la población de sardina común entre la V - X Región constituye una unidad de stock en la cual las variaciones se explican por captura, reclutamientos y mortalidad natural. En este modelo se supone que la mortalidad por pesca tiene variaciones estocásticas entre años y edades, pero estas quedan representadas por el patrón de selectividad edad-específica y la mortalidad por pesca anual. Igualmente, se supone que la mortalidad natural es constante entre años y edades. La explotación edad específica (selectividad o patrón de explotación) es representada por una función logística, al igual que lo empleado para describir el efecto selectivo de los cruceros acústicos

El modelo es resuelto a través de técnicas bayesianas en cuanto maximizar la distribución a posteriori de los parámetros de interés. Las distribuciones *a priori* recaen en el error de proceso referido con el reclutamiento y en la capturabilidad del crucero de verano donde log(q)~N(0,0.2).

En relación a los tamaños de muestra y coeficientes de variación empleados como medidas de dispersión de error de los datos respecto del modelo, se considera un cv=0.3 para las biomasas de cruceros y cv=0.1 para las capturas, mientras que las composiciones de edades de las capturas, crucero de verano y de otoño consideran tamaño de muestra de 40, 9 y 8 respectivamente.

El período de evaluación considera la serie 1990/91 – 2012/13 y el resumen de la información es la siguiente:

- Estimaciones previas de parámetros de vida: madurez y mortalidad natural (M=1,2).
- Pesos medios a la edad.
- Serie de desembarques por años desde 1991 hasta abril del 2013.

- Composiciones de edades de las capturas actualizadas hasta 2011/2012.
- Composiciones de edades de los cruceros acústicos de verano y otoño actualizadas al 2013.
- Serie de biomasas estimadas a través de cruceros acústicos verano y otoño hasta el 2013.
- Serie de biomasas estimadas a través de cruceros MDPH 2002-2010.

Tabla 1.
Biomasas de sardina común evaluadas en los cruceros de Verano, Otoño y MPDH.

	Cruceros de verano (t)	Cruceros de otoño (t)	Cruceros de MPDH (t)	Desembarque (t)
1991	0	0	0	494,567
1992	0	0	0	514,787
1993	0	0	0	250,237
1994	0	0	0	358,949
1995	0	0	0	120,608
1996	0	0	0	361,735
1997	0	0	0	552,515
1998	0	0	0	73,892
1999	0	0	0	212,993
2000	252,601	0	0	205,616
2001	567,819	0	0	50,451
2002	858,800	0	498,337	305,257
2003	477,998	173,520	0	282,360
2004	351,125	0	5,186	372,689
2005	633,136	1,456,880	125,008	242,976
2006	2,073,690	552,880	0	496,438
2007	2,134,040	169,760	168,611	344,596
2008	4,813,140	0	109,162	713,623
2009	1,555,620	991,730	213,762	905,818
2010	2,600,000	2,325,170	589,079	603,450
2011	3,150,000	1,380,000	0	796,319
2012	3,790,000	1,217,170	0	826,505
2013	1,133,480	2,296,490	0	380,412*

Tabla 2
Calculo para estimar la captura de la temporada de pesca 2012-2013

	Desembarque (t)	
Abril 2012	476,929	55%
1° semestre 2012	607,001	70%
2° semestre 2012	260,143	30%
Abril 2013	94,497	55%
1° semestre 2013	120,269	70%
Captura 2012- 2013	**380,412**	

Resultados

Ajuste del modelo

El modelo reproduce la tendencia general de la variabilidad en los niveles de biomasa que han presentado las estimaciones de cruceros, siendo los valores más altos de los cruceros los que se escapan del ajuste del modelo, lo cual es consistente con la distribución de probabilidades empleada lognormal que considera sesgo positivo en su distribución. Se destaca la notable influencia que tuvo el reciente crucero de verano 2013 sobre las tendencias poblacionales, cuyo menor valor influyó en la estimación de biomasa del 2012 respecto de lo informado por Canales y Zúñiga (2012), generando con ello que la biomasa del crucero de verano estimadas por el modelo muestre una reducción de la población hacia los dos años más recientes (Figura 3 y 4).

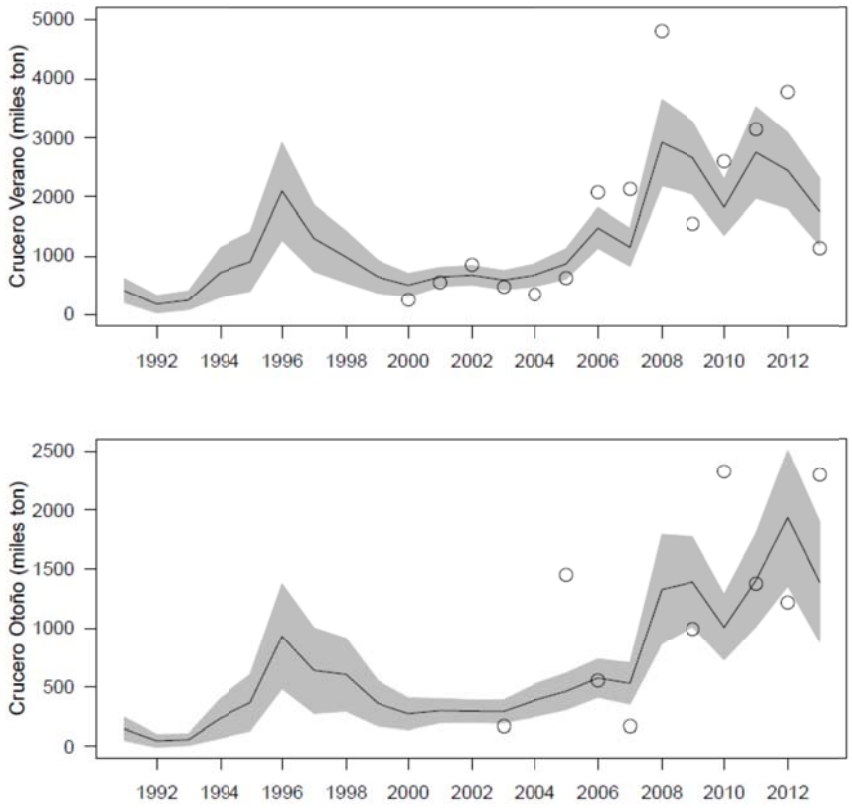


Figura 3. Ajuste del modelo anual en edades a los valores de biomasas de cruceros de sardina común centro-sur. La zona sombreada corresponde al intervalo de confianza asintótico y la línea el valor del estimador central.

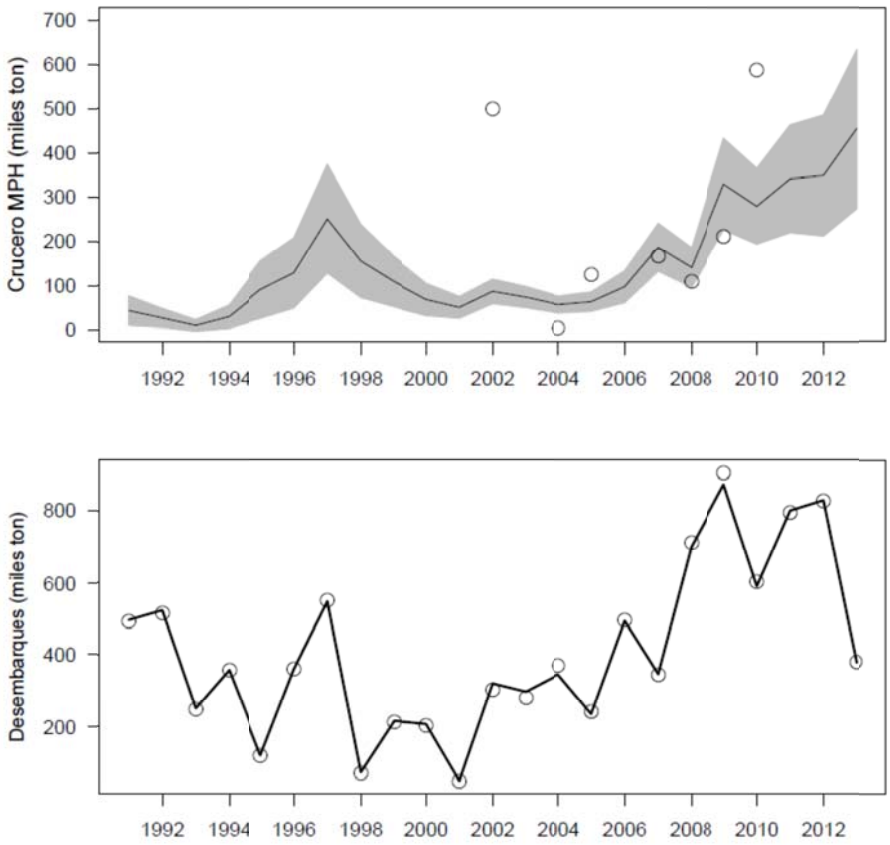


Figura 4. Ajuste del modelo anual en edades a los valores de biomasas estimadas por el MDPH y los desembarques. La zona sombreada corresponde al intervalo de confianza asintótico y la línea el valor del estimador central.

Tabla 3
Parámetros estimados del modelo de evaluación de sardina común
Objective function value = 936.461 Maximum gradient component = 1.32030e-006

Parámetros	valores	
A50f:	0.304	
log_rangof:	-1.06E-07	
A50c:	-0.03944156	
log_rangoc:	-2.55437314	
log_Ro:	12.1400433	
log_qrecl:	-0.16674042	
log_qpela:	0.13237802	
log_qmph:	-1.70453752	
No	log_desv_No:	
GE 1	-1.72822242	
GE 2	-1.03769996	
GE 3	-2.27835164	
GE 4	-9.99899598	
Rt y Ft	log_desv_Rt:	log_Ft:
1991	-0.37678676	0.12417022
1992	-0.61350252	0.84211772
1993	-0.05948197	0.07458006
1994	0.24656906	-0.62826789
1995	0.04802697	-2.02964174
1996	0.86165106	-1.70032212
1997	-0.30329366	-1.01114381
1998	-1.38040655	-2.70335563
1999	-1.28559495	-1.18352123
2000	-0.76642185	-0.94297353
2001	-0.20493821	-2.48326129
2002	-0.31806088	-0.81448901
2003	-0.42853944	-0.74191554
2004	-0.31613999	-0.63830558
2005	-0.25914161	-1.23433581
2006	0.87605719	-1.02659217
2007	-0.79143146	-1.32605768
2008	1.43144593	-1.33416163
2009	1.09145851	-1.14203221
2010	0.55051843	-1.19537278
2011	0.99239493	-1.16560206
2012	1.28758424	-1.0970312
2013	-0.28196647	-1.68962932

Por su parte, el ajuste del modelo a la información de composiciones de edades (Figura 5,6 y 7) en general presenta un buen desempeño, particularmente en representar de mejor forma la composición de edades de los cruceros de verano. El supuesto de invariabilidad anual de los patrones de explotación como medida de parsimonia, genera algunos desajustes menores en las composiciones de edades de las capturas.

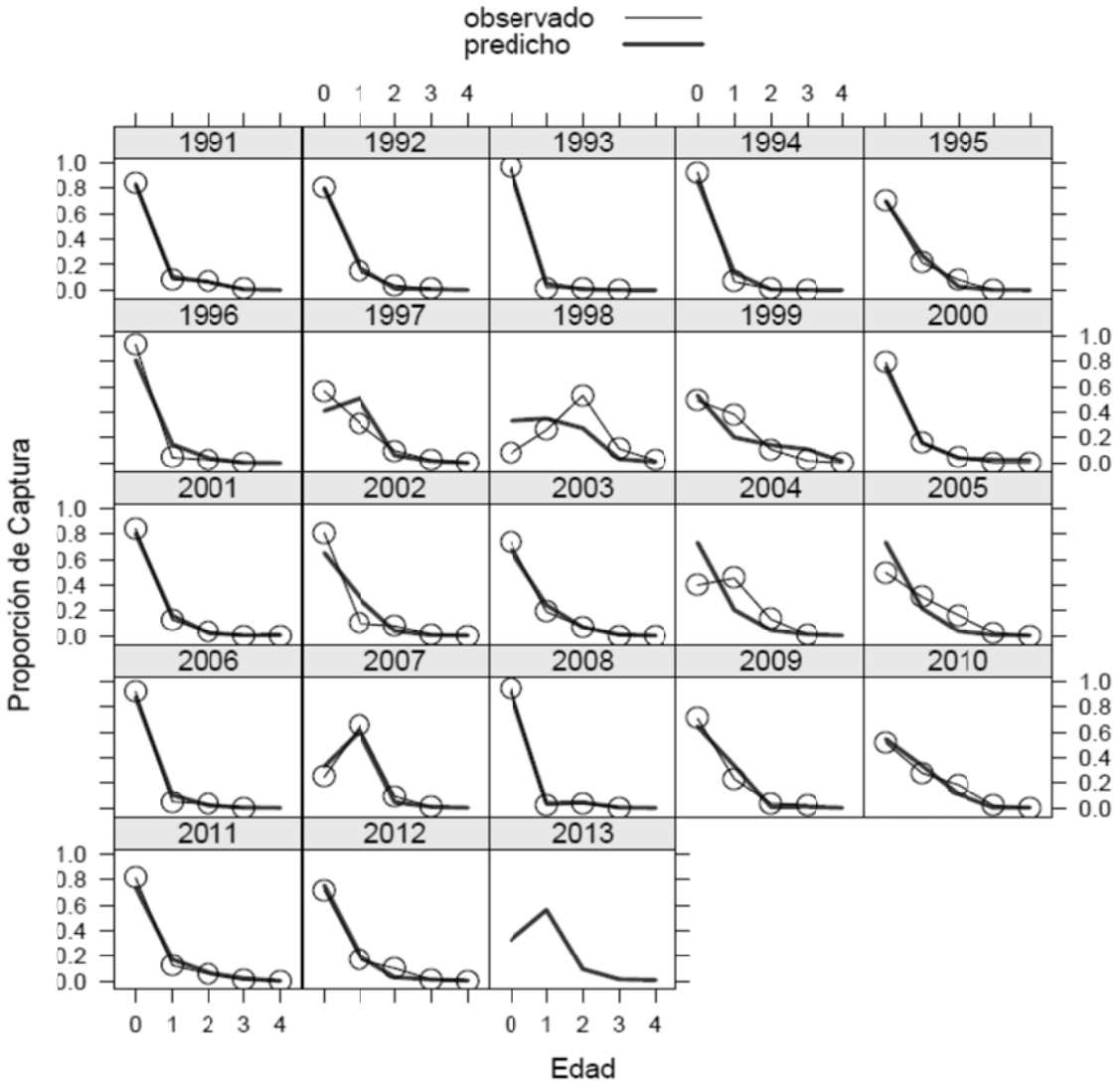


Figura 5. Ajuste del modelo en edades a las composiciones de edades de las capturas de sardina común centro-sur.

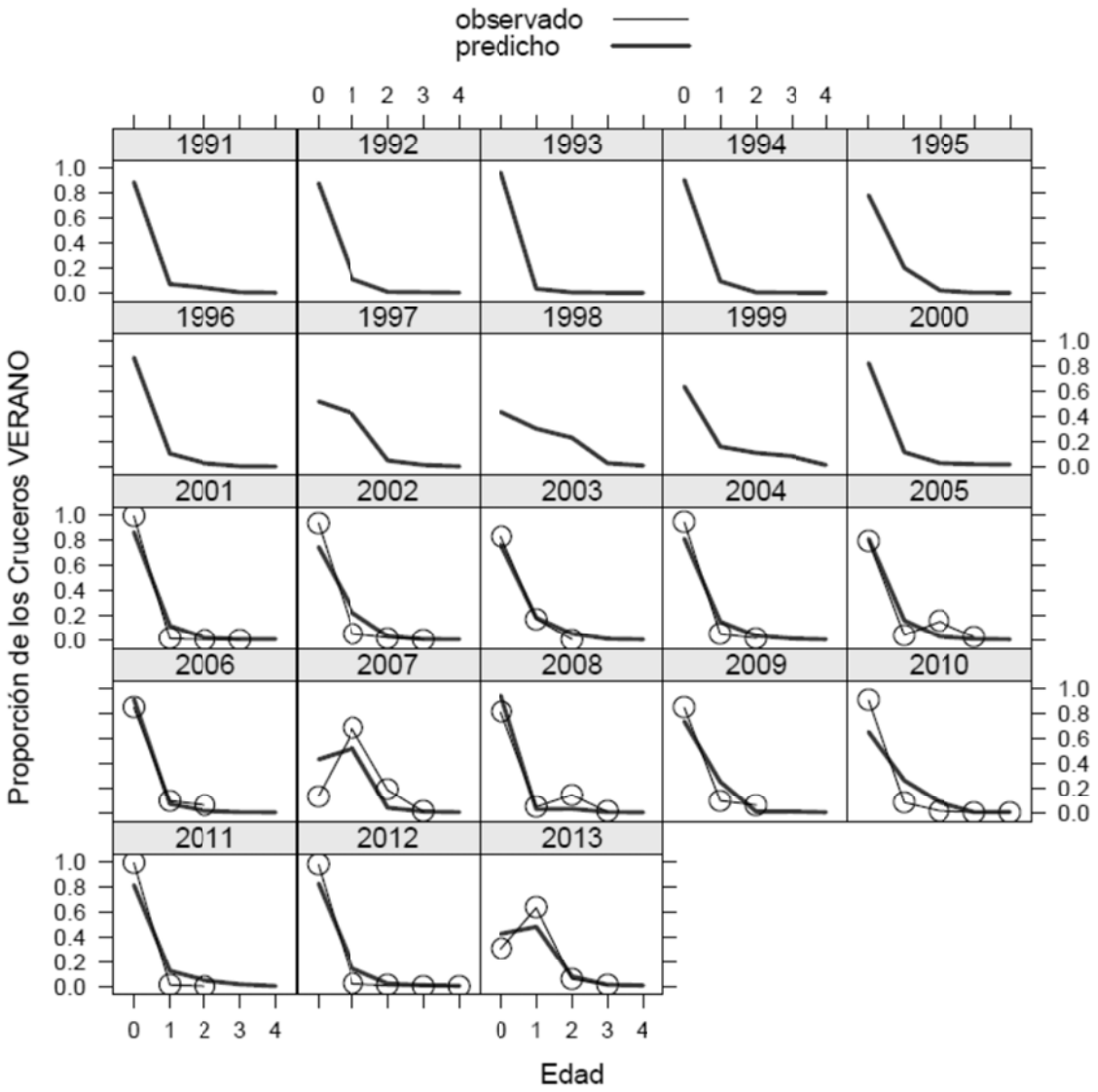


Figura 6. Ajuste del modelo en edades a las composiciones de edades de los cruceros de verano RECLAS de sardina común.

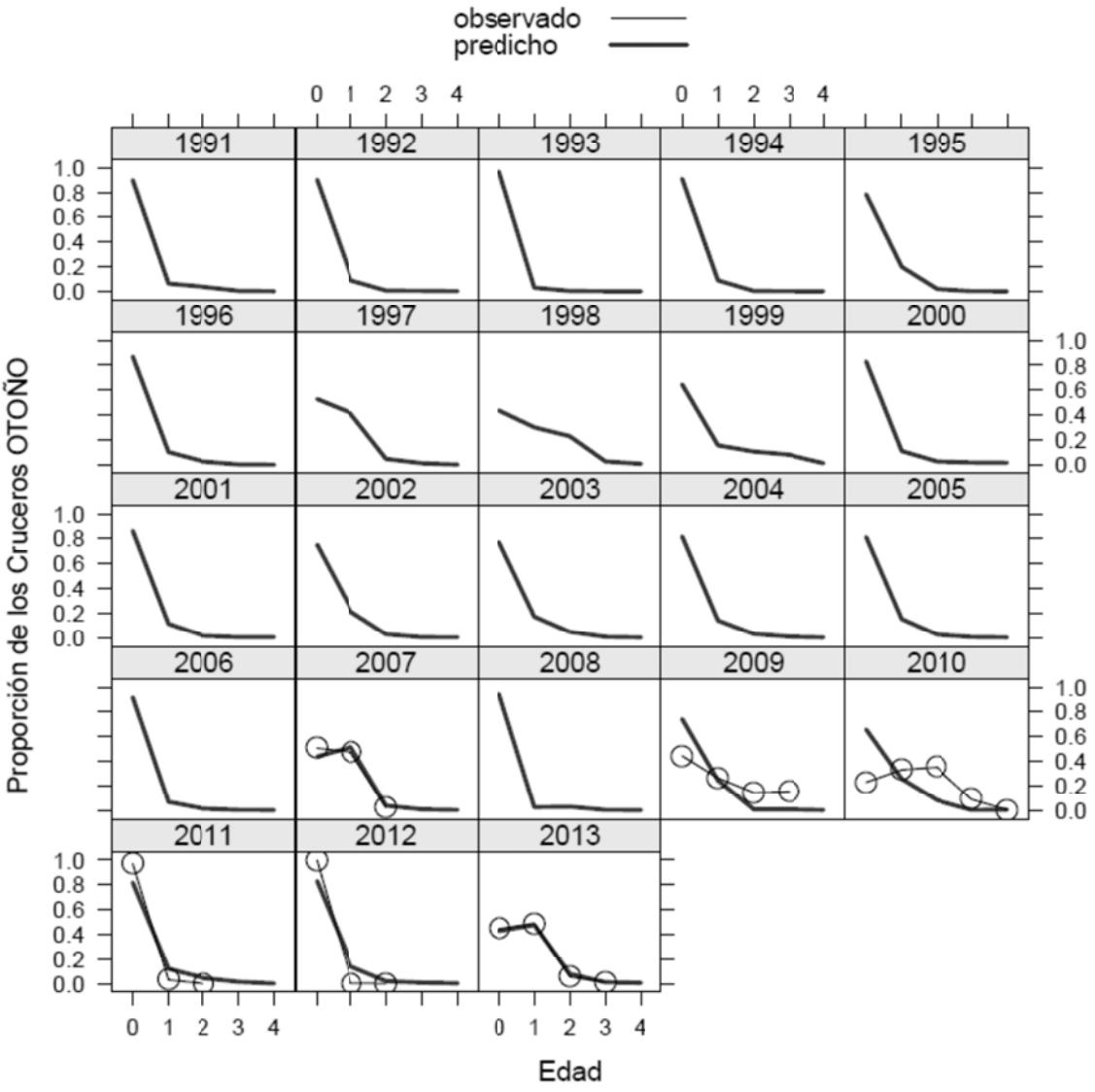


Figura 7. Ajuste del modelo en edades a las composiciones de edades de los cruceros de otoño PELACES de sardina común.

Variables poblacionales

Reclutamientos

La población de sardina común ha experimentado importantes fluctuaciones como consecuencia de los reclutamientos (edad 0) y cuya magnitud solo alcanza a impactar los grupos de 1 año de edad. Estas fluctuaciones han sido importantes y en su historia conocida se aprecian cohortes relevantes el año 1996, 2006, 2008-09 y 2011-12 (Figura 8). Esta situación ha generado importantes anomalías positivas en los desvíos los últimos 5 años producto esencialmente de condiciones ambientales favorables. El período favorable de la sardina iniciado el 2005, coincide con el dominio en la zona de anomalías térmicas superficiales negativas, que se han presentado con intensidad variable (Castillo *et al* 2012). Sin perjuicio de esto, la estimación del reclutamiento del 2013 podría ser uno de los más bajos en los últimos 6 años producto de condiciones ambientales desfavorables para sardina.

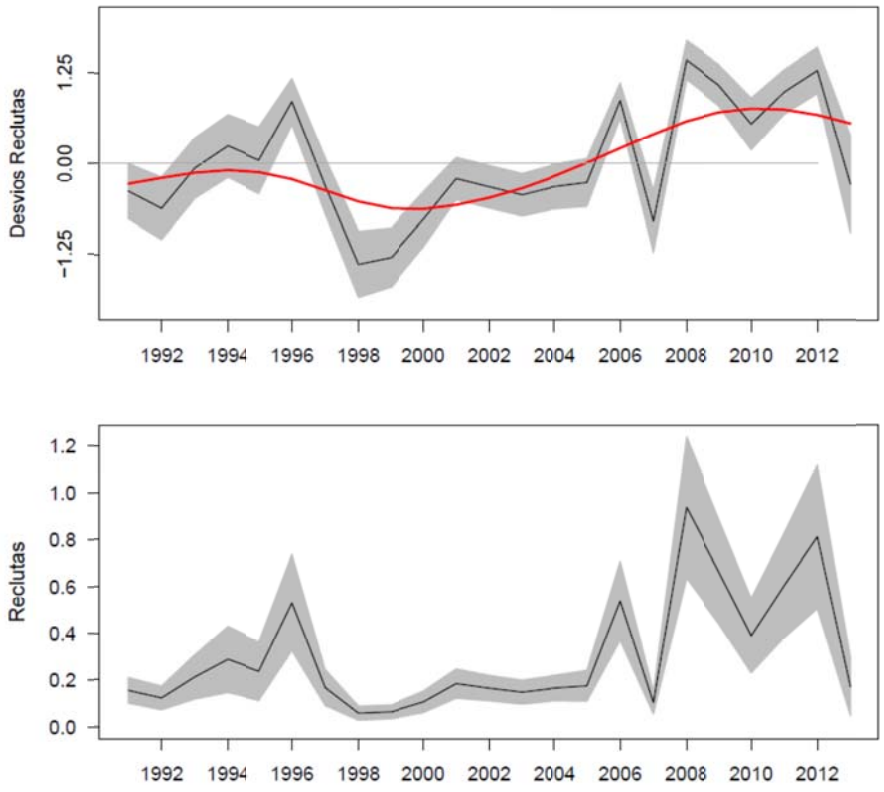


Figura 8. Reclutamientos (cientos de miles) de sardina común y anomalías logarítmicas 1991-2013. La zona sombreada corresponde al intervalo de confianza asintótico y la línea el valor del estimador central.

Biomasa

La biomasa total de este recurso, sustentada esencialmente en los grupos de edad 0 y 1 año, ha tenido un importante crecimiento los últimos 6 años no obstante la disminución del año más reciente. La biomasa total (0+) del año más reciente se estima en el orden de las 3,8 millones de toneladas (Tabla 4 y Figura 9). Un desempeño similar ha tenido la biomasa desovante, la cual ha sido estimada para la última temporada de la serie entre uno de los máximos registros y en torno a 2,5 millones de toneladas. En la historia de las evaluaciones de stock realizadas con el modelo base, se destaca que la presente actualización, en términos de biomasa total, difiere levemente de lo informado en febrero del 2013, con estimaciones de biomasa total para el 2012 levemente mayores (Figura 10).

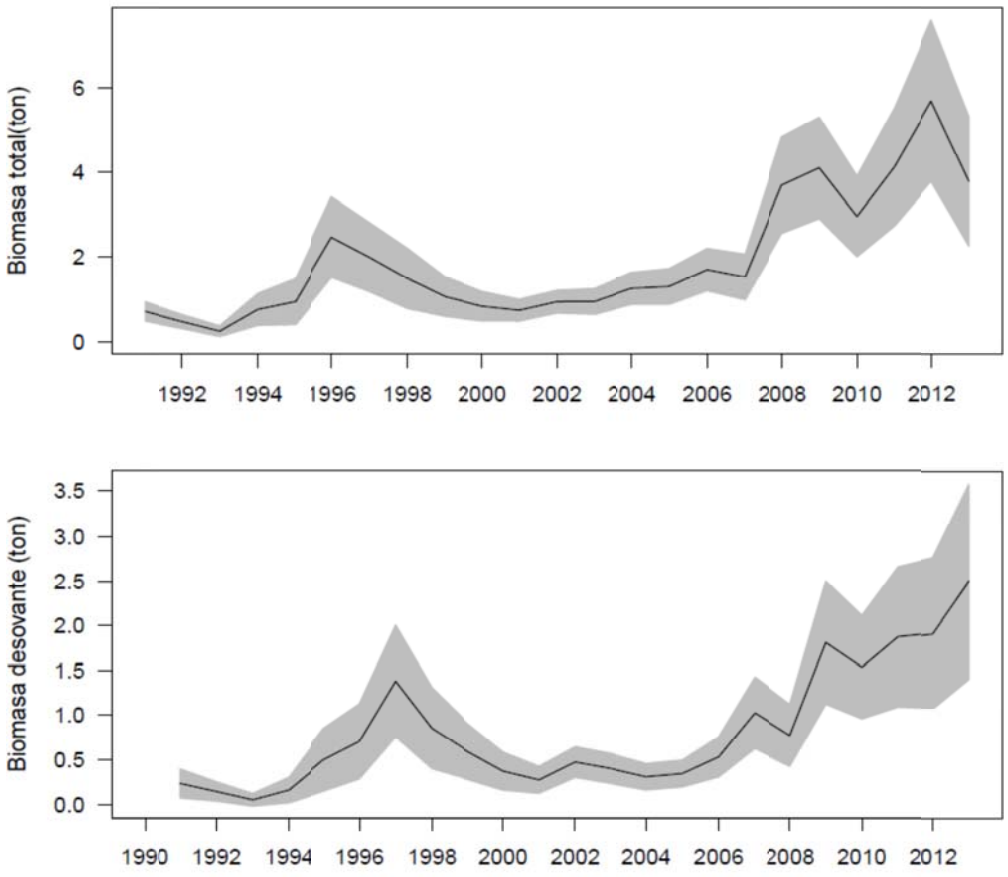


Figura 9. Variabilidad anual de la biomasa total y desovante de sardina común. La zona sombreada corresponde al intervalo de confianza asintótico y la línea el valor del estimador central.

Tabla 4
Principales variables poblacionales de la sardina común.

	Biomasa desovante (t)	Biomasa 0+ (t)	Reclutamientos (cientos de miles)	Mortalidad por pesca (F)
1990 - 1991	236,255	711,431	153,777	1.13
1991 - 1992	145,831	472,541	121,363	2.32
1992 - 1993	52,686	244,505	211,200	1.08
1993 - 1994	163,218	759,861	286,821	0.53
1994 - 1995	499,651	947,200	235,171	0.13
1995 - 1996	707,657	2,474,110	530,563	0.18
1996 - 1997	1,381,330	2,003,490	165,504	0.36
1997 - 1998	856,162	1,499,380	56,367	0.07
1998 - 1999	597,277	1,063,400	61,973	0.31
1999 - 2000	374,638	836,811	104,154	0.39
2000 - 2001	276,435	741,113	182,609	0.08
2001 - 2002	475,714	943,932	163,078	0.44
2002 - 2003	403,399	950,289	146,021	0.48
2003 - 2004	310,981	1,259,070	163,391	0.53
2004 - 2005	346,870	1,304,760	172,975	0.29
2005 - 2006	534,434	1,707,600	538,262	0.36
2006 - 2007	1,027,990	1,531,980	101,581	0.27
2007 - 2008	774,639	3,698,710	937,985	0.26
2008 - 2009	1,811,760	4,110,010	667,638	0.32
2009 - 2010	1,537,510	2,964,330	388,699	0.30
2010 - 2011	1,876,580	4,141,790	604,670	0.31
2011 - 2012	1,917,460	5,697,240	812,302	0.33
2012 - 2013	2,498,510	3,792,370	169,071	0.18

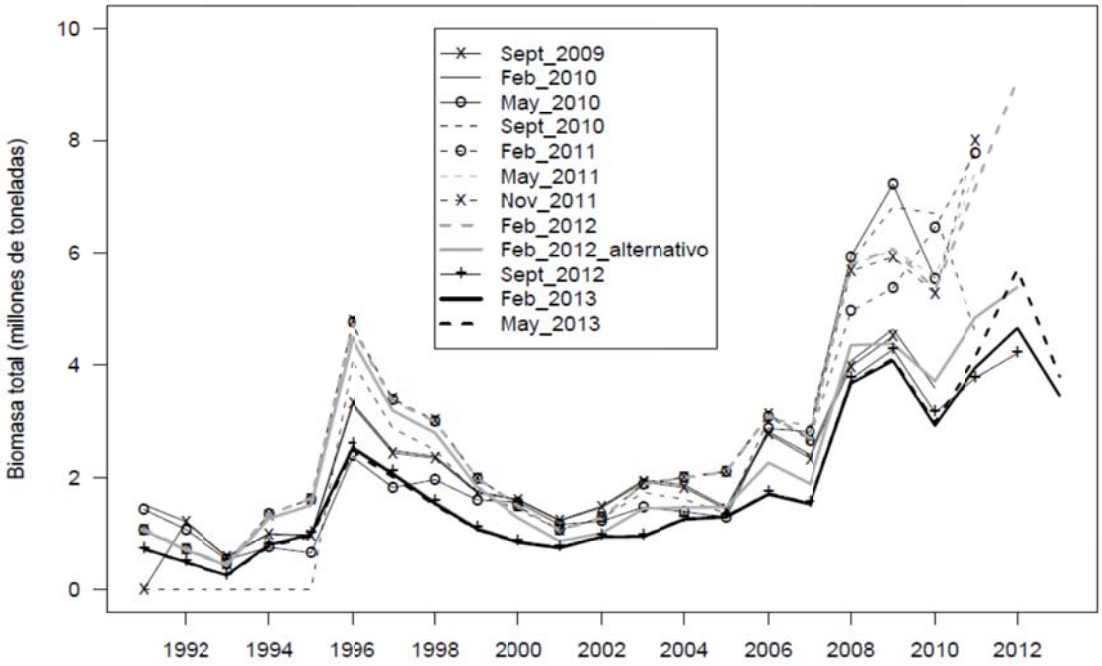


Figura 10. Comparación de la biomasa total estimadas en las evaluaciones de stock realizadas desde el 2009 al presente.

Mortalidad por pesca y selectividad

Exceptuando los inicios de los 90's, la mortalidad por pesca ha sido más bien baja y muy por debajo de la mortalidad natural (M=1.2) si se la considera como referente, esto debido principalmente a capturas que en promedio han seguido las fluctuaciones en biomasa con tasas de explotación moderadas. Los últimos años y junto el incremento de las capturas, la mortalidad por pesca de completo reclutamiento ha seguido una ligera tendencia al aumento , sin embargo, considerando que la temporada de pesca 2013 registró muy bajos rendimientos, la mortalidad por pesca para el período 2012-2013 disminuye drásticamente con un F= 0.18 (Figura 11).

Por su parte, la selectividad de la flota indica que el recurso alcanza su completo reclutamiento a la pesquería a la edad de 1 año cuando su retención es del 100%, mientras que los individuos de edad 0 (reclutamientos) son vulnerados en un 64%. De igual forma, la información de los cruceros acústicos indica que todos los individuos son vulnerables por el arte de pesca empleado (arrastre de media-agua y cubre-copo) y cubiertos por el diseño de muestreo, de manera que bien se puede suponer que la composición de edades registrada representa adecuadamente la estructura etaria poblacional (Figura 12).

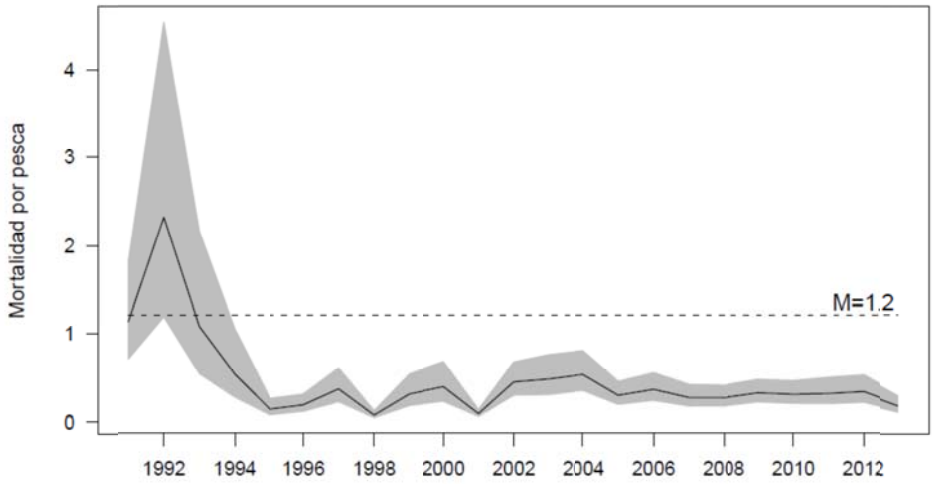


Figura 11. Variabilidad anual de la mortalidad por pesca de sardina común. La zona sombreada corresponde al intervalo de confianza asintótico y la línea continua corresponde al valor del estimador central mortalidad por pesca. La línea segmentada corresponde al valor de mortalidad natural constante entre años.

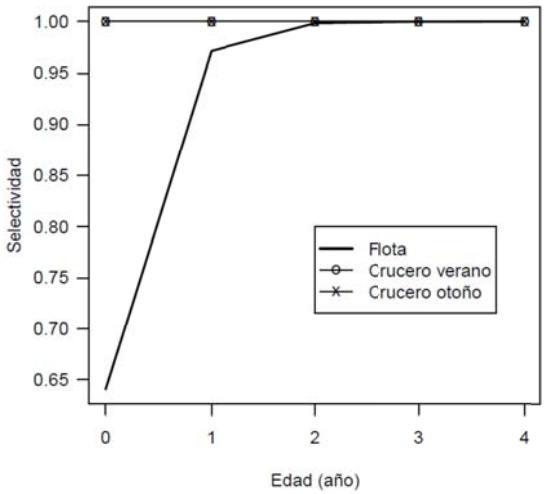


Figura 12. Selectividad de la flota y de los cruceros acústicos en sardina común.

Diagnóstico de la sardina común

Reducción del Potencial Reproductivo

El diagnóstico de la población se establece en base al nivel de mortalidad por pesca y la Reducción de Potencial Reproductivo (RPR), el cual representa el cuociente entre la biomasa desovante y la biomasa que hubiese existido en el mismo año pero sin explotación. Por otra lado, la reducción del potencial reproductivo se estima para el año más reciente en torno a RPR= 0.6, lo cual es un nivel adecuado si se considera como límite precautorio valores bajo RPR=0.4 (Canales y Zúñiga, 2012) (Figura 13).

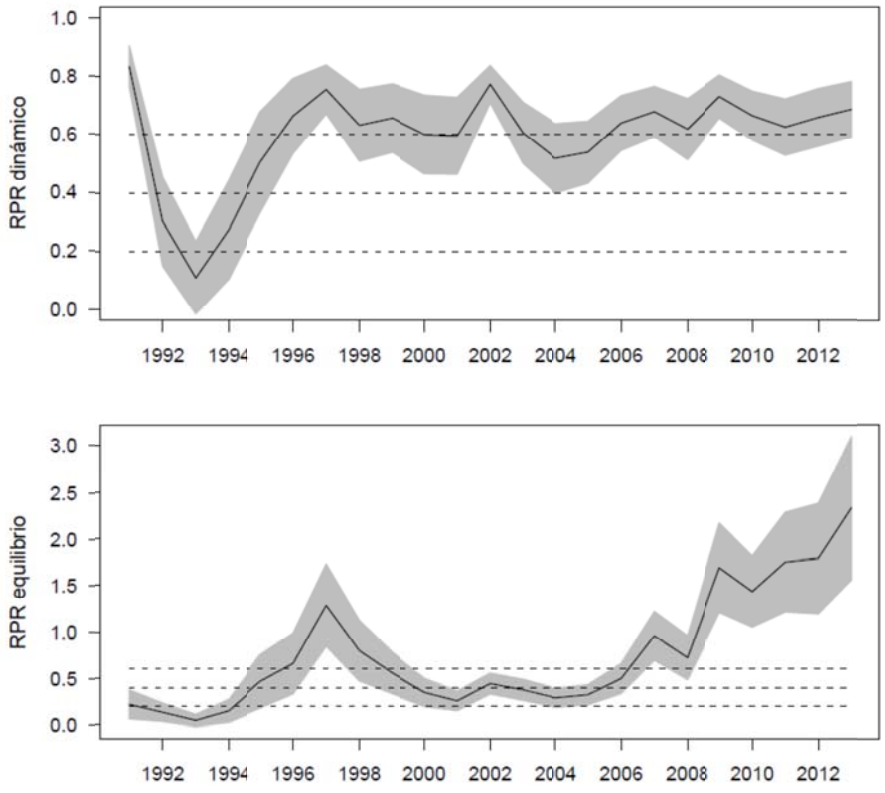


Figura 13. Reducción de potencial reproductivo de la sardina común. La zona sombreada corresponde al intervalo de confianza asintótico y la línea el valor del estimador central.

Puntos Biológicos de Referencia

La mortalidad por pesca antes mencionada indicaba que esta pesquería desde mediados de los noventas se ha ubicado en zona segura si se considera como referentes los Puntos Biológicos de Referencia empleados para el manejo (Tabla 5). En efecto, el valor más reciente de mortalidad por pesca fue estimado en F=0.18 y resulta ser muy próximo al criterio más conservador F66%. Sin embargo, en la sardina común aún no se ha resuelto el tipo de relación stock-reclutamiento, en donde la variación del reclutamiento se pueda explicar de alguna forma en relación a los cambios en la biomasa del stock desovante. En esta situación el principio precautorio obliga a extremar las cautelas para que el stock no se venga abajo, ya que la fuerte actividad pesquera genera una mortalidad importante que sumado a malos reclutamientos y condiciones ambientales desfavorables provocarían el colapso del stock por muchos años.

Tabla 5.
Puntos Biológicos de Referencia de sardina común.

PBR	Mortalidad por pesca Fcr
F66%	0.27
F60%	0.33
F50%	0.48

Estimación de Capturas Totales Permisibles

Se actualizaron las estimaciones de Captura Total Permisible (CTP) para el 2013 considerando tres políticas de explotación bajo condiciones de incertidumbre. Estas corresponden a los Puntos Biológicos de Referencia (PBR) F50% F60% y F66% como medidas referenciales tomados de un análisis de biomasa desovante por recluta.

Las estimaciones de CTP para el 2013 están compuestas por el 20% de la captura proyectada a la temporada 2013-14 más el 80% de la captura resultante de aplicar cierto PBR sobre la población estimada para la temporada 2012-2013. Sobre la base de dos escenarios de reclutamientos; el promedio de los últimos 3 años y el promedio histórico.

El detalle de las estimaciones se entrega en la Tabla 6 cuyo valor medio esperado fluctúa entre las 500 mil y 860 mil toneladas esto dependiendo de los escenarios de reclutamientos y de la política de explotación.

Estos niveles son levemente más altos a los respectivos valores entregados por Canales y Zúñiga (2013) para el escenario de reclutamientos promedio de los últimos 3 años con 564,980 t F60% y 780,550 t F50%, lo cual se debe principalmente a la estimación de biomasa acústica del crucero 2013.

Considerando criterios más precautorios en cuanto al riesgo producto de la actual condición de sardina común en la zona centro-sur, se destaca que para un riesgo del 10% de exceder el nivel de explotación objetivo (PBR), para una política recomendable F66% la captura no debiera superar las 380 mil toneladas.

Tabla 6.
Capturas Permisibles de sardina común 2013 (t) para tres Puntos Biológicos de Referencia y distintos niveles de riesgo de sobrepasarlos.

				Riesgo				
Reclutas	PBR	media	e.s.	10%	20%	30%	40%	50%
Prom. Últimos 3 años	F66%	520,150	109,360	380,000	428,110	462,802	492,444	520,150
	F60%	622,540	130,820	454,887	512,439	553,938	589,397	622,540
	F50%	860,110	180,510	628,777	708,189	765,450	814,378	860,110
Prom. Historico	F66%	496,670	103,970	363,427	409,167	442,148	470,330	496,670
	F60%	594,260	124,340	434,912	489,613	529,056	562,759	594,260
	F50%	820,470	171,470	600,722	676,157	730,551	777,029	820,470

Referencias

Aranis, A. G., Caballero, L., Böhm, G., Nilo, M., Palta, E., Cerna, F., Vera, C., Bocic, V., Gomez, A., Rosson, G., Troncoso, M., y Machuca, C. 2006. Informe Final. Programa Seguimiento del Estado de Situación de las Principales Pesquerías Nacionales. Pesquería Pelágica Zona Centro Sur, 2005. IFOP/SUBPESCA . 187 pp + Anexos.

Aranis, A.G., Gomez, A., Caballero, L., Ramirez M. 2013. Informe Anual. Seguimiento General de Pesquerías de Peces y Crustáceos: Pesquería Pelágica Zona Centro Sur, 2012. IFOP/SUBPESCA . 27 pp.

Aranis, A., Gomez, A. 2013. Informe Quincenal N°08 (16 al 30 de Abril 2013). Programa Seguimiento de las Pesquerías Pelágicas Zona Centro Sur, 2013. IFOP/SUBPESCA . 6 pp.

Castillo J., A. Saavedra, F. Leiva, H. Reyes, E. Pizarro, V. Catasti, C. Lang, E. Molina, F. Cerna, A. López, S. Núñez y L. Valenzuela. 2011. Evaluación Hidroacústica de reclutamiento de anchoveta y sardina común entre la V y X regiones, año 2011. Informe Final. FIP N°2010-04. 610 p.

Castillo J., A. Saavedra, V. Catasti, F. Leiva, C. Lang, R. Vargas, H. Reyes, E. Pizarro, E. Molina, F. Cerna, A. López, S. Núñez, L. Valenzuela y S. Vásquez. 2012. Evaluación Hidroacústica de reclutamiento de anchoveta y sardina común entre la V y X regiones, año 2012. Informe Final. FIP N°2011-07. 577 p

Canales C., M. J. Zúñiga, y F. Cerna, 2012. Estatus y Posibilidades de Explotación Biológicamente Sustentables de los Principales Recursos Pesqueros Nacionales, año 2013., Sardina Común V-X Regiones, 2013. Segundo Informe, Instituto de Fomento Pesquero, Valparaíso, 92 pp.+ anexos.

Canales C., M. J. Zúñiga, y F. Cerna, 2012. Estatus y Posibilidades de Explotación Biológicamente Sustentables de los Principales Recursos Pesqueros Nacionales, año 2013., Sardina Común V-X Regiones, 2013. Tercer Informe, Instituto de Fomento Pesquero, Valparaíso, 26 pp.

ANEXO 9:

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

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

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

Normas y definiciones internacionales

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

Puntos biológicos de referencia:

- *Un punto biológico precautorio es un valor estimado mediante un procedimiento de acuerdo científico, el cual corresponde al estado del recurso y de la pesquería, y el cual puede ser usado como una guía para el manejo de las pesquerías.*

- *Dos tipos de puntos precautorios de referencia deben ser usados: punto de referencia de conservación o límite y punto de referencia de manejo u objetivo. Los puntos de referencia límites están orientados a restringir la pesca a los límites de seguridad biológica, dentro del cual los stocks pueden producir el máximo rendimiento sostenido. Los puntos de referencia objetivos están orientados a alcanzar los objetivos de manejo.*

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

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

Acciones de manejo

- *Las acciones de manejo deben buscar mantener o recuperar poblaciones de stocks explotados y donde sea necesario las especies asociadas o dependientes, a niveles consistentes con los puntos de referencia precautorios previamente acordados. Tales puntos de referencia deber ser usados para gatillar acciones de manejo y conservación. Las estrategias de manejo deberían incluir medidas, que puedan ser implementadas cuando el sistema se acerque a un punto de referencia.*

- *Las estrategias de manejo pesquero deberían asegurar que el riesgo de exceder los puntos de referencia límites sea bajo. Si un stock cae por debajo del punto de referencia límite o está en riesgo de caer por debajo del tal punto de referencia, acciones de manejo y conservación deberían iniciarse para facilitar la recuperación del stock. Las estrategias de manejo deberían asegurar que en promedio los puntos de referencia objetivos no sean sobrepasados.*

Rendimiento Máximo sostenido

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

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

i) Ser más cauteloso en la administración y conservación de los recursos cuando la información científica sea incierta, no confiable o incompleta, y

ii) No se deberá utilizar la falta de información científica suficiente, no confiable o incompleta, como motivo para posponer o no adoptar medidas de conservación y administración.

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

Estados de explotación

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

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

> *58) Punto biológico: valor o nivel estandarizado que tiene por objeto evaluar el desempeño de un recurso desde una perspectiva de la conservación biológica de un stock, pudiendo referirse a: a) biomasa, b) mortalidad por pesca, o c) tasa de explotación.*
>
> *La determinación de estos puntos se deberá efectuar mediante decreto del Ministerio, según la determinación que efectúe el Comité Científico Técnico.*
>
> *59) Estado de situación de las pesquerías:*
>
> *Pesquería subexplotada: aquella en que el punto biológico actual es mayor en caso de considerar el criterio de la biomasa, o menor en el caso de considerar los criterios de la tasa de explotación o de la mortalidad por pesca, al valor esperado del rendimiento máximo sostenible y respecto de la cual puede obtenerse potencialmente un mayor rendimiento.*

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

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

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

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

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

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

De acuerdo con la definición antes descrita, en la Figura 1 la plena explotación cubre una región "cercana" al RMS y se encuentra acotada por límites que en biomasa definen, a la sub-explotación por el lado derecho, y la sobre-explotación por el lado izquierdo. Esta misma situación en términos de la mortalidad por pesca se extiende a un área que es próxima al Fmrs y se la ubica en la región Fmrs± c, y de manera análoga a una región que en biomasa está delimitada a Bmrs± d (Figura 2)

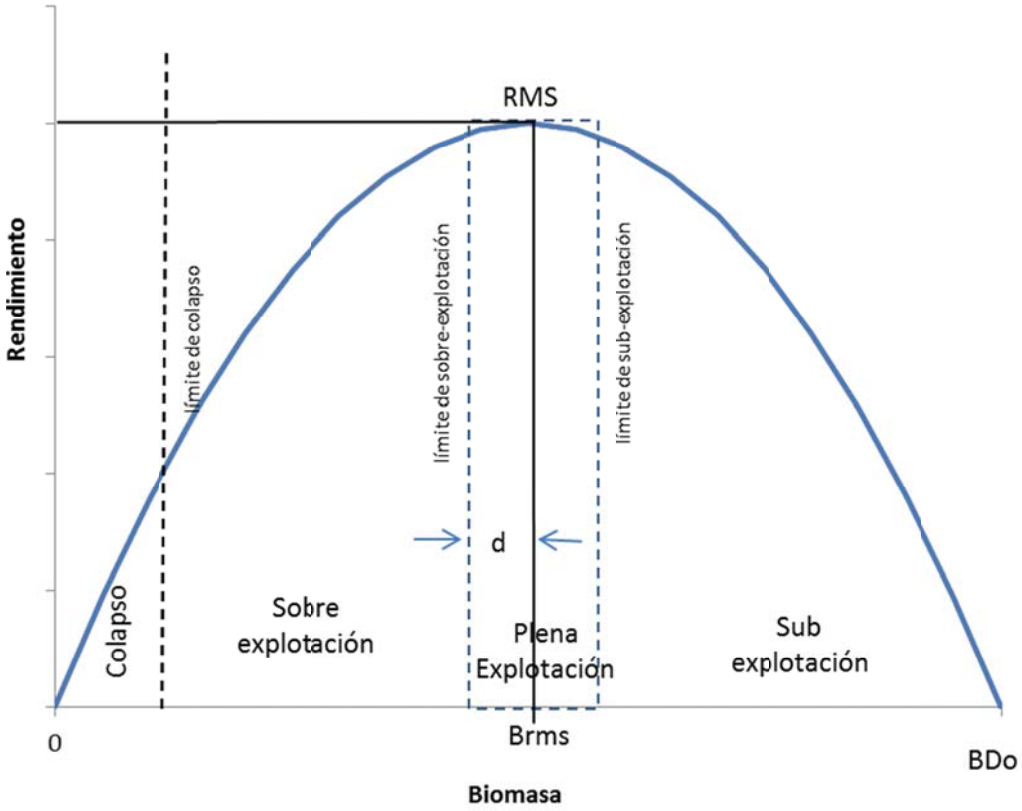


Figura 1. Curva de producción respecto de la biomasa en equilibrio y estados posibles de un recurso.

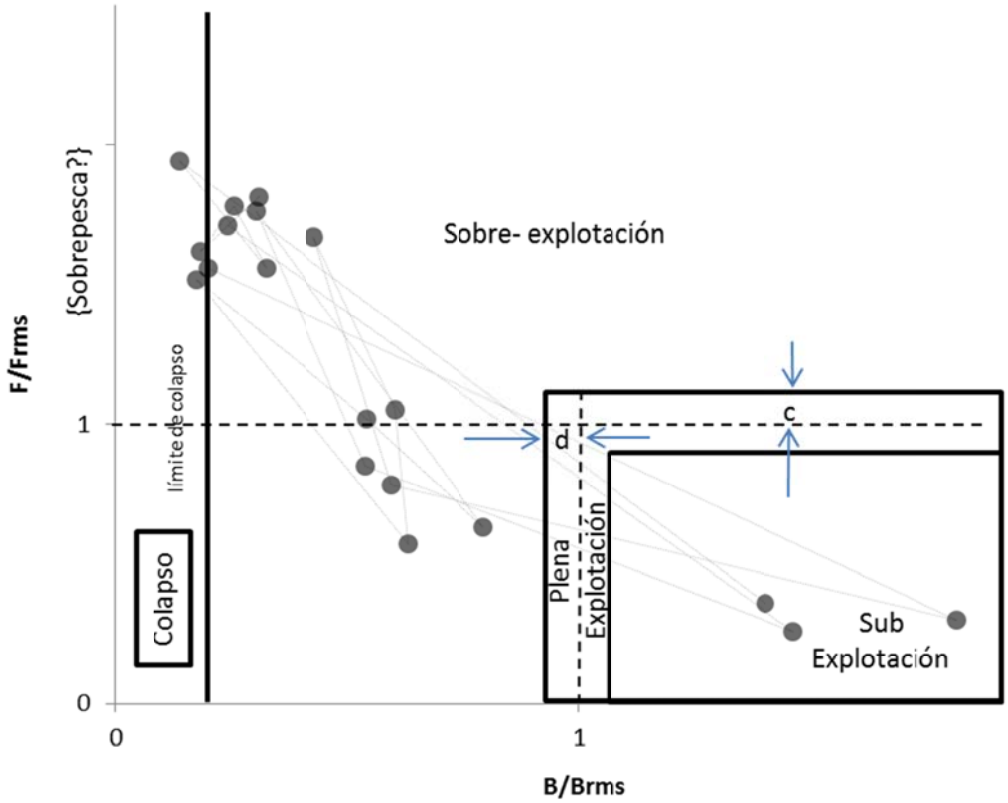


Figura 2. Diagrama B-F de estados posibles de un recurso. Las distancias c y d definen la mitad del rango de variación que es considerado "cerca" al RMS. Los puntos representan solo un ejemplo y la flechas la longitud de los intervalos c y d.

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

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

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

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

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

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

Criterios para la definición de límites

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

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

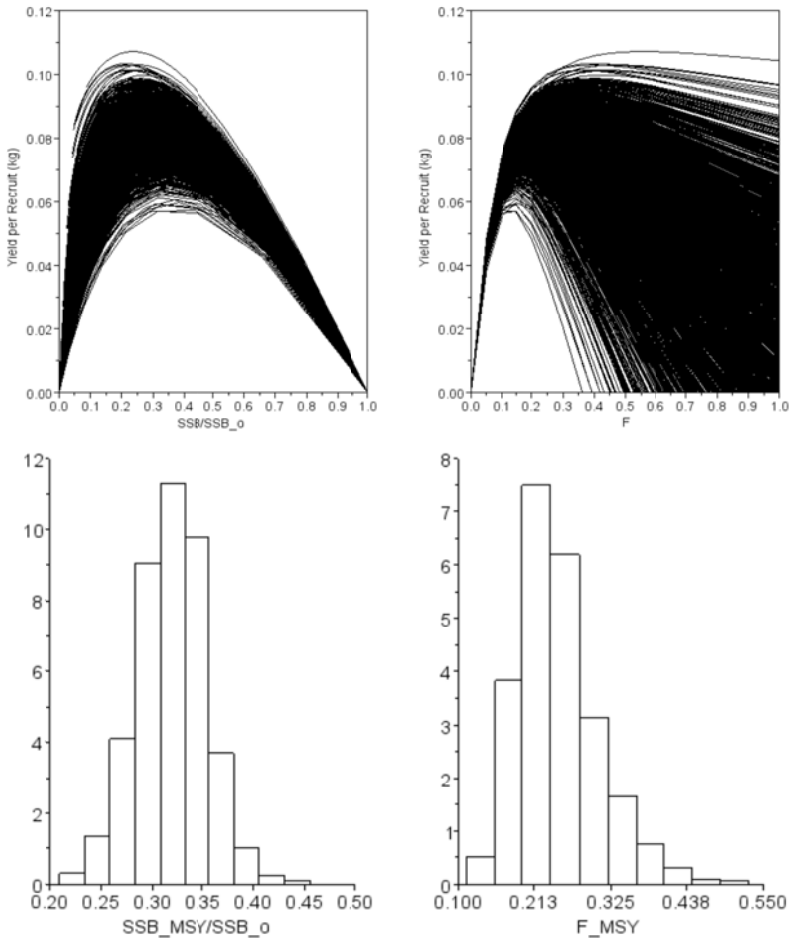


Figura 3. Curvas de biomasa, capturas y mortalidad por pesca de equilibrio del jurel, y distribución de probabilidades de la reducción de stock y mortalidad por pesca que genera el RMS (Fuente: Canales, 2012a).

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

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

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

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

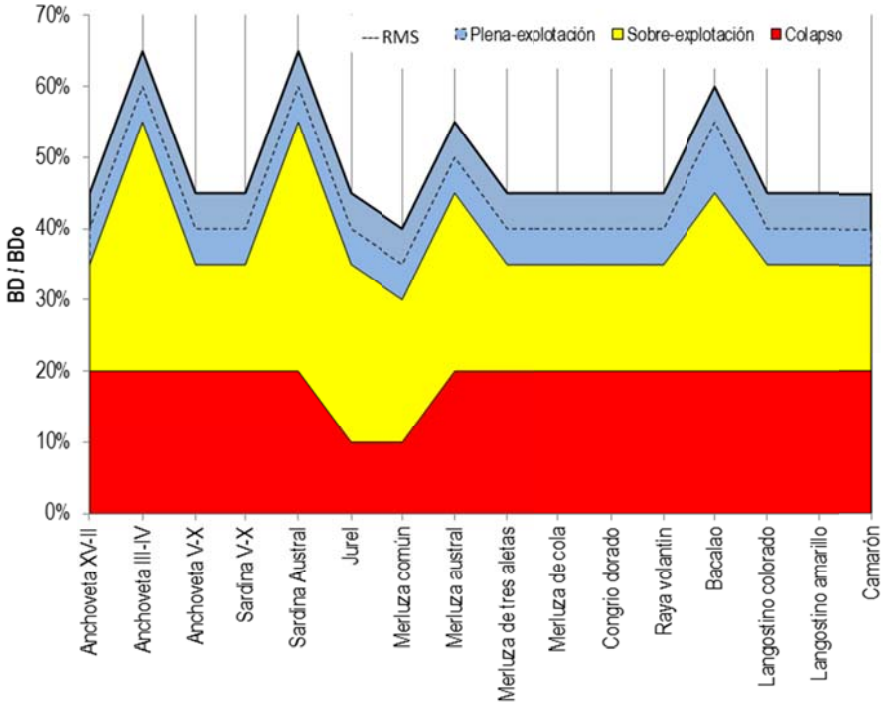


Figura 4. Puntos de Referencia objetivo y límites por recurso según estado de explotación.

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

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

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

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

	Forma y descripción de cálculo
(1) BD0 de equilibrio	Es la biomasa desovante de equilibrio virginal de los modelos stock-recluta (B-H, Ricker, etc.).
(2) BD0 dinámico	Es la biomasa desovante potencial que resultaría de una condición sin pesca, calculada a partir de los reclutamientos estimados en la evaluación de stock.
(3) PBR "Proxy"	PBR que sustituye al PBR real. Se estimada como un porcentaje del potencial reproductivo, aproximado como la biomasa desovante por recluta sin pesca.
(4) F rms.	Mortalidad por pesca asociada al RMS estimada desde un modelo de evaluación de stock.
Límite de sub-explotación	El porcentaje de BDo que genera en el RMS más 5 unidades porcentuales o su equivalente en mortalidad por pesca o tasa de explotación en el largo plazo.
Límite de Sobre-explotación	El porcentaje de BDo que genera en el RMS menos 5 unidades porcentuales o su equivalente en mortalidad por pesca o tasa de explotación en el largo plazo.
Límite de colapso	El porcentaje de BDo que compromete severamente la renovación del stock.
%BD0 en RMS	El porcentaje de la BDo que genera en el RMS.
%BD0	Proporción de la biomasa desovante con respecto a BD0.
F/Frms	Indicador de la variación de la mortalidad por pesca respecto a la F que genera el RMS.

Referencias Bibliográficas.

Canales, C. 2012.(a). Jack Mackerel Biological Reference Points (BRP).SWG-11-JM-01. 11th Meeting of Science Working Group, SPFRMO, Lima, 2012, Working paper: 16 pp.

Canales,C.2012.(b). Puntos Biológicos de Referencia (PBR) de la merluza común bajo incertidumbre. Anexo 4. En: Reporte RR-CC/SGT PBR-ES 2/2012. Sub-Grupo Técnico PBR y Estatus (SGT PBR-ES). Comité Científico de Merluza Común. 10 p + Anexos.

Canales, C., y M.J. Zúñiga 2012. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2013. Sardina común V-X Regiones 2013. Segundo Informe. Instituto de Fomento Pesquero. 151 pp.

Canales, C., R. Serra, C. Martínez, A. Aranis, L. Caballero, J. Córdova, J.C. Quiroz, M. Canales, V. Bocic, A. Sepúlveda, C. Gatica, S. Núñez, M. Aguayo, J. Giacamán, M. Arteaga, R. Alarcón, C. Gonzalez y L. Cubillos. 2009. Revisión de metodologías de evaluación del jurel a nivel subregional. Instituto de Fomento Pesquero. FIP Nº 2007-23: 155 pp.

Canales, C., C. Montenegro, A. Parma, T. Peñailillo, H. Pool y V. Espejo. 2000. Análisis de estrategia de explotación del langostino amarillo y langostino colorado. Informe Final, Proyecto FIP/IT 99-18: 138 pp.

Clark, 1993.The effect of recruitment variability on the choice of a target level of spawning biomass per recruit. En: Proceeding of the international symposium on management strategies for exploited fish populations. Eds. Kruse et al. Alaska Sea Grant College programe report Nº93-02, University of Alaska Fairbanks.

DER, 2012. Puntos Biológicos de Referencia de los principales recursos pesqueros de Chile como base a una aproximación precautoria para el manejo pesquero. Reporte de Taller. Departamento Evaluación de Recursos (DER), Instituto de Fomento Pesquero, Valparaíso 17-19 abril, 2012: 45 pp.

ICES 2001.Report of the study group on the further development of the precautionary approach to fishery management. Advisory Committee on Fishery Management ICES CM 2001/ACFM:11

Mace, P. 1994. Relantionships between common biological reference points used as thresholds as targets of fisheries management strategies. Can. J. Fish. Aquat. Sci.:51:110-122.

Payá I y N. Ehrhardt. 2005. Comparative sustainability mechanisms of two hake (*Merluccius gayi gayi* and *Merluccius australis*) populations subjected to exploitation in Chile. Bulletin of Marine Science 76(2) 261-286.

Payá I. y M. Montecinos 2004. Investigación evaluación y CTP de orange roughy 2005, Fase I. Instituto de Fomento Pesquero. 17 páginas + 2 anexos.

Quiroz J.C, R. Wiff y L. Chong. 2012. Segundo Informe. Convenio: Estatus y Posibilidades de Explotación Biológicamente Sustentables de los Principales Recursos Pesqueros Nacionales, año 2013. Merluza del sur, 2013. Instituto de Fomento Pesquero, Octubre de 2012. 78 pp+Anexos.

Quiroz J.C y R. Wiff, 2012. Segundo Informe. Convenio: Estatus y Posibilidades de Explotación Biológicamente Sustentables de los Principales Recursos Pesqueros Nacionales, año 2013. Bacalao de profundidad, 2013. Instituto de Fomento Pesquero, Octubre de 2012. 75pp+Anexos.

Rosemberg A. y V. Restrepo. 1995. Precautionary management reference points and management strategies. En Precautionary approach to fisheries.. Part 2: Scientific papers. FAO Fisheries technical papers 350/2. Páginas 129 a140.

Restrepo V. R., G. G. Thompson, P. M. Mace, W. L. Gabriel, L. L. Low, A. D. MacCall, R. D. Methot, J. E. Powers, B. L. Taylor, P. R. Wade, y J. F. Witzig. 1998. Technical Guidance On the Use of Precautionary Approaches to Implementing National Standard 1 of the Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Management Act. NOAA Technical Memorándum NMFS-F/SPO. July 17, 1998.

Serra, R., A. Zuleta, H. Pool, G. Böhm. 1998. Bases biológicas para prevenir la sobreexplotación en el recurso jurel. Informe Técnico. Fondo de Investigación Pesquera, proyecto 96 – 16. 139 p. + Anexos.

Tascheri, R. 2012. Referencias para la explotación sustentable de la merluza común. Anexo 3. En: Reporte RR-CC/SGT PBR-ES 2/2012. Sub-Grupo Técnico PBR y Estatus (SGT PBR-ES). Comité Científico de Merluza Común. 10 p + Anexos.

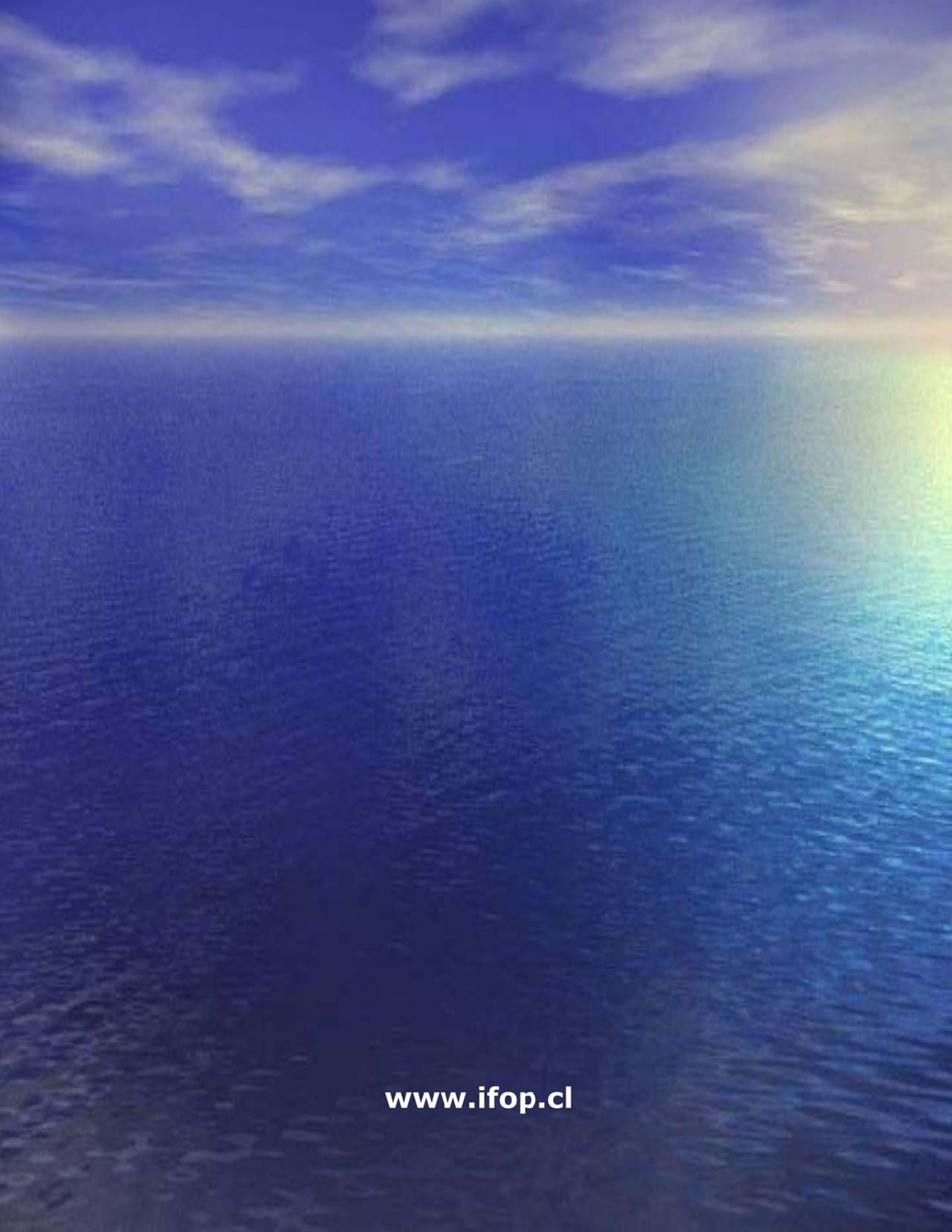
Tuck, G.N. (ed.) 2010. Stock Assessment for the Southern and Eastern Scale fish and Shark Fishery 2009. Part 2: Tier 3 and Tier 4, catch rate standardisations and other work contributing to the assessment and management of SESSF stocks in 2009. Australian Fisheries Management Authority and CSIRO Marine and Atmospheric Research, Hobart.428 p.

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

ANEXO 10:

Códigos utilizados en la evaluación.

IFOP
QUINTO INFORME
SUBPESCA
ANEXO 10
· Códigos utilizados en la evaluación de Sardina común
Convenio "Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2013"
Sardina común V - X Regiones, 2013
Julio, 2013



www.ifop.cl