



## **SEGUNDO INFORME**

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

Proyecto 2.3: Investigación del estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables en sardina común ZONA centro-sur y sardina austral año 2014.

Sardina austral 2014

SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA / Septiembre 2013





## **SEGUNDO INFORME**

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

Proyecto 2.3: Investigación del estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables en sardina común ZONA centro-sur y sardina austral año 2014.

Sardina austral 2014

SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA / Septiembre 2013

**REQUIRENTE**  
**SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA Y**  
**EMPRESAS DE MENOR TAMAÑO**

Subsecretario de Economía y  
Empresas de Menor Tamaño  
Tomás Flores Jaña

**EJECUTOR**  
**INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO, IFOP**

Jefe División Investigación Pesquera  
Jorge Castillo Pizarro

Director Ejecutivo  
José Luis Blanco García

**JEFE PROYECTO**  
Elson Leal Faúndez

**AUTORES**  
Elson Leal Faúndez  
Cristian Canales Ramírez  
María José Zúñiga Basualto

**COLABORADORES**  
Antonio Aranis Rodríguez  
Alejandra Gómez Aguilera  
Marlene Ramírez Escárate  
Juan Carlos Saavedra Nievas





## ÍNDICE GENERAL

	Página
ÍNDICE GENERAL.....	i
RESUMEN EJECUTIVO.....	iii
1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. ANTECEDENTES.....	3
3. OBJETIVOS.....	4
4. DATOS E INFORMACIÓN.....	5
4.1 Desembarques.....	6
4.2 Parámetros biológicos.....	7
4.3 Estructura de longitudes.....	9
4.4 Análisis de las tasas de capturas (CPUE).....	11
4.5 Cruceros de evaluación acústica.....	19
5. MODELO DE EVALUACIÓN.....	22
6. RESULTADOS.....	23
6.1 Definición del peso relativo de la información.....	23
6.2 Escenario de Modelación.....	25
6.3 Desempeño del Modelo.....	27
6.4 Indicadores poblacionales.....	31
6.6 Estatus del recurso.....	34
6.7. Capturas Sustentables y Proyecciones del Stock.....	39
7. DISCUSIÓN.....	43
8. CONCLUSIONES.....	47
9. REFERENCIAS.....	48

## A N E X O S

Anexo 1. Modelos de los procesos de observación y error sardina austral.

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

Anexo 3 Sobre el estándar de la información para fines del diagnóstico: "Check-List" (NRC, 1998).

Anexo 4. Taller de revisión de datos y modelos empleados en evaluación de stock: recursos pelágicos (RDP).

Anexo 5. Reporte de reuniones de coordinación bilaterales IFOP-SUBPESCA

Anexo 6. Base Datos: Sardina austral 2013.





---

## RESUMEN EJECUTIVO

---

El presente estudio contiene la actualización de la evaluación del stock y recomendación preliminar de las capturas sustentables del año 2014 para la sardina austral (*Sprattus fuegensis*) presente en aguas interiores de la isla de Chiloé, X Región. A modo de anexos, el informe incluye un análisis sobre la definición de los PBR en el contexto de la nueva Ley de Pesca, el estándar de la información para fines del manejo, los informes emanados de los talleres de revisión de datos y modelos usados en la evaluación y la base de datos y códigos considerados en la evaluación de stock.

Se utiliza un análisis estructurado a la longitud para llevar a cabo la evaluación. La información de entrada usada para estructurar el modelo corresponde a información biológica-pesquera de la longitud y pesos medios de los individuos, actualizada a mayo de 2013, la CPUE en el periodo 2007-2013, el índice de biomasa directo de los años 2006, 2008, 2011 y 2013 y el desembarque total entre los años 2006 y 2013. Se utiliza como plataforma de estimación la herramienta estadística ADMB (Automatic Differentiation Model Builder).

Los resultados del modelo de evaluación indican que el stock de sardina austral habría mostrado importantes reducciones en sus niveles poblacionales, disminuyendo desde 245 mil toneladas (t.) de biomasa total el año 2006 hasta 123 mil el año 2011. Durante los años 2012 y 2013, la biomasa total alcanzó valores de 169 mil y 155 mil t respectivamente.

De acuerdo al diagrama de fases presentado en este estudio la condición del recurso alcanzó el estado de sobrepesca entre los años 2007 y 2010 y sobre-explotación entre los años 2008 y 2011. Sin embargo, la reducción de los niveles de mortalidad por pesca a partir del año 2010, permitieron al stock alcanzar la zona de plena explotación los años 2012 y 2013. La mortalidad por pesca (F) alcanzó valores cercanos al Punto Biológico de Referencia (PBR) objetivo F60 a partir del año 2010.

Los resultados del modelo de evaluación indican un bajo riesgo para la sustentabilidad de la pesquería en el corto plazo. Esto, si las condiciones ambientales permiten reclutamientos en valores promedios históricos y los niveles de captura se mantienen cercanos al F60. Los resultados del modelo de evaluación y su incertidumbre asociada indican que durante el año 2013 la biomasa desovante presenta una baja probabilidad (7%) de encontrarse en una condición de sobre-explotación  $p(BD < BD_{mrs})$ . En términos de mortalidad (F), la probabilidad de estar en sobrepesca  $p(F_{2013} > F_{mrs})$  es de un 29%.

Los antecedentes biológicos de la especie, señalan que sardina austral tendría una fecundidad baja y una maduración a longitudes avanzadas (sobre los 13 cm). Esto revela una menor productividad en comparación a otros pelágicos pequeños presentes en la costa de Chile. Esta característica supone una mayor sensibilidad de la especie frente a la explotación pesquera por lo que sus estrategias de manejo deberían ser también comparativamente más cautelosas.



Bajo un escenario de reclutamientos en torno al promedio de la serie analizada y considerando la estrategia de explotación F60 como un proxy de la mortalidad por pesca que genera el MRS, la cuota de captura de sardina austral en aguas interiores de la X Región, podría alcanzar valores entre 14 mil y 20 mil toneladas durante el año 2014, para niveles de riesgo entre 10% y 50% respectivamente. Sin embargo, considerando la disminución en los reclutamientos del año 2013 y las características biológicas de la especie, es recomendable continuar con un criterio de explotación con un bajo nivel de riesgo (10%). Esto, hasta no disponer al menos de la información total del año 2013 y la que pueda ser aportada por el crucero de evaluación directa del año 2014. Así, de manera preliminar, la captura biológicamente aceptable (CBA) de sardina austral en aguas interiores de la X Región para el año 2014 debería alcanzar valores más cercanos a las 14 mil toneladas.

El PBR F60, es utilizado hasta la presente evaluación como un proxy de la mortalidad por pesca que genera el Máximo Redimiendo Sostenible (Fmrs) en esta pesquería. Este PBR será discutido en el marco de los comités científicos nacionales.



## 1. INTRODUCCIÓN

---

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

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

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

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

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

Con el objeto de atender la misión y sus objetivos estratégicos, la Subsecretaría de Pesca identifica y encarga al Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) ejecutar los programas de seguimiento y monitoreo de las pesquerías, así como también, la evaluación de stock y análisis de capturas recomendables para los principales recursos pesqueros, todos financiados con fondos sectoriales de asignación directa.

En esta última cartera de proyectos se integra el conocimiento científico generado en diversos estudios, otros proyectos y programas de investigación realizados sobre estos recursos y sus pesquerías, así como también, toda la información científica y técnica disponible a la fecha de ejecución, tales como los programas de seguimiento de las pesquerías, los cruceros de evaluación directa y antecedentes pesqueros que permiten actualizar anualmente el estatus de conservación de los recursos pesqueros nacionales y recomendar las Capturas Biológicamente Aceptables para éstos. Contribuyen también a esas funciones, otros organismos de investigación científica y técnica que ejecutan estudios financiados por el Fondo de Investigación Pesquera, que también contribuyen en el PAC que conduce anualmente esta Subsecretaría.



Cabe señalar que en los últimos 21 años, IFOP ha realizado anualmente las evaluaciones de stock y estimaciones de capturas totales permisibles de los principales recursos pesqueros de Chile. Esto ha servido de base biológica para las medidas de conservación que la Subsecretaría de Pesca ha aplicado. Las metodologías para la evaluación de stock han progresado notablemente como así mismo las capacidades de IFOP, razón por lo cual el instituto se ha consolidado a nivel nacional y latinoamericano como la única institución con la capacidad científico/técnica para desarrollar una evaluación de stock moderna en variadas especies, lo cual le ha exigido avanzar en un programa de revisión por pares independientes.

La nueva Ley de Pesca y Acuicultura estableció que sea el actual Instituto de Fomento Pesquero el ejecutor de este proyecto, mediante la asignación directa de fondos sectoriales, lo que reconoce a dicho Instituto como el organismo que provee los insumos fundamentales para el cumplimiento de la función reguladora de la Administración Pesquera del Estado.

El establecimiento del estatus de conservación de los recursos contemplados en este proyecto se realizará empleando la mejor información científica y técnica disponible sobre estos recursos. Con ese propósito, el cálculo de los Puntos Biológicos de Referencia se realizará conforme al marco biológico de referencia definido por los Comité Científico Técnicos respectivos y esta Subsecretaría, empleando los indicadores más confiables de las variables de estado (biomasa, abundancia) y flujo (mortalidad por pesca o tasas de explotación) de cada uno de los stocks de los recursos pesqueros considerados en este proyecto, con su correspondiente análisis de incertidumbre.

Sobre esa base, se sustentará el cálculo de la Captura Biológicamente Aceptable para el año 2014 con sus respectivos análisis de riesgo, debidamente informados en tablas de decisión, además de proyecciones de mediano plazo, cuando corresponda.

En consideración a lo dispuesto en las recientes modificaciones al texto de la Ley de Pesca y Acuicultura, la ejecución de este proyecto deberá contemplar la correcta aplicación del Enfoque Precautorio en su orientación, abordando adecuadamente el tratamiento de la incertidumbre propia de estos sistemas pesqueros (FAO, 1997).



## 2. ANTECEDENTES

---

La presencia de sardina austral (*Sprattus fuegensis*) fue reconocida hasta mediados de la década de los 80' con una distribución restringida a la costa Argentina del Atlántico sur occidental, desde los 40°S hasta Tierra del Fuego incluyendo las Islas Malvinas (Whitehead, 1985; Nakamura, 1986). No obstante, Pequeño (1989) incluye por primera vez a la especie como parte de los clupeídeos regulares presentes en Chile. Aranís *et al.* (2007) formaliza antecedentes aislados de la presencia de *S. fuegensis* en las capturas de la flota artesanal que opera en la zona de los canales de Chile sur austral, catalogándola como una especie distinta de sardina común (*Strangomera bentincki*).

La pesquería artesanal de pequeños pelágicos de las Aguas Interiores de Chiloé solo ha tenido un desarrollo importante en los últimos años. De esta forma, los estudios de la pesquería de pelágicos pequeños en la zona parten el año 1999 recopilando información de estructuras de tamaños de las capturas, dinámica de la flota y variables oceanográficas. No obstante, solo el año 2005 comienza formalmente el monitoreo de la pesquería de pelágicos pequeños y a partir de septiembre de ese año, luego de ser identificada como una especie diferente de sardina común, se inicia la recopilación de información de sardina austral. Además, durante los años 2006, 2008 y 2011 se llevaron a cabo estudios de evaluación directa orientados a estimar la biomasa y abundancia de pequeños pelágicos en las aguas interiores de Chiloé (Castillo y Molina, 2007; Niklistchek *et al.*, 2008, Cubillos *et al.* 2011). Por su parte, durante los meses de mayo y junio de 2013, se llevó a cabo un nuevo estudio de evaluación directa en aguas interiores de la X y XI Regiones, cuya información fue incorporada en el presente análisis.

A partir del año 2009, considerando los registros pesqueros de estructura de longitudes y pesos promedios, índice de CPUE, desembarques y cruceros acústicos, además de los parámetros biológicos de la especie señalados en algunos reportes técnicos previos, se implementó un modelo talla estructurado para describir la dinámica de la especie en aguas interiores de la X Región. El presente reporte continúa con esta línea de investigación para establecer el estatus del recurso y recomendar los niveles de captura biológicamente sustentables de sardina austral para el año 2014.

A pesar que el estudio utiliza la mejor información disponible de la especie a nivel nacional, por tratarse de un recurso con una corta historia de explotación y escasos antecedentes documentados en literatura formal, el estándar de la información para establecer el diagnóstico puede ser considerado aún de incompleto. Esto se traduce en datos e indicadores poblacionales sujeto a una considerable incertidumbre. No obstante esta incertidumbre y las continuas mejoras que puedan ser incorporadas cada año, la información disponible actualmente y que es empleada en la presente evaluación de stock contiene señal suficiente para ser modelada a través de un modelo estadístico, cuyos resultados pueden ser usados como un "proxy" para el manejo pesquero.



### 3. OBJETIVOS

---

#### 3.1. 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 su incertidumbre asociada.

#### 3.2. Objetivos específicos

- Implementar procedimientos de evaluación basados en protocolos científicos para la determinación del estatus de los recursos seleccionados con arreglo al nivel de conocimiento, información e incertidumbre correspondiente, conforme a estándares definidos por la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura al efecto (DAP, 2013).
- Calcular los Puntos Biológicos de Referencia para cada recurso con la mejor información científica disponible, conforme a lo establecido por la Ley General de Pesca y Acuicultura, informando su incertidumbre asociada.
- Establecer el estatus actualizado de estos recursos, sobre la base de sus principales indicadores de estado y flujo, estimando la incertidumbre de estimación involucrada, empleando el mejor conocimiento e información disponible a la fecha de ejecución del estudio, acorde con los estándares definidos por la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura.
- Calcular los niveles de Captura Biológicamente Aceptable para cada uno de los recursos pesqueros considerados en este proyecto, al año 2014, con su análisis de incertidumbre y riesgo asociado, debidamente informado en tablas de decisión, considerando las directrices de explotación establecidas por la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (DAP, 2013) o el Plan de Manejo o de Recuperación respectivo, según corresponda. Analizar estocásticamente las posibilidades de explotación de estos recursos en el mediano plazo y el riesgo de no alcanzar los objetivos de conservación, considerando la incertidumbre de estimación de sus indicadores y los probables estados de la naturaleza. Conforme a las directrices de explotación establecidas por la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (DAP, 2013), o el Plan de Manejo o de Recuperación respectivo, según corresponda.
- Informar el avance del Programa de Mejoramiento Continuo de la Calidad de la Asesoría Científica (PMCCAC) realizado durante el presente proyecto.



## 4. DATOS E INFORMACIÓN

---

El modelo de evaluación cubre el período 2006-2013 y considera información en escala anual que se resume en:

1. Serie anual de desembarques 2006-2013. Se asume para el último año niveles de desembarques de 23 mil toneladas.
2. Parámetros biológicos (madurez, crecimiento, y peso a la talla).
3. Composiciones de longitudes anuales de las capturas (enero 2006- mayo 2013).
4. Índice CPUE estandarizado 2007-2013. (2013 actualizado al primer semestre)
5. Serie anual de biomاسas y estructura de longitudes obtenidas en los cruceros acústicos realizados los años 2006, 2008, 2011 y 2013.

La estructura de longitudes de los individuos observada desde las capturas corresponde a información preliminar del presente año obtenida hasta el mes de mayo de 2013. Esto supone una mayor incertidumbre en los reclutamientos estimados por el modelo para el último año.

El rendimiento de pesca (CPUE) del año 2013 corresponde a información recopilada desde las bitácoras de pesca hasta el primer semestre.

El modelo de evaluación utiliza la información de los cruceros acústicos (biomasa y estructura de longitudes), incluyendo el estudio más reciente, desarrollado por la Universidad de Concepción en aguas interiores de la X región durante el mes de mayo de 2013.

Sobre el estándar de la información para fines del diagnóstico, "Check-List" (NRC, 1998), esta fue analizada durante el desarrollo de la investigación previa y se presenta en el Anexo 3. Por su parte, las actividades bilaterales como talleres de datos y modelos, que se informan en el Anexo 4, corresponden a las realizadas el año 2012. Las propuestas para este año están aún pendientes al inicio del funcionamiento de los Comités Científicos donde serán debatidas, proceso aún en trámite conforme la nueva Ley de Pesca. En el Anexo 5, se presenta el reporte de reuniones de coordinación bilaterales IFOP-SUBPESCA realizadas el presente año en el marco del actual proyecto de investigación.



#### 4.1 Desembarques

De acuerdo a las estadísticas oficiales, la captura de sardina austral aumentó desde 36 mil toneladas el año 2006 hasta cerca de 49 mil el año 2009. Durante el año 2010, los desembarques evidenciaron una importante disminución, alcanzando solo 2/3 de la cuota de 30 mil toneladas asignadas para ese año. Por su parte, durante el año 2011, los registros oficiales indican un desembarque total de 14433 toneladas. Durante el año 2012 los desembarques registrados alcanzan las 20 mil t y el total oficial a mediados de agosto de 2013 llega a valores cercanos a las 17 mil t. (Tabla 1, Figura 1). En cuanto a la estacionalidad, se observa un patrón con capturas concentradas en el primer semestre (Figura 2)

Tabla 1.  
Capturas (C) y cuotas de pesca en toneladas (t) de sardina austral en las Aguas Interiores del Mar de Chiloé.

Año	Captura	Cuota (t)	Cuota IFOP
2006	35961	38178	
2007	44388	50809	
2008	44953	59699	
2009	48589	48481	
2010	20519	30000	27000
2011	14344	17459	17000
2012	20000	19000	12000
2013	17000*	22000	20000

\* mediados agosto

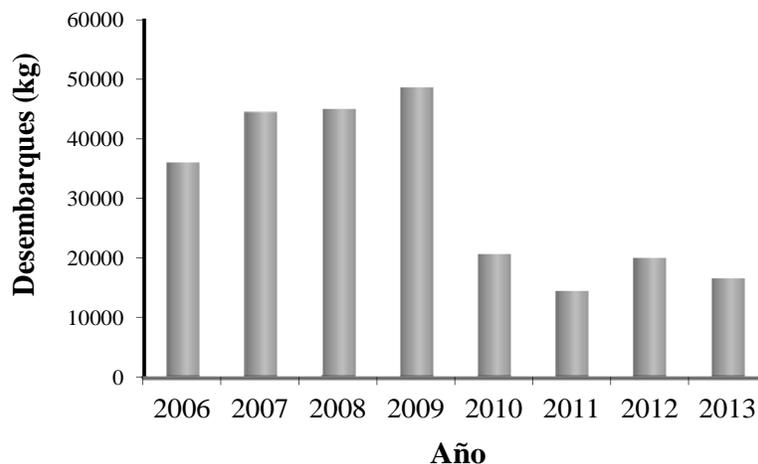


Figura 1. Desembarques oficiales anuales de sardina austral en aguas interiores del Mar de Chiloé entre los años 2006 y agosto de 2013 (fuente: Sernapesca).

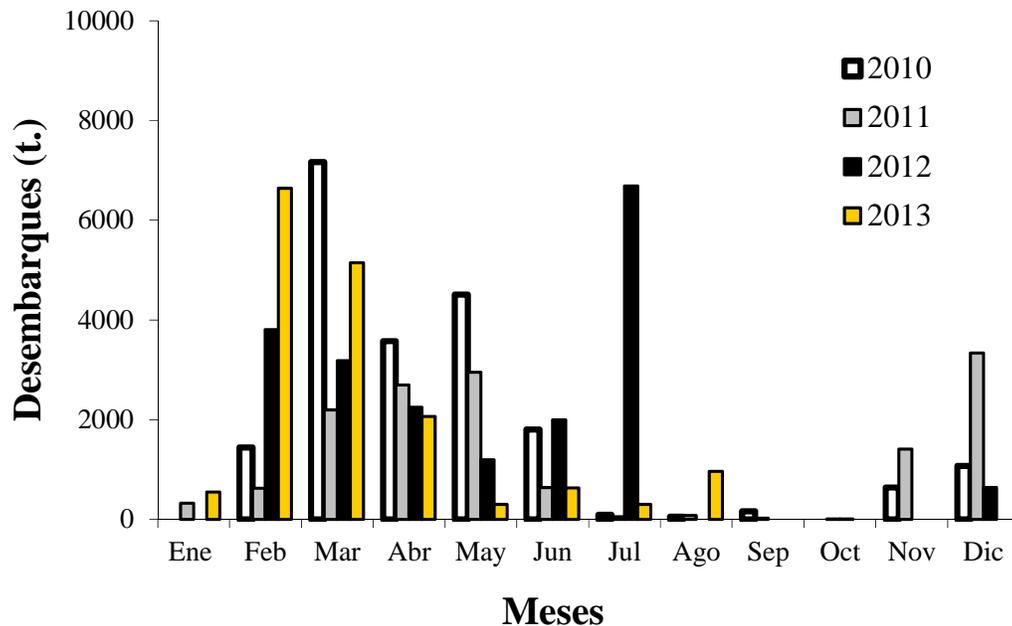


Figura 2. Variación mensual de las capturas de sardina austral en aguas interiores del Mar de Chiloé entre los años 2009 y agosto de 2013.

## 4.2 Parámetros biológicos

### a) Ojiva de madurez

Para estimar la fracción desovante del stock, se utiliza la función de madurez descrita por Leal *et al.* (2011). A través de una escala microscópica de desarrollo del ovario, la ojiva de madurez se estableció a partir de las hembras obtenidas durante el periodo de mayor actividad reproductiva (agosto-diciembre) de los años 2008 y 2009. La longitud media de madurez, resultó en un valor de 13.5 cm de longitud total (LT) con un intervalo de confianza al 95% entre 13.4 y 13.8 cm LT (Figura 3).

Los parámetros  $\beta_0$  y  $\beta_1$  que describen la ojiva de madurez en longitud para la especie alcanzaron valores de 25,87 y -1,91 respectivamente, con error estándar de 2,61 para  $\beta_0$  y de 0,20 para  $\beta_1$ .

El trabajo en extenso, con los detalles metodológicos puede ser descargado desde la página web de la Revista de Biología Marina y Oceanografía ([www.reviolmar.cl](http://www.reviolmar.cl)).

([http://www.reviolmar.cl/index.php?option=com\\_content&view=article&id=581&Itemid=69&lang=es](http://www.reviolmar.cl/index.php?option=com_content&view=article&id=581&Itemid=69&lang=es))

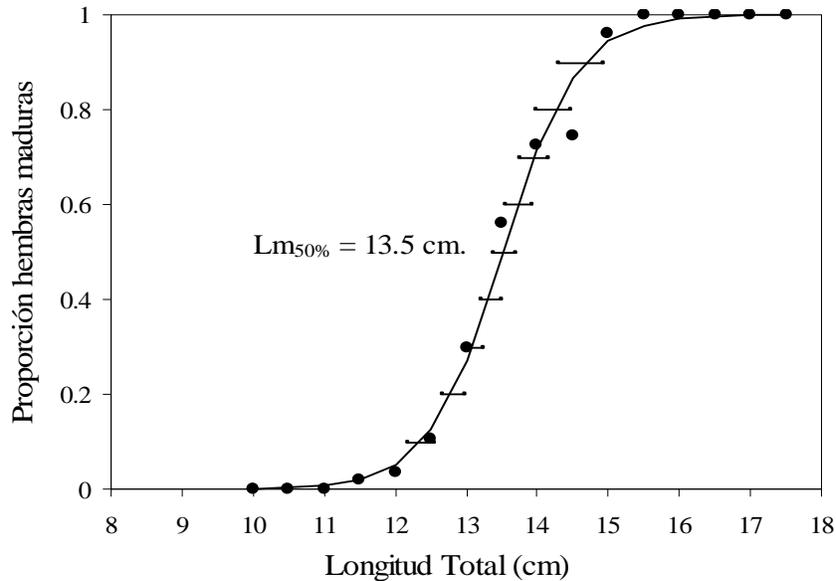


Figura 3. Ojiva de madurez de sardina austral en aguas interiores de la X Regi3n obtenida a trav3s de estados microsc3picos (Leal *et al.* 2011).

### b) Crecimiento y Mortalidad Natural

Los par3metros de crecimiento estimados por Cerna *et al.* (2007) para sardina austral fueron:  $L_{\infty}=17.7$  cm,  $k=0.78$  y  $t_0=-0.46$  a3os. La mortalidad natural en tanto, fue estimada en  $0.83$  a3o<sup>-1</sup> por Canales (2008) utilizando para su estimaci3n los par3metros de crecimiento y madurez reportados para la especie. Esta informaci3n es la m3s actual disponible y es usada en el modelo de evaluaci3n de stock. No obstante, se hace necesaria una revisi3n de estos par3metros, siendo deseable para su estimaci3n, la incorporaci3n de la lectura de edades de los individuos m3s peque3os de la poblaci3n. Los actuales par3metros de crecimiento muestran una problem3tica com3n en los estudios de crecimiento, sobre todo en pel3gicos menores. Por un lado, sobreestiman la longitud promedio de los individuos de edad cero y por otro, describen un valor del par3metro  $t_0$  alejado del valor te3rico esperado (cercano a cero).

En el presente estudio, como una forma de avanzar en el b3squeda de una funci3n que describa de mejor forma el crecimiento de sardina austral, se re-estiman los par3metros de crecimiento para la especie, corrigiendo el par3metro  $t_0$  a trav3s de la longitud de eclosi3n larval seg3n lo indicado por L3pez-Veiga (1979). Esta metodolog3a fue tambi3n aplicada por Canales y Leal (2009) en la correcci3n de los par3metros de crecimiento de anchoveta de la zona centro-norte.

Los resultados del an3lisis se muestran en la Figura 4 junto a la ecuaci3n de crecimiento de sardina austral. La variaci3n en los par3metros de crecimiento, genera un efecto importante



sobre la mortalidad natural (M). Por lo tanto, este parámetro fue también re-estimado de acuerdo a diferentes métodos bioanalógicos (Hewitt & Hoenig 2005; Rikhter & Efanov 1976; Pauly 1980). Se utilizó para estimar M, los parámetros de crecimiento re-estimados y la longitud de madurez reportada por Leal *et al.* (2011). De esta manera, considerando el valor promedio entre los tres métodos, la mortalidad natural de sardina austral se estimó en un valor de 1.1 año<sup>-1</sup>.

El presente análisis representa una aproximación preliminar de reestimación de los parámetros de crecimiento y mortalidad natural. Su posible uso en las próximas evaluaciones debe ser materia de discusión y de ser necesarios implementar un mayor grado de análisis.

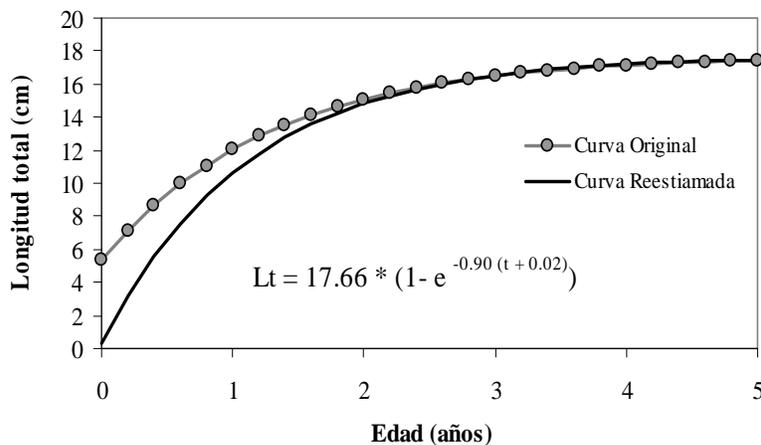


Figura 4. Curvas de crecimiento descrita por diferentes parámetros de Von Bertalanffy estimados para sardina austral.

### 4.3 Estructura de longitudes

La evolución mensual de la estructura de longitudes de sardina austral entre los años 2006 y 2012 en el mar interior de la X Región se muestra en las Figuras 5 y 6. Aunque no se aprecia un patrón claro y persistente en el ingreso a la pesquería de la fracción recluta (menor a 12 cm), a partir del año 2007, fue posible apreciar evidencias de este proceso entre los meses de abril y mayo. Durante el año 2010 se observa también la presencia de una moda de individuos pequeños que recluta a la población a partir de abril. En los meses de enero y febrero del año 2011 en cambio, se aprecia una pequeña fracción de individuos menores a 9 cm en las capturas. En los meses siguientes estos individuos crecen en tamaño y se transforman en la moda principal en torno a los 11 cm. Esto revela una alta proporción de individuos reclutas en la población durante el primer semestre del año 2011. La misma situación se aprecia durante el primer semestre del año 2012. La información acumulada hasta mayo de 2013, revela en cambio, una escasa presencia de reclutas y es similar a la estructura observada por el crucero de evaluación directa llevado a cabo en el mes de mayo (Figura 7).

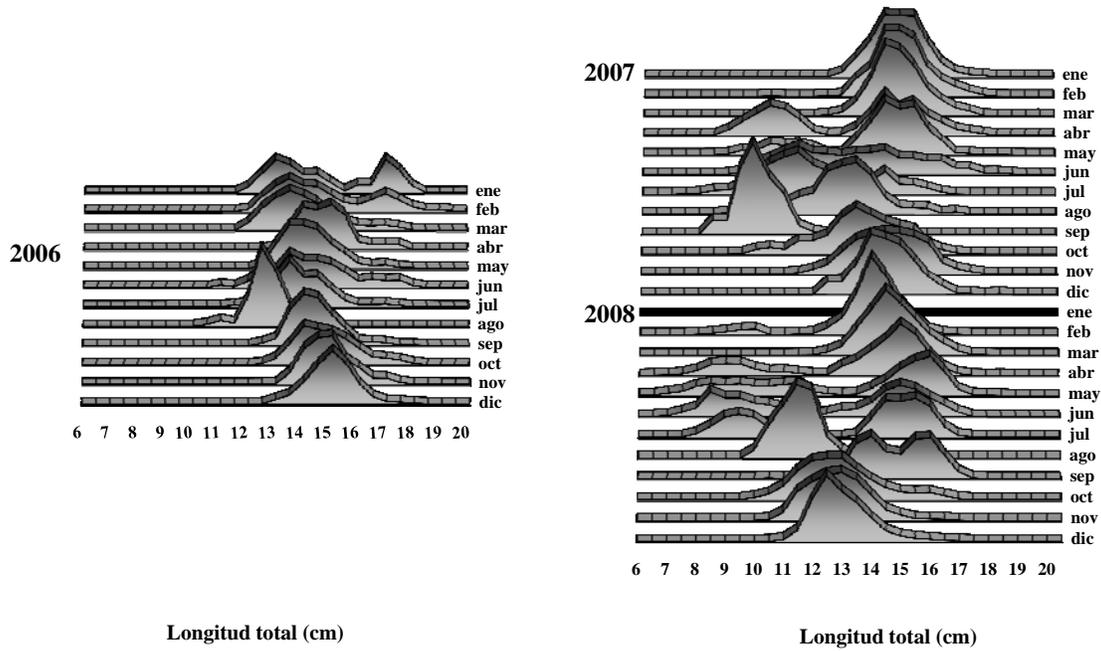


Figura 5. Estructura de tallas mensual de las capturas de sardina austral (septiembre 2005 – diciembre 2008), en aguas interiores de la X Región.

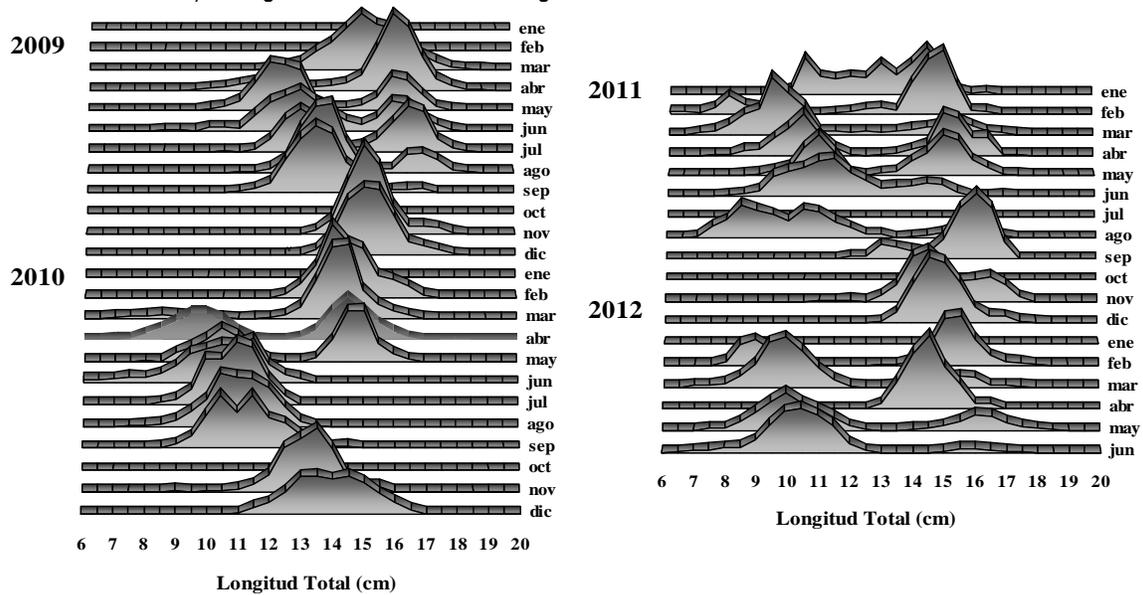


Figura 6. Estructura de tallas mensual de las capturas de sardina austral (enero 2009 –junio 2012), en aguas interiores de la X Región.

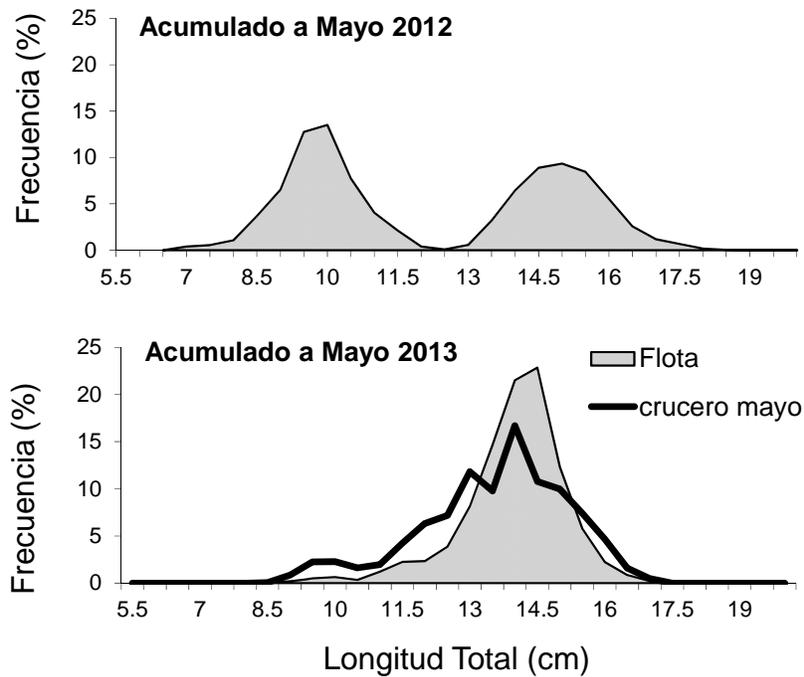


Figura 7. Estructura de tallas de sardina austral obtenida desde la flota hasta Mayo de 2012 y 2013 y la observada por el crucero de evaluaci3n directa en el mes de mayo de 2013, en aguas interiores de la X Regi3n.

#### 4.4 An3lisis de las tasas de capturas (CPUE)

El n3mero de naves artesanales registradas con captura de sardina austral entre los a3os 2006 y 2012, se resumen en la Tabla 2. Estas corresponden a naves que participaron de la pesca de investigaci3n a cargo de IFOP hasta el primer semestre de 2012. Los antecedentes indican que adem3s del incremento en el n3mero de embarcaciones que particip3 de la pesquer3a entre el a3o 2006 y 2010, se observ3 un incremento en el n3mero de naves con mayor capacidad de bodega. Esto revela un aumento significativo en el esfuerzo de pesca, considerando la capacidad de bodega total movilizada. Durante el primer semestre del 2013, el programa de seguimiento de la pesquer3a del IFOP obtuvo datos pesqueros (muestreo) desde 24 naves, no obstante Sernapesca registr3 operaci3n sobre 47 embarcaciones.



Tabla 2.

Número de embarcaciones por estrato de capacidad de bodega (CB) (m<sup>3</sup>) que capturaron sardina austral en las Aguas Interiores del Mar de Chiloé (2006–2012).

Estrato de CB (m <sup>3</sup> )	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
15-30	3	1	1	7	12	12	12
31 - 45	7	5	5	5	4	4	5
46-60	8	11	13	8	8	6	8
61-80	9	10	16	17	15	14	13
Total	27	27	35	37	39	36	38

Utilizando modelos lineales generalizados (GLM), se realizó la estandarización de las tasas de captura de sardina austral para la flota artesanal que operó en aguas interiores de la X Región entre los años 2007 y 2013 (junio). Los efectos considerados fueron año, mes, capacidad de bodega (CB) y zona de pesca.

Para la estandarización de la CPUE, se utilizaron modelos lineales generalizados (GLM; McCullagh & Nelder, 1989). Bajo este enfoque, la CPUE es predicha como una combinación lineal de variables explicatorias y el principal objetivo es estimar el efecto anual. Existen varias alternativas para modelar las tasas de captura (CPUE) a través de un GLM y su uso depende de las características de la variable a modelar. En este sentido se evaluaron los modelos log-normal y gamma (Pennington, 1983; Ortiz & Arocha, 2004), que permiten modelar separadamente las tasas de captura exitosas y el número de éxitos de captura, donde el índice es obtenido como el producto entre la proporción de éxitos de pesca y el índice estimado para las tasas de captura con pesca. Y modelos tweedie (Dunn & Smyth, 2005; Shono, 2008a; Tascheri *et al.*, 2010) que permiten modelar de forma conjunta tasas de captura exitosas y el número de éxitos de captura. Se realizó un análisis de devianza para evaluar la importancia de cada efecto principal.

El modelo de regresión general para las tasas de captura tiene la siguiente forma:

$$\ln(CPUE)_{i,j,k,l} = \mu + \alpha_i + \beta_j + \gamma_k + t_l + \varepsilon_{i,j,k,l}, \text{ (log-normal, gamma)}$$

$$CPUE_{i,j,k,l} = \mu + \alpha_i + \beta_j + \gamma_k + t_l + \varepsilon_{i,j,k,l} \text{ (tweedie)}$$

donde

- $\mu$  : media general o intercepto  
 $\alpha_i$  : factor año



- $\beta_i$  : factor mes
- $\gamma_i$  : factor zona
- $t_i$  : factor capacidad de bodega CTG
- $\varepsilon_{i,j,k}$  : error aleatorio con media cero y varianza ( $\sigma^2$ ) constante.

El análisis consideró como año de partida el 2007 debido a que la información de la procedencia de los lances de pesca comenzó a ser registrada a partir de ese año. De acuerdo a las cuadrículas señaladas por Aranís *et al.*, (2008) (Figura 8), la zona de estudio fue dividida en zona norte=Z1 (A, B,C), centro=Z2 (D,E,F) y sur=Z3 (G,H) de manera de incorporar el factor espacial en la estandarización de las tasas de captura.

Se utilizaron además y de manera arbitraria, 6 categorías de capacidad de bodega (CTG):  $\leq 30 \text{ m}^3$ , 31-40, 41-50, 51-60, 61-70 y  $> 70 \text{ m}^3$ .

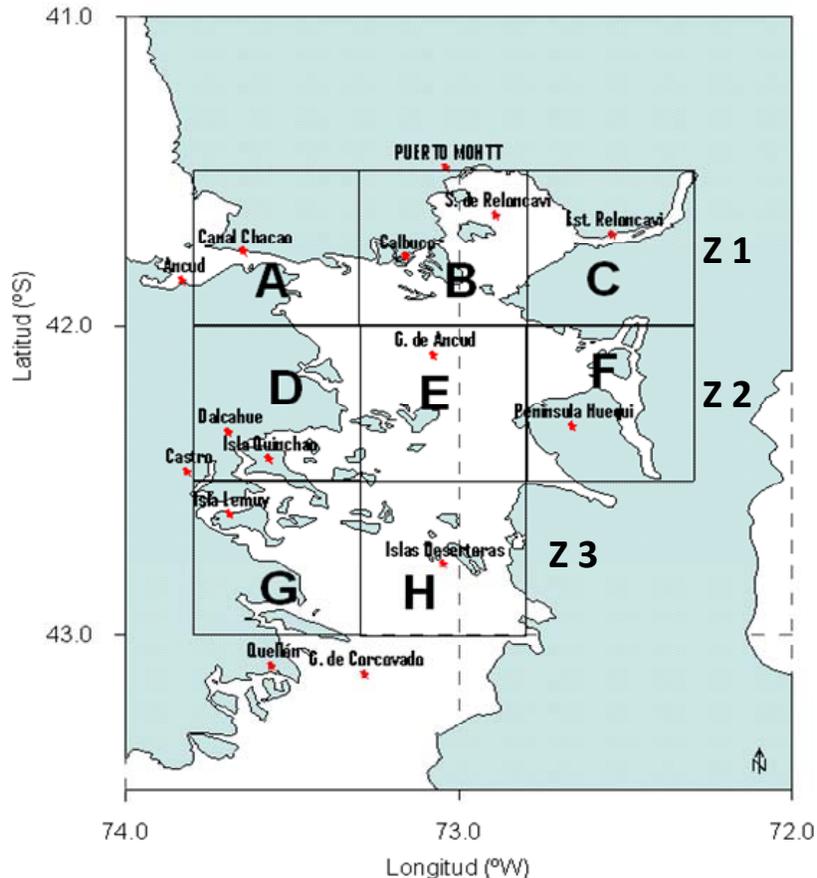


Figura 8. Áreas de Pesca de las captura sardina austral en las Aguas Interiores del Mar de Chiloé señaladas por Aranís *et al.* (2008).



La actividad de la flota en las diferentes zonas de pesca (Tabla 3), muestra que los lances, se concentran principalmente en la zona norte (Z1) del área de operación. Sin embargo, durante el año 2012, los lances se realizaron mayoritariamente en la zona centro (Z2). En la zona sur (Z3) en tanto la actividad es menor, aunque el año 2011 el número de lances superó a los realizados en la zona centro.

El año 2013, el número de registros disminuyó considerablemente debido a que el monitoreo de la actividad extractiva se realiza a través del programa de seguimiento de la pesquería centro-sur (Aranis et al 2013). El programa solo registra la información de las naves que al llegar a puerto (Calbuco) reportan la captura de sardina austral. Por el contrario entre los años 2006 y 2012, los registros provenían de la pesca de investigación donde gran parte de las naves autorizadas, estaban inscritas en la pesca y ellas estaban obligadas a informar recalada, captura y permitir actividades de toma de información biológico-pesquera por parte de IFOP.

El análisis de la información entre los años 2006 y 2012, indica que el número de viajes totales disminuyó considerablemente desde cerca de 2 mil el año 2009 hasta alrededor de 0,8 mil el 2011 y 0,7 mil hasta junio del 2012. Por el contrario, la proporción de viajes sin pesca (viajes nulos) luego de incrementar sostenidamente desde 10% hasta 25% entre el año 2006 y 2011, disminuye hasta un valor cercano al 15% el año 2012 (Figura 9).

**Tabla 3.**  
Número de registros (lances de pesca) anuales por zona de pesca de sardina austral en las Aguas Interiores del Mar de Chiloé (2007–2013).

AÑO	Z1	Z2	Z3	TOTAL
2007	768	672	186	1626
2008	1090	477	22	1589
2009	1629	295	0	1924
2010	1141	109	24	1274
2011	576	116	133	825
2012	240	442	31	713
2013	8	27	18	53

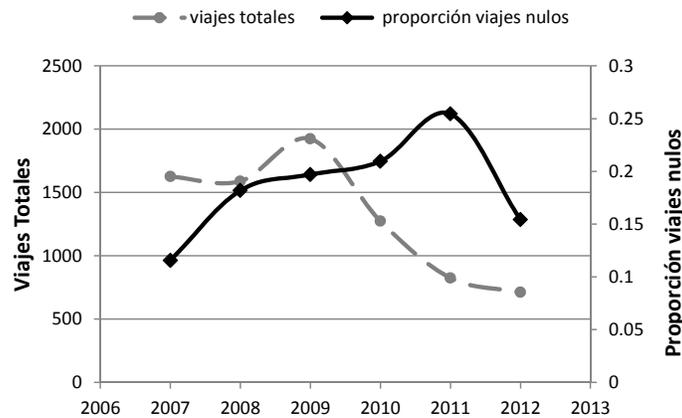


Figura 9. El n3mero de viajes totales y proporci3n de viajes sin pesca (viajes nulos) de la flota que oper3 sobre sardina austral enero de 2007 y junio de 2012.

#### 4.4.1 Resultados de la estandarizaci3n de las tasas de capturas (CPUE)

Los resultados de los tres modelos de estandarizaci3n muestran, que luego de permanecer relativamente estable entre los a3os 2007 y 2009, el 3ndice de abundancia relativo disminuy3 sostenidamente hasta el a3o 2012 en el caso de los modelos gamma y tweedie (Poisson compuesta). En el caso del modelo Log-normal el 3ndice disminuye hasta el final de la serie (Figura 10). El an3lisis de varianza (Tabla 4) indica que los modelos log-normal y tweedie explican de mejor manera ( $R^2$  16%) la variabilidad de las tasas de captura. Dentro de los predictores considerados en la estandarizaci3n (rangos de capacidad de bodega, mes, a3o y zona), el factor a3o aporta con el mayor grado de explicaci3n de la variable respuesta.

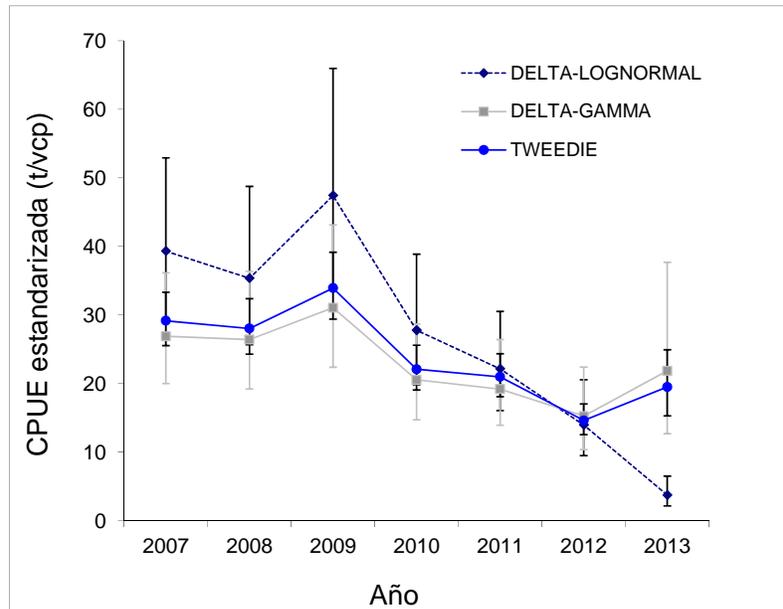


Figura 10. CPUE estandarizada con sus respectivos intervalos de confianza en la pesquería de sardina austral en aguas interiores de la X Región por tres Modelos Lineales Generalizados.

Tabla 4.  
Tabla de análisis para el GLM de los datos de captura de sardina austral

Factor	G.L.	Lognormal	Gamma	Poisson-Compuesta
		R <sup>2</sup> : 16 %	R <sup>2</sup> : 13,7 %	R <sup>2</sup> : 16 %
Año	6	44,2	40,9	39,5
Mes	11	22,3	20,3	21,4
CB	5	14,2	21,7	21,5
Zona	2	19,3	17,1	17,5

La actividad de la flota durante el primer semestre del año 2013 mostró rendimientos de pesca (nominal) superiores a los registrados durante el año 2012 (Figura 11). Esto también se refleja en la eficiencia de la flota en capturar la totalidad de la cuota asignada durante los primeros meses del año. Así, se considera que el modelo Poisson compuesta (Tweedie) podría representar actualmente, de mejor manera las variaciones en las tasas de captura y es usado como calibrador en el modelo base de evaluación de stock.

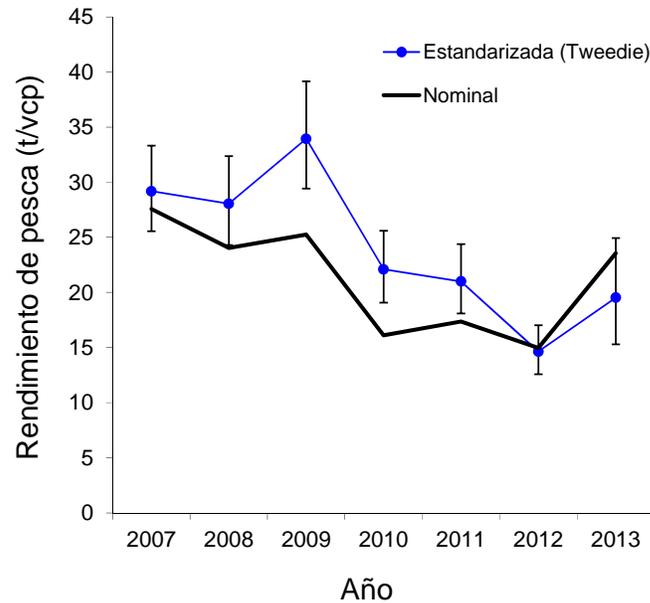


Figura 11. Rendimiento de pesca nominal y estandarizado en la pesquería de sardina austral en aguas interiores de la X Región entre los años 2007 y 2013.

Para el modelo Tweedie, la variabilidad de cada factor y su comportamiento sobre la media de las tasas de captura, se muestra en la Figura 12. Las tasas de captura a nivel del factor mes muestran valores altos durante el primer semestre y una reducci3n entre el sexto y el noveno mes, evidenciando la estacionalidad en las capturas. En el caso de los rangos de capacidad de bodega (6 categorías) se aprecia un incremento en las tasas de captura con el aumento en la capacidad de bodega de las naves. El factor año en tanto, muestra una fuerte reducci3n entre año 2010 y el 2012 y un incremento el año 2013 aunque por debajo del valor promedio. Por último, el factor zona indica que los mayores rendimientos promedios se obtienen hacia el sur del área de operaci3n de la flota.

A pesar que los residuos tienden a la normalidad, homogeneidad en la distribuci3n de la varianza y linealidad en el plano ortogonal (gráfico qq-plot), aún se aprecia cierto nivel de asimetría respecto de los valores te3ricos esperados (Figura 13). Sin embargo, se considera que el análisis realizado permite explicar de manera general la variabilidad en las tasas capturas en la pesquería de sardina austral en aguas interior de la X regi3n y es consistente con la reducci3n en los desembarques y el índice acústico hasta el año 2012. De la misma manera, el modelo seleccionado refleja adecuadamente el incremento en los rendimientos de pesca nominal (sin estandarizar) y la eficiencia de la flota durante el primer semestre de 2013.

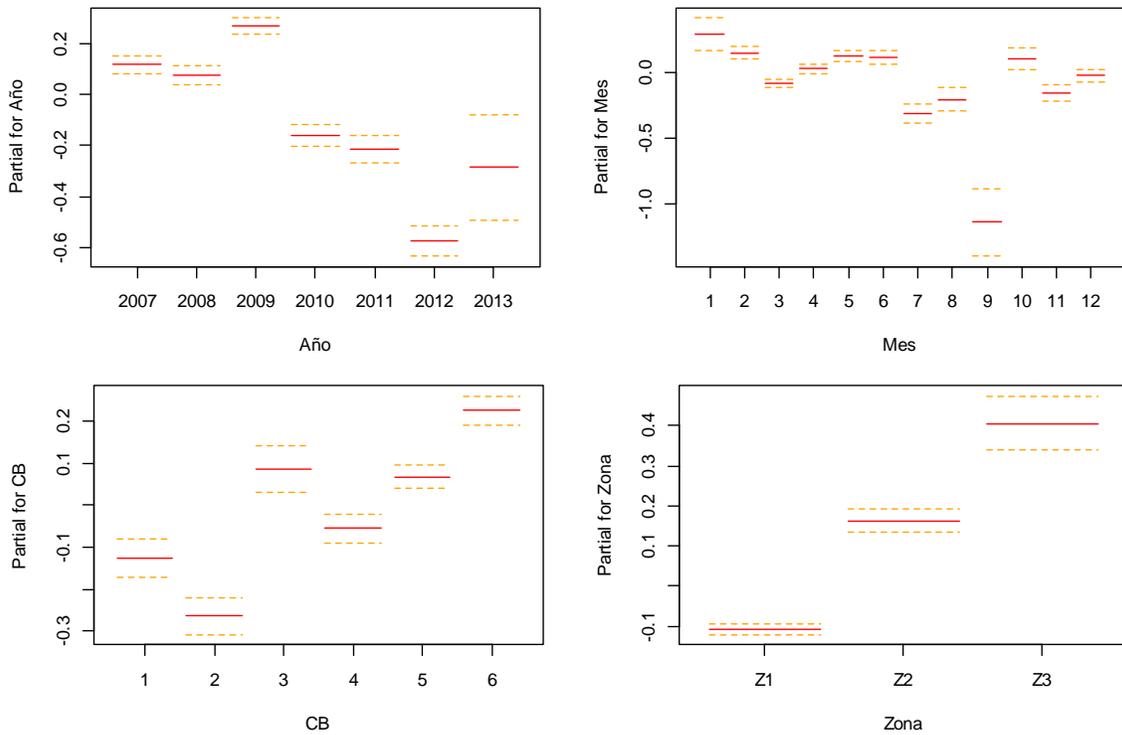


Figura 12. Resultados de los principales efectos del modelo de las tasas de capturas sardina austral para el modelo Tweedie.

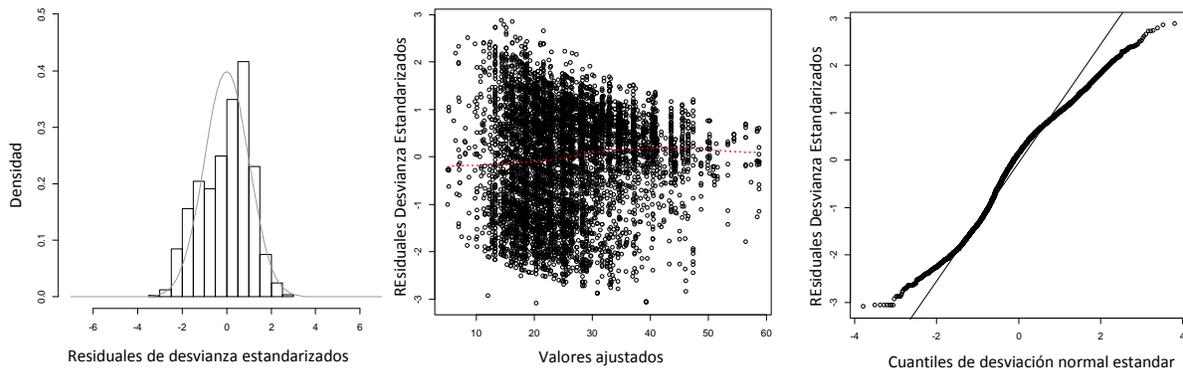


Figura 13. Análisis de residuos y distribución de la varianza de la CPUE de sardina austral para el modelo log-normal.



#### 4.5 Cruceros de evaluaci3n acústica

Hasta el presente ańo, se cuenta con cuatro estudios de evaluaci3n directa donde se estima la biomasa y estructura de longitudes de peces pelágicos y en particular de sardina austral en las aguas interiores de la X Regi3n. Se dispone de la informaci3n reportada por las evaluaciones efectuadas por IFOP el ańo 2006 (Castillo *et al.* 2006) y Universidad Austral el 2008 (Niklitschek *et al.* 2008), ambas desarrolladas durante los meses de abril y mayo. Además se cuenta con la informaci3n reportada por los cruceros desarrollados por la Universidad de Concepci3n los ańos 2011 (Cubillos *et al.* 2011) y 2013 (Cubillos *et al.* 2013) durante los meses de enero y mayo respectivamente.

Los primeros dos estudios tuvieron dificultad operativa en estimar adecuadamente el parámetro de “fuerza de blanco” (TS) de sardina austral. Dicho parámetro se utiliza para transformar la seńal acústica en estimados de biomasa. Por lo tanto, los niveles de biomasa informados inicialmente estuvieron basados en la relaci3n talla-fuerza blanco (TS) asumida similar al de sardina comú. El ańo 2009, Niklitschek *et al.* (2009) recalculan los estimados de abundancia y biomasa sustentado en una nueva relaci3n TS específica para sardina austral. La nueva relaci3n TS se basa en estudios similares realizados por otros investigadores en *Spratus spratus* del mar Báltico y es considerada más adecuada para los cálculos de Biomasa. De esta manera hasta el reporte previo (índices de biomasa hasta el ańo 2011), se usaron las estimaciones de biomasa basado en la TS reportada por Niklitschek *et al.* (2009). Durante el desarrollo del último estudio (Cubillos *et al.* 2013), reestimaron el valor de la fuerza de blanco (TS) específico para sardina austral a través de mediciones en sistemas controlados. Se reportó para este parámetro un valor de TS = 66.58. Este valor difiere del reportado previamente por Niklitschek *et al.* (2009) quienes habían indicado un valor de 67.8. Al utilizar este nuevo valor de TS, los valores estimados de biomasa directa disminuyen alrededor de un 25%. Los valores de biomasa, estimados con los 2 TS se resumen en la Tabla 5.

Tabla 5.  
Valores de Biomasa total usados en el actual modelo de evaluaci3n de sardina austral y los que resultarían con el nuevo valor de TS (Cubillos 2013).

Estudio	Biomasa (miles t)	
	Niklitschek 2009 (TS = 67.8)	Cubillos 2013 (TS = 66.58)
Castillo 2006 (IFOP)	195	146
Niklitschek 2008 (U. Austral)	115	86
Cubillos <i>et al.</i> 2011 (UdeC)	88	66
Cubillos <i>et al.</i> 2013 (UdeC)	125	94



La información generada en el último crucero acústico (Cubillos *et al* 2013), corresponde a información preliminar que aún está siendo analizada y no ha sido sancionada en una reunión formal o a través de revisión por pares. Por lo tanto, en el modelo de evaluación, se continúa utilizando el escenario de biomasa acústica más optimista. Es decir, aquella estimación que resulta del valor de TS reportado por Niklitschek *et al* (2009) y que ha sido usada por el IFOP hasta el informe final de evaluación de stock (Leal y Canales 2012) presentado en abril de 2013 a SUBPESCA.

La Tabla 6 resume toda la información usada en el modelo de evaluación de stock de sardina austral. La información incluye el número de años que abarca la evaluación, los valores del índice acústico, CPUE y capturas con sus respectivos coeficientes de variación, la estructura de longitudes de la flota y de los cruceros de evaluación directa así como el vector de pesos medios y proporción de madurez a la talla. El archivo de base de datos y los códigos usados en el presente estudio se encuentran contenidos en formato digital (Disco Compacto) al final del documento (Anexo 5).



Tabla 6.  
 Archivo de base de datos usado en la evaluación de stock y estimaciones de capturas sustentables 2014 de sardina austral

#	MODELO	sardina	austral																					Año						
#	numero	de	años																											
#	numero	de	tallas																											
#	indices	de	abundancia y																											
#Año	Crucero	cv	CPUE	cv	Capturas	cv																								
2006	194719	0.2	0.0	0.15	35961	0.1																								
2007	0	0.2	29.2	0.15	44388	0.1																								
2008	114640	0.2	28.0	0.15	44953	0.1																								
2009	0	0.2	33.9	0.15	48589	0.1																								
2010	0	0.2	22.1	0.15	20000	0.1																								
2011	88116	0.2	21.0	0.15	14433	0.1																								
2012	0	0.2	14.6	0.15	20000	0.1																								
2013	124729	0.2	19.5	0.15	23000	0.1																								
#grupos de	Tallas																													
5.5	6	6.5	7	7.5	8	8.5	9	9.5	10	10.5	11	11.5	12	12.5	13	13.5	14	14.5	15	15.5	16	16.5	17	17.5	18	18.5	19	19.5	20	Año
#captura	la	talla (FLOTA)																												
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.001	0.002	0.002	0.018	0.073	0.101	0.15	0.153	0.153	0.128	0.082	0.042	0.03	0.032	0.021	0.007	0.002	0.002	0.001	2006	
0	0	0	0	0.001	0.002	0.005	0.013	0.023	0.036	0.04	0.045	0.035	0.043	0.049	0.079	0.112	0.146	0.123	0.114	0.069	0.037	0.015	0.009	0.003	0.002	0	0	0	2007	
0	0	0.001	0.002	0.004	0.008	0.015	0.017	0.017	0.016	0.018	0.027	0.045	0.072	0.092	0.086	0.1	0.118	0.114	0.095	0.074	0.042	0.024	0.01	0.002	0	0	0	0	2008	
0	0	0	0.001	0.001	0.001	0.005	0.007	0.011	0.027	0.046	0.059	0.073	0.065	0.068	0.075	0.091	0.103	0.141	0.117	0.068	0.027	0.009	0.002	0.001	0	0	0	0	2009	
0.001	0.001	0.002	0.004	0.009	0.013	0.022	0.037	0.053	0.079	0.099	0.079	0.066	0.031	0.022	0.03	0.056	0.114	0.134	0.085	0.036	0.019	0.008	0.001	0	0	0	0	0	2010	
0	0	0	0.003	0.006	0.015	0.031	0.038	0.087	0.08	0.09	0.059	0.037	0.013	0.01	0.012	0.023	0.065	0.098	0.126	0.104	0.051	0.035	0.013	0.003	0	0	0	0	2011	
0	0	0.001	0.005	0.006	0.016	0.043	0.075	0.119	0.136	0.115	0.078	0.047	0.013	0.003	0.003	0.016	0.033	0.052	0.076	0.075	0.049	0.022	0.01	0.006	0.001	0	0	0	2012	
0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.002	0.005	0.006	0.003	0.012	0.023	0.023	0.039	0.082	0.146	0.215	0.229	0.123	0.058	0.022	0.009	0.002	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	2013	
#	Captura	a	la	talla (CRUCEROS)																										
0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.011	0.077	0.081	0.116	0.125	0.135	0.042	0.035	0.039	0.083	0.103	0.067	0.048	0.019	0.007	0.007	0.005	0.001	0.000	0.000	0.000	2006	
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2007	
0	0	0.002	0.008	0.014	0.018	0.01	0.014	0.022	0.032	0.05	0.07	0.061	0.05	0.021	0.02	0.026	0.038	0.096	0.178	0.147	0.082	0.026	0.01	0.002	0.001	0	0	0	2008	
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2009	
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2010	
0.005	0.004	0.001	0	0	0.001	0.022	0.028	0.044	0.106	0.136	0.112	0.062	0.061	0.078	0.077	0.075	0.071	0.059	0.035	0.015	0.007	0.002	0	0	0	0	0	0	2011	
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2012	
0	0	0	0	0	0	0.0005	0.009	0.022	0.023	0.016	0.020	0.042	0.063	0.072	0.118	0.098	0.167	0.108	0.100	0.074	0.047	0.016	0.005	0	0	0	0	0	2013	
#	pesos	medios	a	la	talla																									
1.5	1.9	2.4	2.9	3.5	4.2	5	5.9	6.9	7.9	9.1	10.4	11.8	13.4	15	16.8	18.8	20.9	23.1	25.5	28	30.7	33.6	36.6	39.8	43.2	46.8	50.6	54.6	54.6	
#	ojiva	de	madurez	sexual																										
0	0	0	0	0	0	0	0	0.001	0.003	0.008	0.02	0.052	0.124	0.269	0.49	0.714	0.867	0.944	0.978	0.991	0.997	0.999	1	1	1	1	1	1	1	



## 5. MODELO DE EVALUACIÓN

---

Para la evaluación del stock de sardina austral explotada en aguas interiores de la X Región, se utiliza información biológica-pesquera de la longitud y pesos medios de los individuos entre enero de 2006 y mayo de 2013, la CPUE en el periodo 2007-2013 (1er semestre 2013), la estructura de longitudes y el índice de biomasa de los cruceros desarrollados en abril 2006, abril-mayo 2008, diciembre-enero de 2010-2011 y mayo 2013. El desembarque total anual entre los años 2006 y 2013 (el 2013 asume un valor de 23 mil t.). El modelo es usado para realizar el diagnóstico del recurso, cálculo de indicadores y Captura Biológicamente Sustentable de sardina austral en aguas interiores de la X Región. Se estiman además los Puntos Biológicos de Referencia (PBR) que generan niveles de reducción de la Biomasa desovante virginal de 65, 60 y 55%. Estos PBRs son propuestos como proxy para el manejo de sardina austral por Canales *et al.* (2013).

El enfoque de evaluación corresponde al propuesto por Sullivan *et al.* (1990) quien modela la abundancia anual en función de la probabilidad de crecer de una talla a otra, de la mortalidad por pesca (F) y natural (M), de la distribución en tallas de los reclutas y la magnitud de los reclutamientos. Se utiliza como plataforma de estimación la herramienta estadística ADMB (Automatic Differentiation Model Builder).

Los modelos de los procesos, observaciones y errores, así como su codificación en ADMB se resumen en términos generales en el Anexo 1 y ellos se sustentan en los siguientes supuestos generales:

- La población constituye una unidad de stock.
- La población es cerrada y por lo tanto las pérdidas se explican por captura y mortalidad natural.
- El crecimiento de los individuos es del tipo von Bertalanffy.
- El crecimiento es estocástico, es decir, basado en la probabilidad de que los individuos crezcan de una longitud a otra.
- La distribución de tallas del reclutamiento es estocástica y constante entre años.
- La mortalidad por pesca es el producto de un coeficiente talla específico y de la mortalidad por pesca anual.
- La mortalidad natural es constante entre años y entre clases de tallas.
- La CPUE corresponde a un índice relativo de la biomasa media vulnerable.
- La biomasa estimada por el crucero es proporcional a la Biomasa total a inicios de cada año.



## 6. RESULTADOS

---

### 6.1 Definición del peso relativo de la información

#### 6.1.1. Coeficientes de Variación (CV)

Los coeficientes de variación empleados en los distintos índices de abundancia reflejan el nivel de desviación que el investigador supone tienen los datos respecto del valor central observado como parte del error de observación. Comúnmente se asignan menores niveles de incertidumbre a la información de los desembarques y mayores a la CPUE y cruceros, esto por el hecho que los desembarques son mediciones “observables” directas y no así la CPUE y biomasa del crucero, debido a que los últimos índices están sujetos a variados criterios y consideraciones en sus estimaciones, llevando a suponer entonces que ellos tienen mayor incertidumbre.

Francis (2010) propone la idea de aproximarse de manera gradual a una medida del error, comenzando con un suavizador de los datos, que considere un coeficiente de variación teórico en torno a la tendencia central de las observaciones. Este primer procedimiento no depende del modelo de evaluación de stock sino de la variabilidad de los datos.

En el caso de la sardina austral se realizaron análisis para estimar el valor medio de los CVs de la CPUE e índice acústico ajustando una recta a los datos observados. Los resultados arrojaron valores de 17% como CV para la CPUE y de 26% para el índice acústico (Figura 14). Esto concuerda con el mayor peso estadístico otorgado en las evaluaciones previas a la CPUE por sobre el índice acústico. Se usaron finalmente valores de 15% y 20% respectivamente para ambos índices.

De esta manera, el enfoque de modelación contempló, para la ponderación de la información, un escenario base que entrega mayor valor estadístico a la información de desembarques ( $cv= 10\%$ ) por sobre el índice de abundancia relativo (CPUE) ( $cv= 15\%$ ) e índice acústico ( $cv= 20\%$ ).

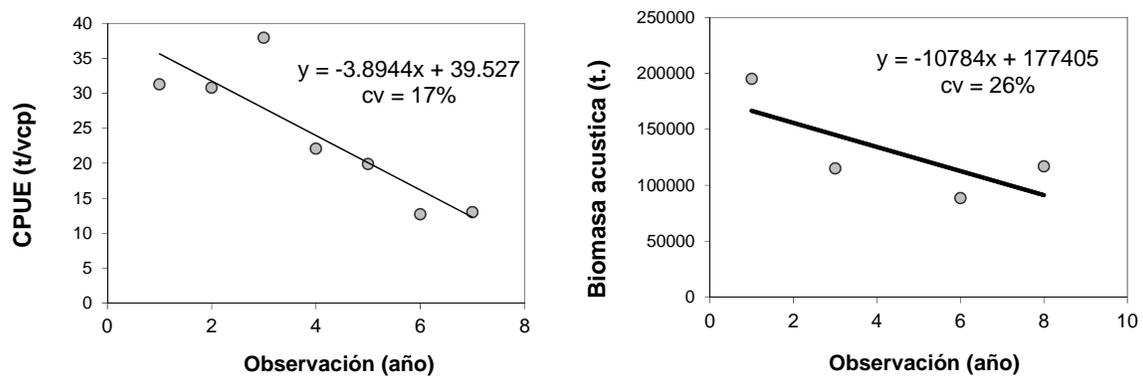


Figura 14. Ajuste a los datos de CPUE y cruceros respectivamente para la estimación del coeficiente de variación teórico inicial de ambos índices.

### 6.1.2. Tamaños de muestra efectivo

Otro factor relevante a emplear en la evaluación de stock es el ponderador asociado con las composiciones de tallas de las capturas y los cruceros. Estos ponderadores son asociados con el tamaño de muestra efectivo dado que la función de probabilidad empleada es multinomial.

El procedimiento empleado para estimar un tamaño de muestra corresponde a un cómputo iterativo según lo señala Francis (2010) y Maunder (2011) y el cual comenzó con el valor empleado por defecto en el anterior reporte ( $n=25$ ). Como estimador se empleó el tamaño de muestra propuesto por Gavaris y Ianelli (2002):

$$nm^* = \frac{\sum_l \hat{p}_l (1 - \hat{p}_l)}{\sum_l (p_l - \hat{p}_l)^2}$$

Luego de sucesivos ajustes del modelo con los tamaños de muestras sugeridos por el estimador, no se alcanzaron valores estables. Esto probablemente debido al bajo número de años con información. Finalmente, se utilizó como caso base un tamaño de muestra ( $nm$ ) =25 para la información de la flota y de  $nm=15$  para información de los cruceros. Esto supone una mayor ponderación a la información obtenida desde la flota. Con estos valores, se logró un buen equilibrio en el ajuste de todas las piezas de información y representa además un valor similar a los usados en la evaluación de otros peces pelágicos.

A pesar del análisis realizado, este es un tema que aún está en desarrollo y forma parte de las continuas mejoras que pueden ser incorporadas en los sucesivos estudios.



## 6.2 Escenario de Modelaci3n

La Tabla 7 muestra la configuraci3n del modelo base en el presente an3lisis. La palabra “prior” entre par3ntesis (prior), indica que el valor fue usado como un punto de partida para ser estimado dentro del modelo. Por su parte y tal como se entiende, la palabra “fijo” se refiere a que el par3metro permanece fijo en el proceso de optimizaci3n. La actual configuraci3n proviene de sucesivos ensayos para buscar el mejor nivel de ajuste del modelo a la informaci3n empleada en la evaluaci3n de stock.

Un aspecto relevante, es el referido al coeficiente de capturabilidad ( $q$ ) del crucero ac3stico. Hasta la recomendaci3n de capturas sustentables del a3o 2012, se utiliz3 un valor de  $q = 1$ . Esto supone que el crucero observa toda la biomasa presente en el 3rea (3ndice absoluto). En el presente an3lisis, el par3metro  $q$ , al ser estimado, representa una hip3tesis m3s plausible, sugiriendo la biomasa estimada por crucero como un 3ndice de abundancia relativo. El par3metro ingresa al modelo con un valor prior = 0.65, es decir que el crucero estar3a observando un poco m3s de la mitad de la biomasa total. El valor a posteriori, luego del ajuste, result3 en un valor de  $q = 0.86$

Por su parte, el valor inicial para el coeficiente de variaci3n talla-espec3fico ( $\beta_p$ ) empleado en la matriz de transici3n, proviene del valor usado para modelar la variabilidad en el crecimiento de otro pel3gico peque3o como lo es la anchoveta. El valor a posteriori que arroja el modelo de evaluaci3n es de 0.15. Los par3metros estimados en el proceso de optimizaci3n del modelo de evaluaci3n de stock se presentan en la Tabla 8.

Tabla 7.  
Configuraci3n del modelo estad3stico usado en la  
evaluaci3n de stock de sardina austral (base 2013).

<i>Var/par</i>	<i>Base 2013</i>
cv_desemb	0,1
cv_cpue	0,15
cv_acus	0,20
nm_f	25
nm_c	15
q	0.65 (prior)
sel_f	logist
sel_c	logist
$\beta_p$	0.2 (prior)
K	0.78 (fijo)
Linf	17.7 (fijo)



Tabla 8.

Principales parámetros en escala log, estimados en el modelo de evaluación de stock de sardina austral.

---

# Number of parameters = 30 Objective function value = 747.174 Maximum gradient component = 8.33415e-006

---

2.43445173320					
# log_Df_one:					
1.28237108400					
# dev_log_A50f:					
0.00000000000	0.00000000000	0.00000000000	0.00000000000	0.00000000000	0.00000000000
0.00000000000	0.00000000000				
# dev_log_Df:					
0.00000000000	0.00000000000	0.00000000000	0.00000000000	0.00000000000	0.00000000000
0.00000000000	0.00000000000				
# log_muf:					
-0.690000000000					
# log_sf:					
2.540000000000	0.800000000000				
# log_A50R_one:					
2.28702095428					
# log_DR_one:					
0.642712498125					
# log_Rmed:					
8.86291034028					
# log_desv_No:					
-1.10901469138	0.221870394573	0.896445930027	-0.00930163322076		
# log_desv_Rt:					
0.322799770401	0.355516964028	0.302906720117	-0.0751718592930	-0.160829644077	-0.418350025980
0.530822240450	-0.857694165646				
# log_F:					
-1.13776731283	-0.696333654740	-0.565633972384	-0.252048812306	-0.966155262757	-1.28835670961
1.05568858933	-1.21299608507				
# log_M:					
-0.186000000000					
# log_qCrucero:					
-0.178812040541					
# log_qCPUE:					
-8.51707660515					
# log_Lr:					
2.24448941727					
# log_sr:					
0.327924454490					
# log_k:					
-0.710000000000					
# log_bp:					
-1.53101647582					

---



### 6.3 Desempeño del Modelo

Los resultados muestran que el modelo recoge la variabilidad general de las señales poblacionales sugeridas por la información empleada, ajustando de mejor manera la serie de desembarques y CPUE por sobre el índice de biomasa directa (Figura 15). El nivel de ajuste del modelo a cada fuente de información, está determinado por los coeficientes de variación asignados a cada índice.

Una forma gráfica de evaluar la bondad/calidad del ajuste del modelo es a través de los gráficos quantil-quantil (qqplot). Estas figuras permiten evaluar dos distribuciones de probabilidades, que en este caso corresponden a la teórica (modelo) versus la empírica (los datos). Si el set de datos proviene de la distribución teórica, entonces los puntos debieran ubicarse en las proximidades de una línea recta. Esto significa, que el supuesto de normalidad y varianza es adecuado para los datos analizados.

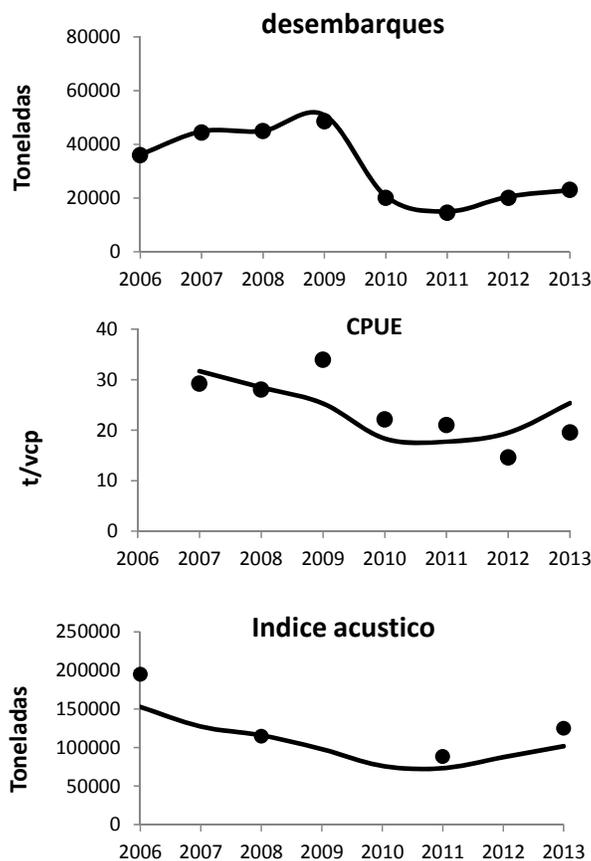


Figura 15. Ajuste de los desembarques, CPUE e índice de biomasa directa de sardina austral en el mar interior de la X Región. Puntos (datos observados), líneas (modelo ajustado).



En la Figura 16 se entrega junto a los residuales del modelo, el diagrama QQ de los valores observados y predichos. Se observa que mientras los residuales del modelo no sugieren tendencias y se encuentran distribuidos en torno al valor cero, el diagrama QQ indica una linealidad general en la escala log en todos los índices. Sin embargo, se aprecia en las series de CPUE e índice acústico una mayor variabilidad y lejanía relativa respecto del valor teórico. Esto se relaciona con valor del coeficiente de variación (cv) asignado a cada índice. De esta manera, de acuerdo al peso relativo asignado a cada fuente de información, el modelo reproduce de mejor forma la serie de desembarques por sobre la CPUE e índice de biomasa acústico.

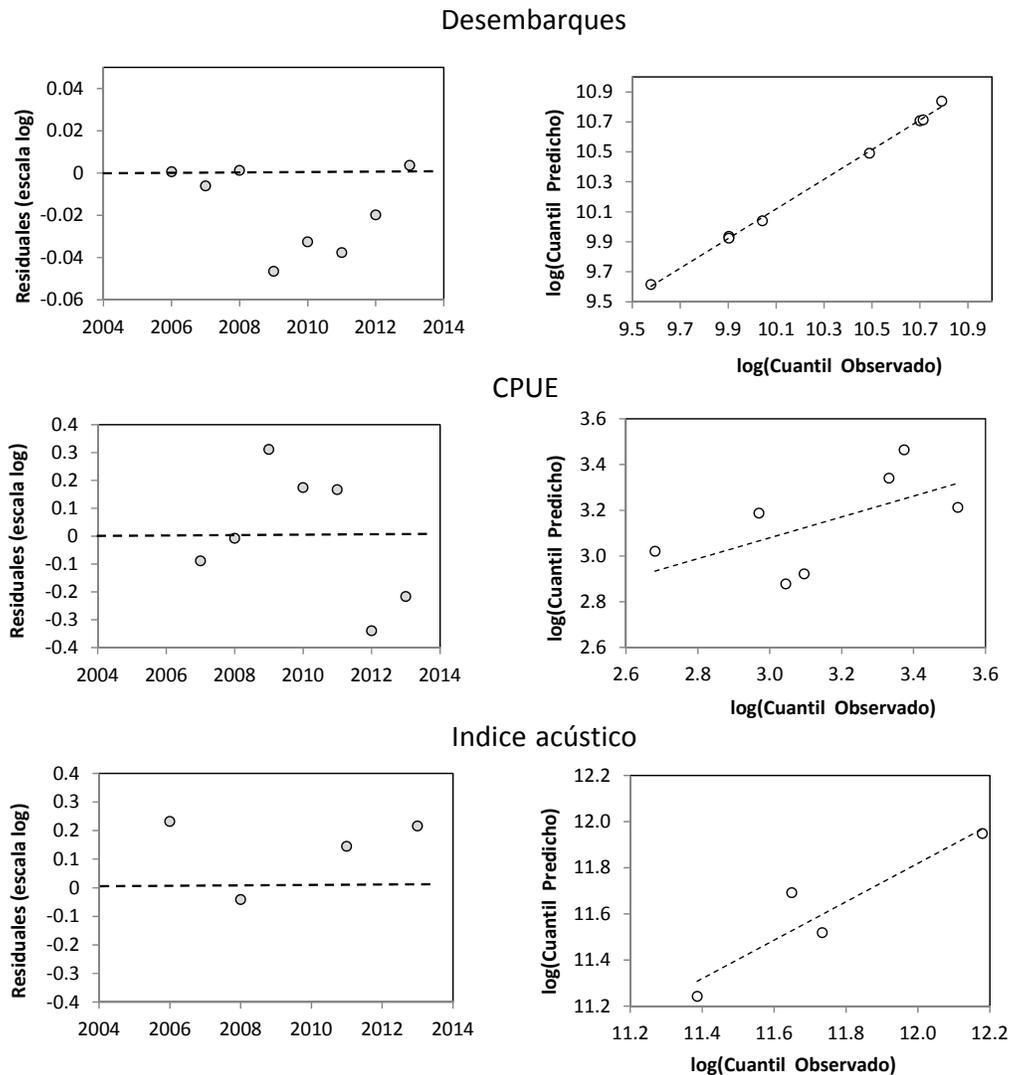


Figura 16. Residuales del ajuste a la información de desembarques, CPUE e índice acústico (derecha) y diagrama Q-Q (izquierda).



Las estructuras de longitudes de la flota y cruceros acústicos, son medianamente reproducidas por el modelo de evaluación, capturando su variabilidad general (Figura 17). Es probable que el supuesto de invariabilidad interanual en los patrones de explotación como medida de parsimonia, genere los desajustes que se observan durante algunos años en las composiciones de longitudes de ambas fuentes de información.

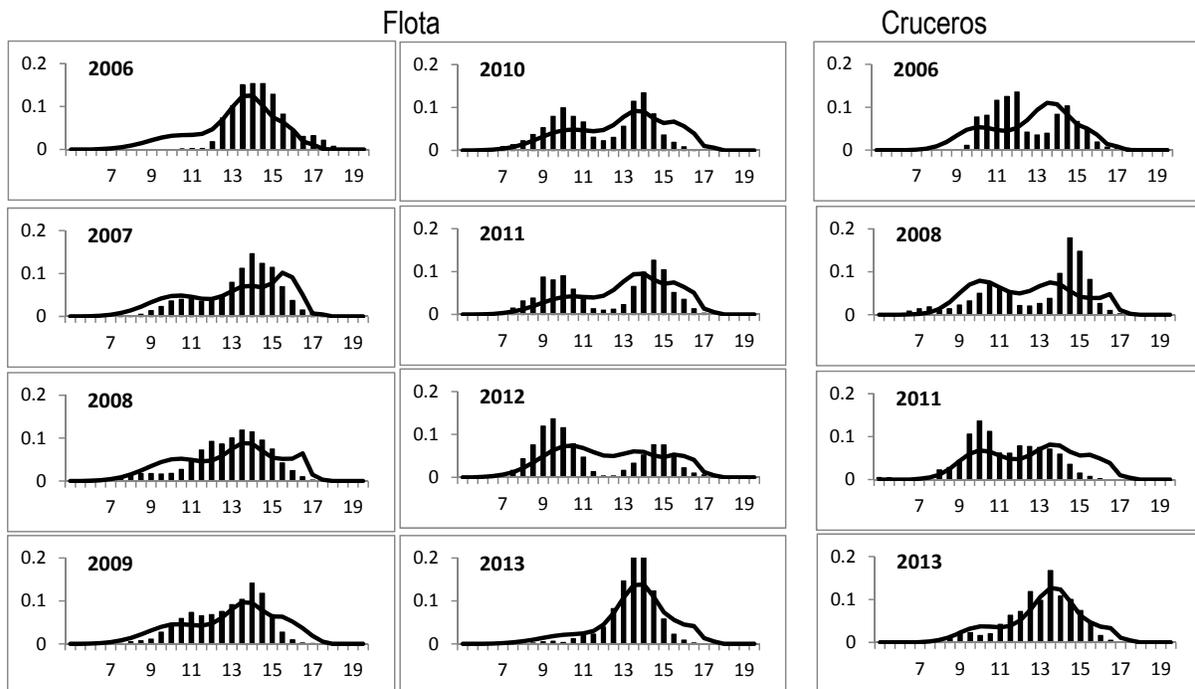


Figura 17. Ajuste de las estructuras de longitudes de la flota y cruceros acústicos de sardina austral en el mar interior de la X Región. Barras (datos observados), líneas (modelo ajustado)

En términos de la bondad de ajuste se entrega el cuadro de residuales por longitud de las capturas y los cruceros junto a los diagramas QQ (Figura 18). Del análisis se aprecia una tendencia general a la linealidad en los diagramas QQ, en ambas fuentes de información. Sin embargo, el comportamiento de los residuales sugieren, en la información de la flota, ciertos patrones que reflejan una tendencia a la subestimación en el rango de longitudes de 14 y 15 cm. Un posible análisis de correlación en los ajustes de las estructuras de longitudes podría ser abordado en los próximos reportes.

A pesar de no lograr aún ajustes totalmente satisfactorios en las composiciones de longitudes, el nivel de convergencia del modelo a las piezas de información empleadas, sugiere que los indicadores poblacionales de biomasa, abundancia y reclutamientos así como la mortalidad por pesca del stock, estarían siendo reproducidos apropiadamente.

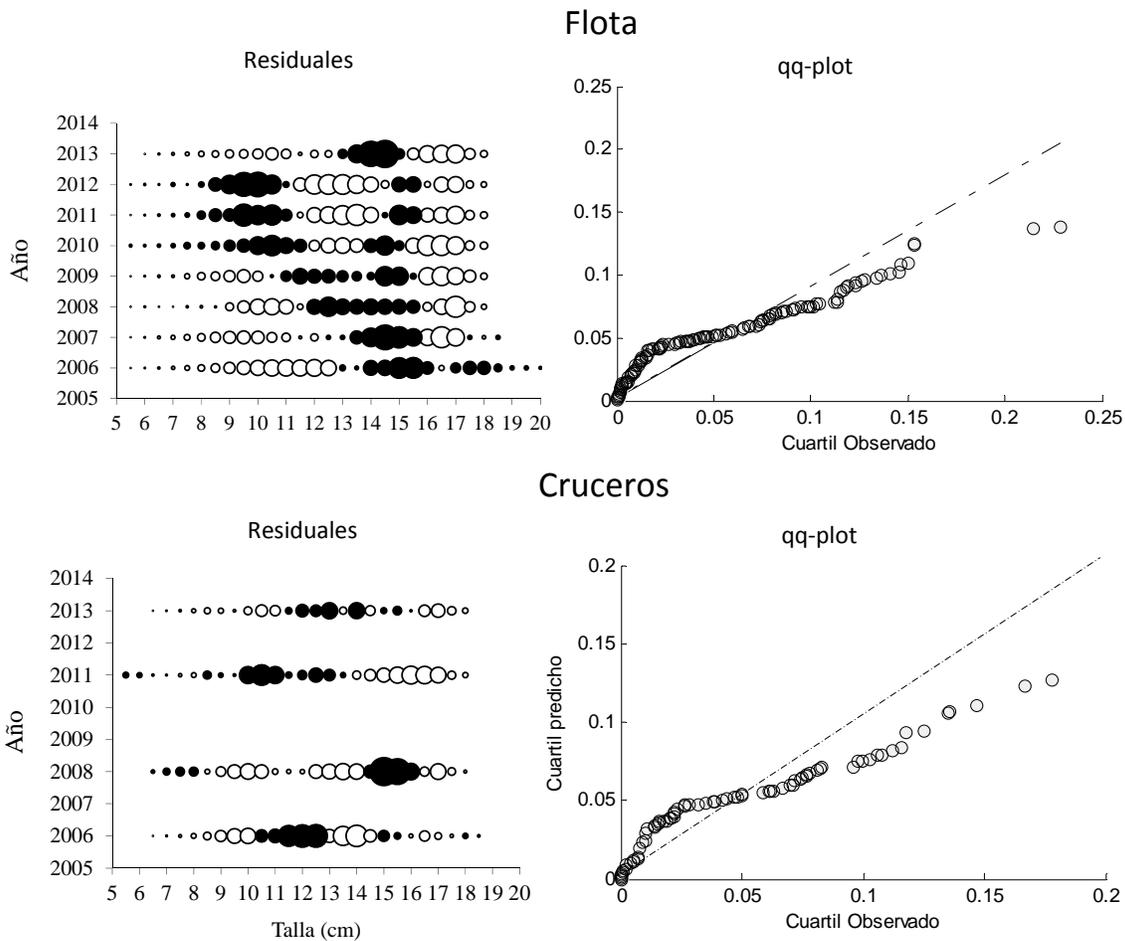


Figura 18. Residuales y diagrama qq-plot del modelo para las composiciones de longitudes de las capturas y cruceros de evaluación directa de sardina austral.

### 6.3.1 Consistencia Retrospectiva

El análisis retrospectivo es una herramienta útil para evaluar la robustez del modelo frente a nuevas piezas de información y a su vez 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. En el caso de sardina austral, la escasa cantidad de años con información disponible (serie temporal), no permite aún evaluar de manera robusta la consistencia del modelo (sobre o subestimación de variables) a través de este análisis. De esta manera, cuando se fue extraído más de un año de información, el modelo tiende mostrar desajustes importantes a las piezas de información. No obstante, se presentan los resultados del modelo cuando se quita sólo la información del año 2013. La Figura 19 muestra que



el modelo podría haber sub-estimado la biomasa total durante el ańo 2012, producto de reclutamientos mayores a los que realmente habría habido ese ańo. Sin embargo, el modelo tambi3n muestra alta consistencia entre los ańos 2006 y 2011. Este an3lisis representa solo una aproximaci3n preliminar y ser3 m3s consistente a medida que la serie temporal se extienda.

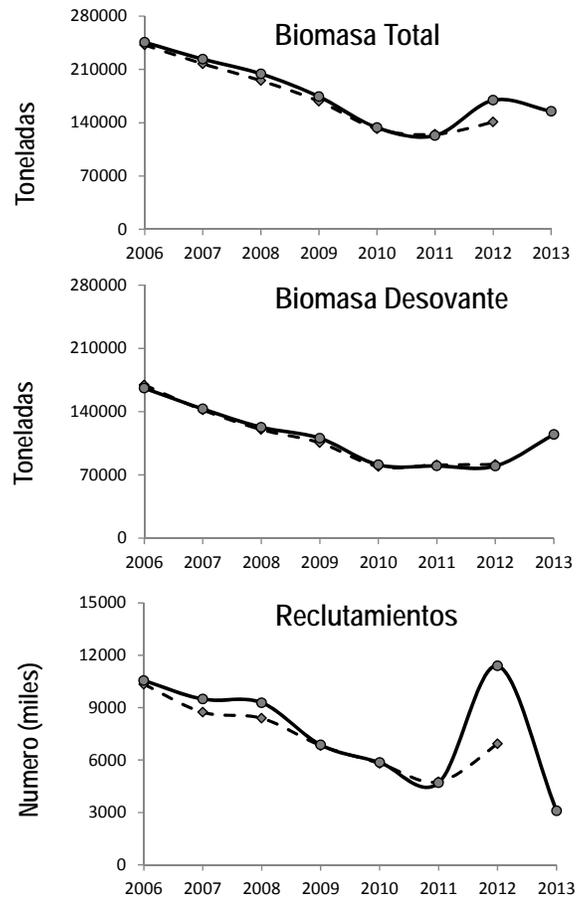


Figura 19. An3lisis retrospectivo del modelo sobre la biomasa total, desovante y reclutamientos

#### 6.4 Indicadores poblacionales

De acuerdo a los resultados del modelo de evaluaci3n, el stock de sardina austral distribuido en aguas interiores del mar de Chilo3 (X Regi3n), habría mostrado una persistente reducci3n, desde 246 mil toneladas de biomasa total el ańo 2006 hasta 123 mil toneladas el ańo 2011. Esta disminuci3n coincide con un incremento en la mortalidad por pesca hasta el ańo 2009 y una tendencia a la reducci3n en los reclutamientos hasta el 2011. El ańo 2012, como consecuencia del aumento en el reclutamiento, el modelo evidencia un cambio en la tendencia decreciente de la biomasa total estimando un valor central para esta variable de 169 mil toneladas. La biomasa



desovante en tanto, habría disminuido desde 175 mil t el año 2006 hasta cerca de 80 mil t. entre los años 2010 y el 2012. Durante el 2013, se observa un incremento llegando hasta las 114 mil t. (Tabla 9).

La mortalidad por pesca, luego de aumentar sostenidamente entre el año 2006 y 2009, muestra una reducción importante los años siguientes, alcanzando los valores más bajos de la serie a partir del año 2011.

En la Figura 20 se muestra la variabilidad de los estimados poblacionales obtenidos en el presente análisis. El último año de la evaluación contiene una mayor incertidumbre debido a que corresponde a información parcial. La Figura 21, muestra la incertidumbre (intervalo de confianza al 95%) asociada a las estimaciones de Biomasa total y desovante de sardina austral en la zona considerada en la evaluación.

Tabla 9.  
Indicadores poblacionales de sardina austral en aguas interiores de la X Región (2006-2013).

Año	Biomasa total (toneladas)	Biomasa desovante (toneladas)	Reclutas ( $\times 10^5$ )	RPR	Fcr (Año <sup>-1</sup> )
2006	245664	165927	10556	0.85	0.32
2007	223479	142982	9490	0.63	0.48
2008	204258	122727	9280	0.51	0.56
2009	174305	110602	6869	0.41	0.77
2010	133603	81168	5859	0.41	0.37
2011	123107	79967	4702	0.50	0.27
2012	169464	79844	11391	0.55	0.32
2013	154981	114737	3092	0.63	0.31

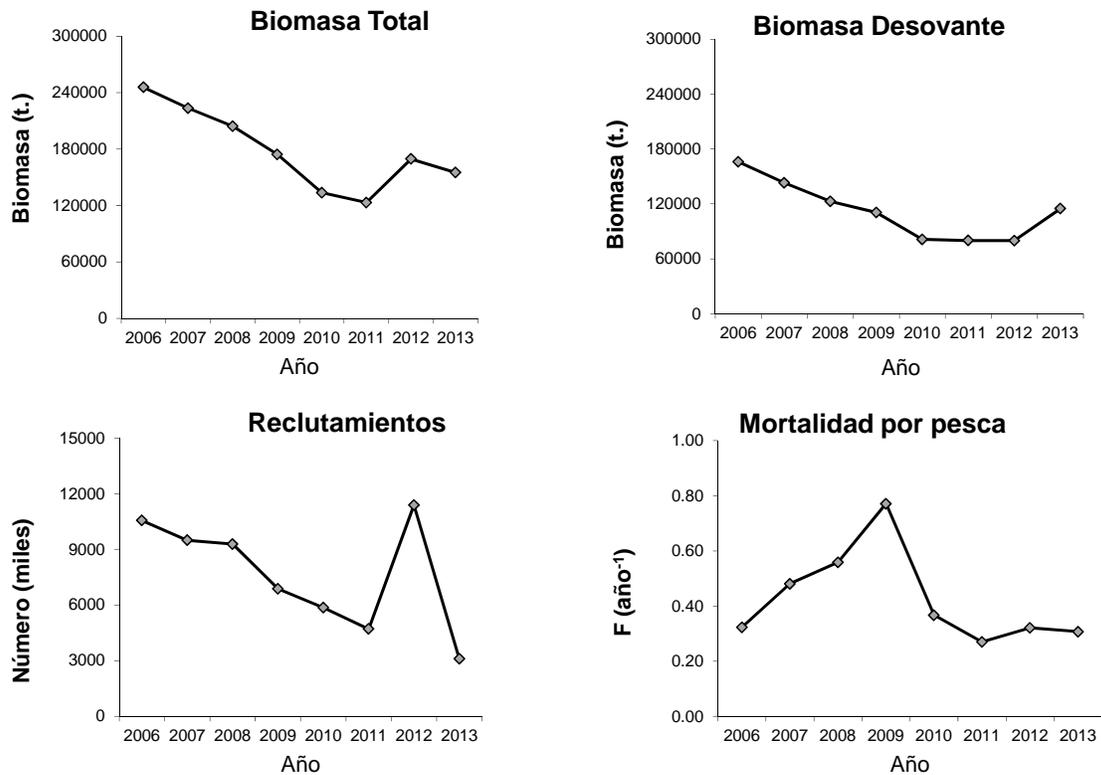


Figura 20. Tendencias de la Biomasa, mortalidad por pesca y reclutamientos estimados para sardina austral en el mar interior de la X Región.

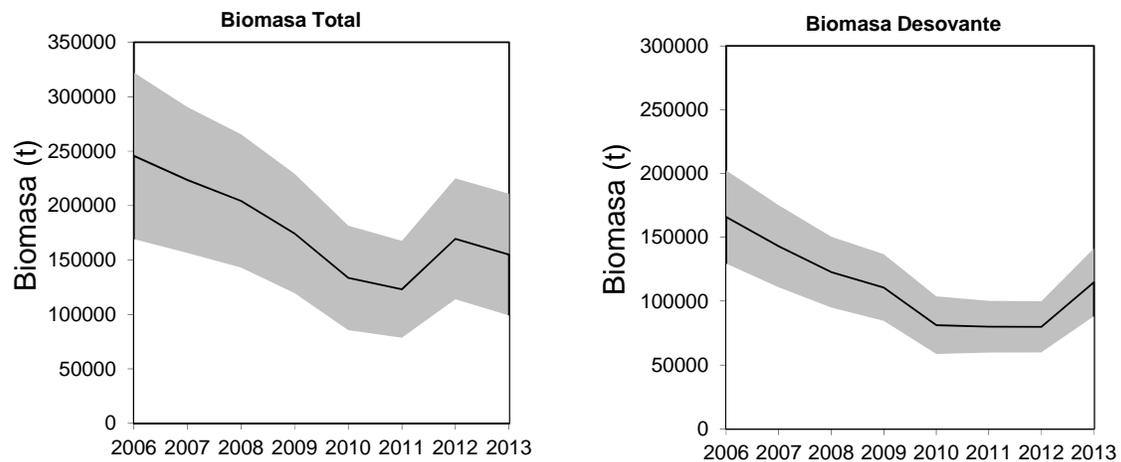


Figura 21. Tendencia en el valor medio de biomasa total y desovante (línea) y sus respectivos intervalos de confianza (zona sombreada) para sardina austral en aguas interiores de la X Región (2006-2013).



## 6.6 Estatus del recurso

### 6.6.1 Puntos biológicos de Referencia (PBR)

Es importante señalar en relación a los PBRs, en el marco de la nueva Ley de Pesca que se han realizado esfuerzos paralelos a nivel del Departamento de Evaluación de Recursos (DER) para estimar los niveles de referencia para el manejo de los recursos pesqueros en Chile.

En este sentido, 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 de biomasa y mortalidad por pesca (o tasa de explotación) en el RMS, así como también, los niveles límites que definen el agotamiento o colapso. Por lo tanto, la estimación de puntos biológicos de referencia límite y aquellos basados en el RMS cobran importancia fundamental en la asesoría científica y en el proceso de toma de decisiones para el manejo.

Canales *et al.* (2013), 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 Comités Científico Técnicos. (Anexo 2).

En el documento, la estimación del RMS o la adopción de valores “proxy” se relacionó preliminarmente con el nivel de datos e información de cada pesquería. En él 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.*, 1995). 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). La Tabla 10 muestra los niveles límites y objetivos propuestos por Canales *et al.* (2013) para el caso particular de los peces pelágicos.

Respecto de la región o área donde se define la plena-explotación, en reuniones de trabajo realizadas entre IFOP-SUBPESCA (Anexo 5), existió acuerdo que esta debería ser referida en relación a la reducción de biomasa (B) respecto del valor objetivo donde se alcanza el máximo rendimiento sostenible (B<sub>mrs</sub>) o su proxy más que al exceso de mortalidad por pesca (“sobrepesca”). Se sugiere que la mortalidad por pesca esté delimitada por un valor de referencia máximo, el que bien podría corresponder al propio Frms y probablemente un valor precautorio que puede ser una proporción de Frms. Sin perjuicio de lo anterior, se acordó que en términos de la mortalidad por



pesca, sólo se considere como objetivo y a la vez límite, el valor  $F_{mrs}$  o su proxy, en el caso de la sardina austral, el  $F60$ .

Tabla 10.

Puntos de Referencia objetivo y límites en pelágicos pequeños para definir su estado y criterio de explotación.

	BDo(*)	Proporción de BDo				Mortalidad por pesca (F)			RMS	Referencia
		Límite sub-explotación	Objetivo	Límite sobre-explotación	Límite colapso	Límite sub-explotación	Objetivo	Límite sobre-explotación		
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	-

(\*) BDo: biomasa desovante virginal

(1) Dinámico: razón potencial reproductivo para cada año

(3) proxy

(4) calculado

Considerando los parámetros de crecimiento y mortalidad natural reportados para la especie, los Puntos Biológicos de Referencia (PBR) para la pesquería de sardina austral en aguas interiores de la región de Los Lagos fueron estimados a partir de un modelo de Biomasa Desovante Por Recluta (SDR). Se utiliza el vector de pesos promedios históricos y la selectividad estimada en la evaluación de stock. La distribución de tallas del reclutamiento (estimada en el modelo) es proyectada en el tiempo sujeto a valores constantes de mortalidad total y considerando el crecimiento contenido en la matriz de transición.

Se estimaron los valores de  $F$  que generan niveles de reducción de la Biomasa Desovante Virginal del 65, 60 y 55%, que según la Tabla 10, definen la zona de plena explotación y resultaron en valores de 0,28; 0,34; y 0,41 año<sup>-1</sup> respectivamente. Hasta el presente análisis, se utiliza el  $F60$  (0.34) como un proxy del MRS y es utilizado para el análisis de recomendación de la Captura Biológicamente Aceptable (CBA) para el año siguiente y las proyecciones del stock.

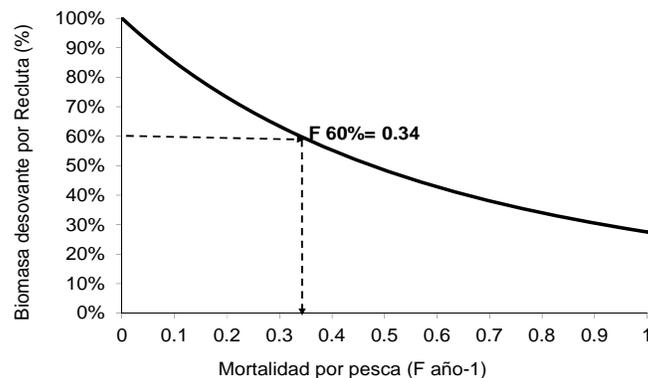


Figura 22. Reducción del stock desovante virginal el stock de sardina austral en aguas interiores de la X Región para distintos niveles de mortalidad por pesca ( $F$ ).



Los resultados del an3lisis previo, se resumen en la Tabla 11. Los niveles de captura del recurso habrían excedido el PBR  $F_{55}$  a partir del a3o 2007, alcanzando un valor m3ximo de  $0.71 \text{ a3o}^{-1}$  el a3o 2009. A partir del 2010, considerando la disminuci3n en los niveles de captura, la mortalidad por pesca disminuy3 hasta alcanzar valores en torno al objetivo  $F_{60}$  (Figura 23).

Tabla 11.  
Puntos biol3gicos de referencia sardina austral.

PBR	F (1/a3o)
$F_{2013}$	0,31
$F_{65\%SDR}$	0.28
$F_{60\%SDR}$	0.34
$F_{55\%SDR}$	0.41

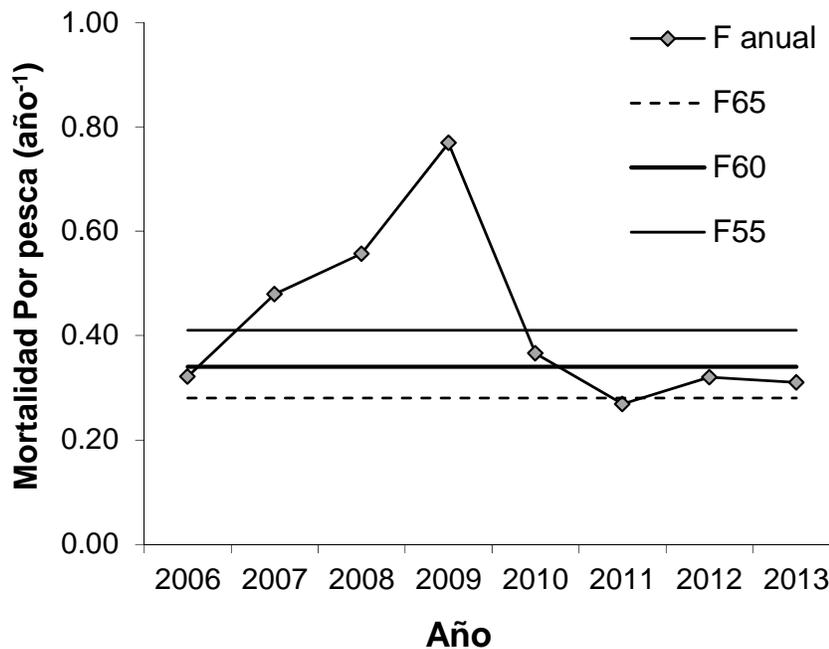


Figura 23. Variaci3n de la mortalidad por pesca anual (F) de sardina austral en relaci3n al F objetivo y l3mites de referencia definidos en el documento sobre PBR (Canales *et al.* 2013).



### 6.6.2. Raz3n del Potencial Desovante (RPR) y Fases explotaci3n

La RPR es la raz3n entre el nivel de stock desovante que existe y el que se habr3a observado sin pesca. Permite evaluar la situaci3n del stock desovante en relaci3n al Punto Biol3gico de Referencia (PBR) seleccionado para la conservaci3n de la capacidad reproductiva del stock.

Para el stock de sardina austral, el 3ndice muestra un sostenido descenso desde el inicio de la serie alcanzando, entre los a3os 2008 y 2011, valores por debajo del rango considerado como de plena explotaci3n (Figura 24). Sin embargo, influenciado por la disminuci3n en la mortalidad por pesca (Figura 25) y el incremento de los reclutas, el 3ndice aument3 hasta un 55% el a3o 2012. Durante el a3o 2013 en tanto, aunque con una mayor incertidumbre por tratarse de informaci3n parcial, el valor medio del 3ndice alcanza un 63%.

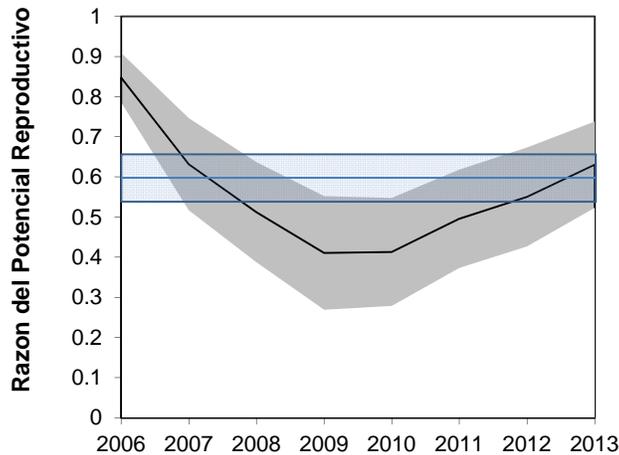


Figura 24. Raz3n de potencial reproductivo de sardina austral y sus respectivos intervalos de confianza. La zona sombreada horizontal, corresponde a la zona de plena explotaci3n.

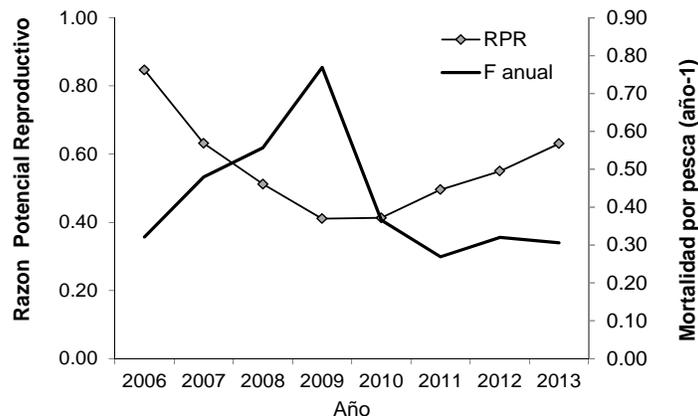


Figura 25. Variaci3n en los niveles de mortalidad por pesca y el nivel medio de la raz3n de potencial reproductivo de sardina austral entre los a3os 2006 y 2013.



Cabe señalar que no siempre un bajo nivel de la RPR se relaciona con elevados valores de  $F$  y viceversa. La sobrepesca ( $F > F_{mrs}$ ) habría ocurrido, en sardina austral, de acuerdo al diagrama de fases propuesto por Canales *et al.* (2013) entre los años 2007 y 2010 y alcanzó la sobre-explotación ( $BD < BD_{mrs}$ ) entre el 2008 y 2011. Dicha condición, estuvo influenciada por la reducción en los reclutamientos y los crecientes niveles de mortalidad por pesca hasta el año 2009.

Los años 2012 y 2013 el recurso se encuentra dentro de la zona de plena explotación y en las cercanías del objetivo de manejo (Figura 26). El riesgo o probabilidad que la Biomasa desovante ( $BD$ ), se encuentre por debajo del nivel objetivo ( $BD_{mrs}$ ) es un 30% ( $p(BD < BD_{mrs}) = 0.3$ ). Y el riesgo de encontrarse por debajo del límite de sobre-explotación (definido en el presente análisis) es de un 7%. En términos de mortalidad por pesca, el riesgo de encontrarse por sobre el objetivo ( $F_{mrs}$ ), alcanza el 29% ( $p(F > F_{mrs}) = 0.29$ ).

Los resultados indican que luego de haber alcanzado un estado de sobrepesca y sobre-explotación entre los años 2008 y 2010, actualmente el recurso se encuentra prácticamente en el objetivo de manejo, con niveles de mortalidad por pesca y de biomasa desovante, que hacen prever un bajo riesgo para la sustentabilidad de la pesquería en el corto plazo.

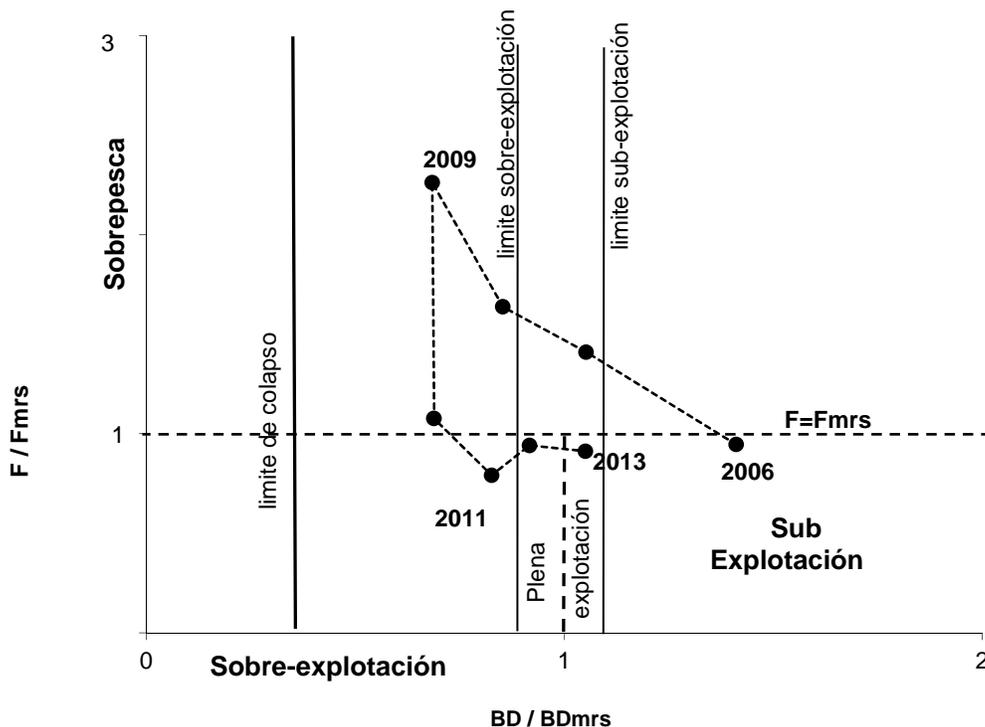


Figura 26. Diagrama de fases de explotación de sardina austral en aguas interiores de la X Región, basado en mortalidad por pesca ( $F$ ) y Biomasa desovante ( $BD$ ).



## 6.7. Capturas Sustentables y Proyecciones Del Stock

### 6.7.1. Capturas Sustentables

La Estimación de las Capturas sustentables se realizó a través de un análisis de estrategias de explotación, que considera un régimen de mortalidad por pesca constante, es decir, la remoción por pesca es proporcional a los cambios de abundancia del stock. Para ello se consideró la incertidumbre de la evaluación de stock y como año de inicio, el 2014. El criterio de explotación se basa en el punto biológico de referencia (PBR) F60, propuesto, hasta el presente análisis como un proxy del nivel del mortalidad por pesca que genera el MRS.

Bajo un escenario de reclutamiento para el año 2014 en valores próximos al promedio histórico y una estrategia de explotación F60, sujeta a niveles de riesgo entre 10% y 50% de sobrepasar dicha estrategia, la captura de sardina austral en aguas interiores de la X región durante el año 2014 podría situarse entre 14 mil t y 20 mil t. (Tabla 12).

En los estudios previos, la recomendación ha estado basada en asumir un bajo nivel de riesgo (10%) de sobrepasar el F60. En el caso particular de sardina austral, es deseable continuar con este criterio, hasta no disponer al menos de la información total del año 2013 y la que pueda ser aportada por el cruce de evaluación directa del año 2014.

Tabla 12.

Captura Biológicamente Aceptable (CBA) de sardina austral en aguas interiores de la X Región para el año 2014 bajo diferentes niveles de riesgo de sobrepasar la estrategia de manejo.

	Riesgo de sobrepasar el criterio de manejo F60 (proxy MRS)				
	10%	20%	30%	40%	50%
F60	14040	16057	17512	18755	19917

### 6.7.2. Proyección de la Biomasa desovante bajo la estrategia de explotación F<sub>60</sub>

La proyección de la biomasa se basa en los resultados del modelo de evaluación hasta el año 2013 y bajo un escenario de reclutamientos constantes, estimados considerando el promedio observado durante la serie analizada. La biomasa desovante bajo la estrategia de explotación F60, que corresponde al objetivo de manejo, presentarían una reducción el año 2014 y luego una leve tendencia al incremento en un horizonte de 2 años (Figura 27). Lo anterior siempre y cuando las condiciones ambientales generen un escenario apropiado para un reclutamiento de individuos en torno al promedio observado entre los años 2006 y 2013. La fuerte reducción en los reclutamientos



del presente a3o, explican la disminuci3n en la biomasa desovante proyectada al a3o 2014. A pesar de esta reducci3n, la biomasa desovante alcanzar3a el objetivo de manejo, permaneciendo en la zona de plena explotaci3n definida en el diagrama de fases (secci3n 6.7.1).

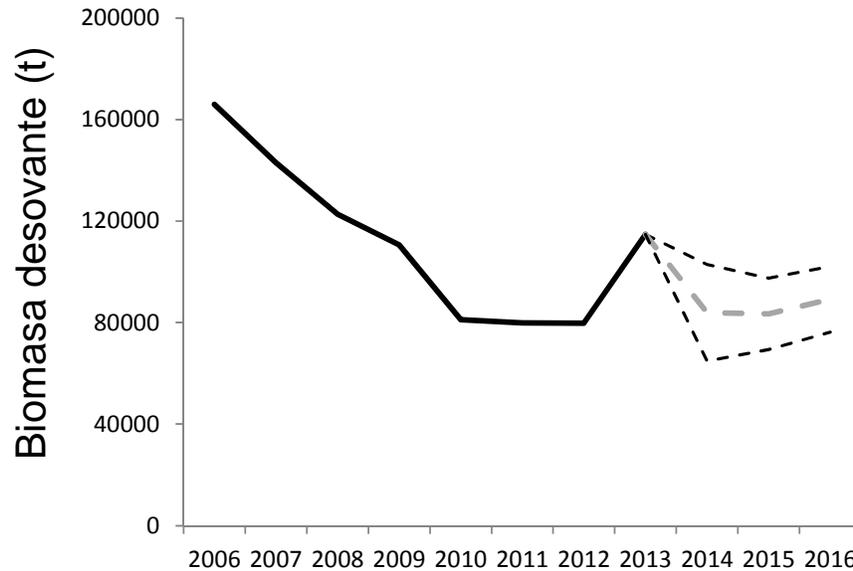


Figura 27. Proyecci3n del stock desovante y su banda de confianza (l3neas segmentadas) de sardina austral bajo la estrategia de explotaci3n F60 (objetivo de manejo).

### 6.7.3. Proyecci3n de la RPR bajo diferentes estrategias de explotaci3n

Se analiz3 la trayectoria de la biomasa desovante (BD) del recurso en relaci3n al objetivo de manejo (F60) propuesto en la presente investigaci3n. La simulaci3n se inicia el a3o 2013 y es realizada con el valor esperado de captura (riesgo de 50%). Es decir, la trayectoria del 3ndice es el resultado de niveles de captura para F al 50% de riesgo de sobrepasar el criterio de manejo. Bajo las condiciones anteriores, al aplicar la mortalidad por pesca objetivo (F60), se aprecia que el 3ndice permanece en la zona de plena explotaci3n (Figura 28).

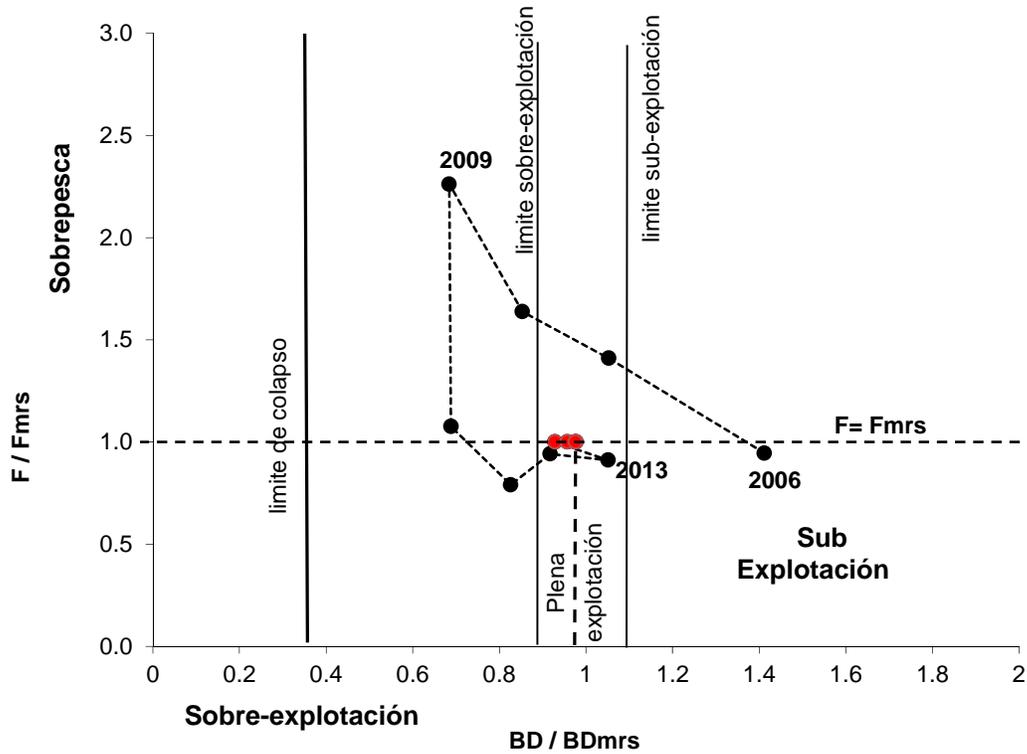


Figura 28. Proyección (círculos rojos) de la biomasa desovante de sardina austral bajo el criterio de explotación F60 (proxy de  $F_{mrs} = 0.34 \text{ año}^{-1}$ ).

Sólo para fines comparativos, cuando se considera una estrategia de explotación basada en el  $F$  del último año ( $F=0,31 \text{ año}^{-1}$ ), la biomasa desovante permanece en la zona de plena explotación, en las cercanías del criterio de explotación (Figura 29) Por último, se presenta la trayectoria que tendría la biomasa desovante al aplicar  $F=0$ , es decir captura cero. Bajo esta estrategia, el índice incrementa su nivel desde la zona de plena explotación hasta la sub-explotación alcanzando al cuarto año, 1,6 veces el valor del criterio de explotación (Figura 30).

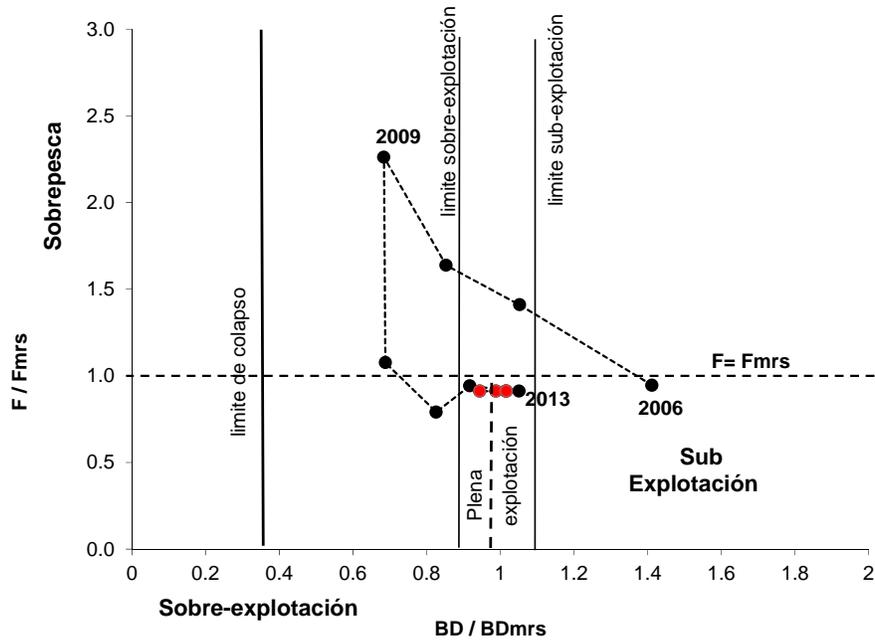


Figura 29. Proyecci3n (c3rculos rojos) de la biomasa desovante de sardina austral bajo el criterio de explotaci3n F status quo ( $F_{2013} = 0.31 \text{ a}\tilde{n}o^{-1}$ ).

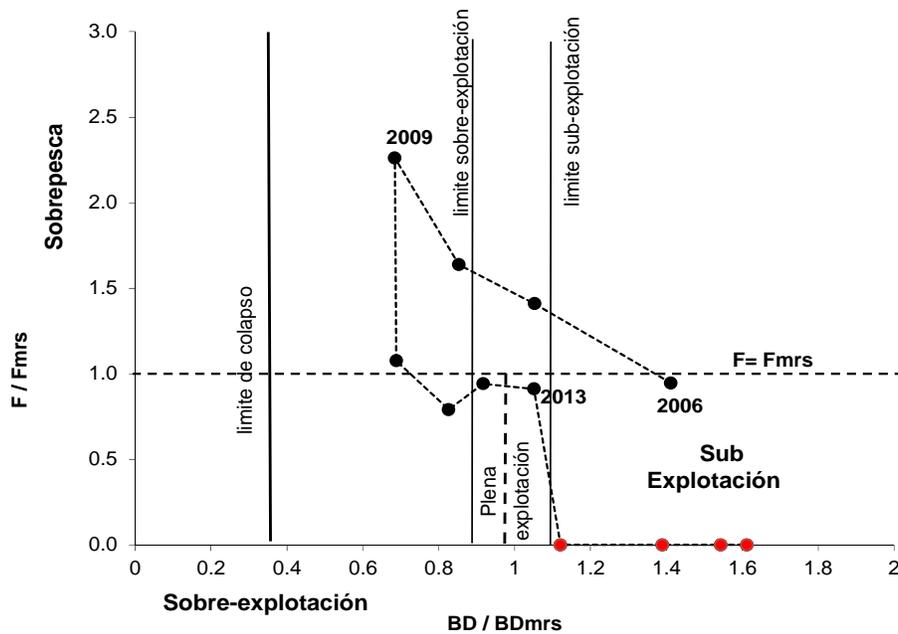


Figura 30. Proyecci3n (c3rculos rojos) de la biomasa desovante de sardina austral bajo el criterio de explotaci3n  $F_0$  (captura cero).



## 7. DISCUSIÓN

Los resultados de la evaluación de stock ajustada a las piezas de información utilizadas, indican que el stock de sardina austral presente en aguas interiores de la X Región sería de un menor tamaño en comparación con los otros stocks de peces pelágicos de pequeño tamaño presentes en la zona centro-sur y norte de Chile. Su valor más alto de biomasa total durante el periodo de tiempo analizado, se habría observado el año 2006 con niveles cercanos a las 246 mil toneladas (t). Desde el inicio de la serie, se observa una reducción hasta el año 2011, en donde alcanza un nivel mínimo de 123 mil t. Durante el año 2012, la biomasa total muestra un incremento, alcanzando un valor central de 169 mil t. Tal variabilidad estaría explicada por la tendencia en los reclutamientos y al incremento en la mortalidad por pesca entre los años 2006 y 2009.

La biomasa desovante ha mostrado una reducción desde 166 mil t el año 2006 hasta 80 mil t. los años 2011 y 2012 y 114 mil t. el año 2013. La condición del recurso durante el último año posee una mayor incertidumbre, ya que la evaluación trabaja en base a supuestos sobre los desembarques y además considera solo información parcial de las estructuras de longitudes.

Se discute que el incremento en el reclutamiento del año 2012, podría obedecer a una variación espacial en la procedencia de la información. Los resultados de diferentes estudios (Cubillos *et al.* 2011; Galleguillos *et al.* 2012) señalan una diferenciación espacial en la estructura de tamaños de la población, apareciendo hacia el sur los ejemplares más pequeños. En efecto, durante el primer semestre del año 2012, la mayoría de los lances de pesca provienen de la zona centro del área de estudio y no de la zona norte como en años anteriores (información a diciembre de cada año). Por su parte, la reducción de la fracción recluta durante el 2013 posee una mayor incertidumbre, ya que corresponde a información parcial.

Entre los años 2008 y 2011, la Razón del Potencial Reproductivo (RPR) se situó en niveles por debajo del 55% propuesto por Canales *et al* (2013) como un Punto de Referencia Límite para sardina austral (RPR) y alcanzó un valor mínimo de 41% los años 2009 y 2010. Los años 2012 y 2013, el índice se sitúa en la zona de plena explotación, considerada de acuerdo al presente análisis como una zona de sustentabilidad.

La RPR presentó una relación inversa y proporcional a los niveles de mortalidad por pesca (F) aplicados sobre la pesquería. El indicador, mostró valores muy por encima del objetivo Biológico de Referencia  $F_{60}$  entre los años 2007 y 2009 y en torno él, a partir del año 2010.

El índice de abundancia relativo (CPUE), luego de mostrar estabilidad, con valores cercanos a las 30 toneladas por viaje con pesca (t/vcp) entre los años 2007 y 2009, manifiesta una fuerte reducción hasta 15 t/vcp el 2012. El año 2013 en tanto, presentó una recuperación con valores promedio de 20 t/vcp.



El análisis de la actividad de la flota evidencia un incremento en el número de naves y en la capacidad de bodega de las mismas hasta el año 2012, generando así un incremento en el esfuerzo de pesca. Un aspecto positivo es que se observó una reducción en la proporción de lances sin pesca durante el año 2012. Durante el año 2013 el bajo número de registros, no permitió llevar a cabo un análisis más detallado y complementario a la CPUE. Es importante que en el futuro se mejore la capacidad de fiscalización sobre las naves que operan en la pesquería, haciendo exigible el reporte de la captura y su procedencia. Esto también permitirá el registro de mayor información biológico-pesquera por parte de IFOP.

La disminución en los rendimientos de pesca es consistente con la reducción en los niveles de desembarques. A pesar de estar regulados por cuotas, los desembarques oficiales durante los años 2010 y 2011, no alcanzaron la cuota asignada. Los años 2012 y 2013 por su parte, la cuota ha sido captura en su totalidad.

El índice acústico también es consistente en sugerir una disminución en la biomasa del recurso en aguas interiores de la X región entre los años 2006 y 2011. La información sobre el último crucero acústico realizado por la Universidad de Concepción en el mes de mayo de 2013, aun cuando muestran un incremento en la biomasa acústica en relación al estudio del año 2011, corresponde a información preliminar que aún está siendo analizada (Cubillos *et al.* 2013). Por lo tanto, es importante clarificar que los resultados del presente análisis, durante el último año contienen una mayor incertidumbre asociada, entre otros factores, al valor del índice acústico más reciente.

Los valores de biomasa reportados en el último crucero de evaluación directa, parecen coherentes con los indicadores de la pesquería observados durante el 2012 y 2013 y se encuentra dentro de los rangos esperados. Para el presente análisis se utilizó la estimación de biomasa acústica más optimista (124 mil t.), que resulta del valor de TS de sardina austral reportada previamente por Niklitschek *et al.* (2009) y que ha sido usada hasta el reporte previo de evaluación de stock (Leal y Canales 2012). Sin embargo, durante el transcurso del actual proyecto de investigación, en el caso de ser adoptado el valor de TS reportado por Cubillos *et al.* (2013), se analizará en los próximos informes una actualización de los valores del índice.

En cuanto a su biología, aunque se han realizado importantes esfuerzos por describir los principales procesos biológicos de la especie como crecimiento y reproducción, se desconocen aún algunos antecedentes importantes. Diversos estudios indican que los organismos que habitan ambientes fríos, tienden a favorecer el tamaño de los huevos por sobre la cantidad. En este sentido, es probable que, debido a las características del hábitat donde se distribuye esta especie, posea una fecundidad baja en beneficio de huevos de mayor tamaño tendiente a favorecer la sobrevivencia de los estados planctónicos. Landaeta *et al.* (2011) confirman un mayor tamaño del huevo de sardina austral en aguas interiores de la X región en comparación a lo informado por Herrera *et al.* (1982) para sardina común en la zona centro sur. Por otro lado, de acuerdo a la ojiva madurez descrita para esta especie, la sardina austral tendería a desovar tardíamente, es decir a longitudes avanzadas (sobre los 13 cm) (Leal *et al.* 2011). Estas características (baja fecundidad y madurez tardía) revelan



un menor potencial reproductivo de la especie en comparación a sardina común en la zona centro sur. Esta condición, supone una mayor sensibilidad de la especie frente a la explotación pesquera. Por lo tanto, las estrategias de explotación deberían ser también comparativamente más cautelosas. De esta manera, se sugiere utilizar puntos biológicos de referencias (PBR) conservadores en esta pesquería ( $F_{60}$ ). Es importante recordar también, que las poblaciones de peces pelágicos, además de los factores relacionados a la explotación pesquera, están fuertemente influenciados por factores ambientales, pudiendo presentar amplias variaciones interanuales en su abundancia dependiendo de las condiciones del hábitat (Bakun & Parrish, 1982; Cushing, 1990; Cubillos, *et al.* 2002).

De acuerdo a la información biológica-pesquera analizada y actualizada hasta mayo de 2013 (cruce acústico junio de 2013) y los resultados del modelo de evaluación, el stock de sardina austral, en aguas interiores de la X Región, presentaría una reducción en los niveles de biomasa desovante en torno al 30% entre el 2006 y el 2013. La mortalidad por pesca ( $F$ ) superó PBR  $F_{60}$  los años 2007 y 2010. El diagrama de fases indica que a pesar de la reducción de  $F$ , el stock se habría situado en una condición de sobrepesca y sobreexplotación entre el 2008 y 2010. Sin embargo, los años 2012 y 2013, el stock se encuentra en una condición de plena explotación, en las cercanías del valor de  $F$  propuesto hasta el presente documento como un proxy del MRS.

Los resultados anteriormente descritos indican que la reducción en la mortalidad por pesca a partir del año 2010, habría permitido al stock de sardina austral frenar la sostenida reducción en los niveles poblacionales observada, hasta el año 2011. Esto sugiere que la pesca tiene un efecto importante sobre la dinámica del stock. Los altos niveles de captura registrados entre los años 2006 y 2009, sumado a una reducción en los reclutamientos, habrían provocado la reducción de la población. Durante ese periodo, las capturas estuvieron por sobre los niveles recomendables para el tamaño del stock y representan un escenario de riesgo para la sustentabilidad de la pesquería.

En pesquerías de desarrollo incipiente, donde se cuenta con información limitada, es recomendable el uso del Enfoque Precautorio para el manejo del recurso, evitando alcanzar los Puntos Biológicos de Referencia Límites (Canales *et al.* 2012).

La pesquería de sardina austral debería ser administrada bajo objetivos de manejo conservadores, siendo para ello necesario continuar con una explotación regulada a través de cuotas y mantener los objetivos de manejo dentro de la zona de sustentabilidad, definidos en este reporte como la zona de plena explotación, cercano al  $F_{60}$ .

Durante el año 2012, se alcanzaron niveles de captura oficiales de 20 mil t., correspondiente a la totalidad de cuota. De la misma forma, la proyección para el año en curso es que flota remueva nuevamente las 22 mil t. de cuota asignada. Niveles de captura cercanos a las 20 mil t. a partir del año 2010, permitieron al stock salir de la zona de sobre-explotación observada entre los años 2008 y 2011 y alcanzar la plena explotación los años 2012 y 2013. Considerando el análisis anterior, además del incremento en los rendimientos de pesca e índice acústico durante el año 2013 y la proyección de la RPR bajo la estrategia de explotación  $F_{60}$  (proxy del MRS), la



cuota de captura de sardina austral en aguas interiores de la X Región, podría alcanzar valores más cercanos al límite superior (50% de riesgo) del objetivo de manejo ( $F_{60}$ ), evitando sobrepasar las 20 mil t. durante el año 2014 (Tabla 12). No obstante, se recomienda hasta el presente informe, considerando la disminución en los reclutamientos del último año y las características reproductivas de la especie, continuar asumiendo con un bajo nivel de riesgo (10%) para la cuota de captura del próximo año. Esto hasta no disponer al menos de la información total del año 2013 y la que pueda ser aportada por el crucero de evaluación directa del año 2014. De esta manera, la CBA de sardina austral en aguas interiores de la X región para el año 2014 debería alcanzar valores cercanos a las 14 mil t.

La presente recomendación representa una aproximación preliminar, la que será revisada y actualizada a la luz de la nueva información que pueda ser incorporada en los siguientes informes. Un mayor nivel de resolución sobre las expectativas de la pesquería para el año 2014 debería lograrse a medida que se incorpore más información al modelo de evaluación. Por ejemplo de la estructura de longitudes de los individuos y crucero de evaluación directa durante los primeros meses del siguiente año.

De la misma manera, el PBR  $F_{60}$ , propuesto en el presente informe como proxy objetivo de  $F_{mrs}$ , será revisado, discutido y consensado a la luz de los resultados sobre definición de los PBRs de los recursos pesqueros nacionales en el ámbito de la nueva ley de pesca y de los comités científicos.



## 8. CONCLUSIONES

---

La variación en los niveles de biomasa estimados por los cruceros de evaluación directa, realizados los años 2006, 2008, 2011 y 2013 muestra consistencia con la tendencia de los desembarques anuales y los rendimientos de pesca (CPUE).

Los resultados del modelo de evaluación de stock, indican que la biomasa total disminuyó desde 246 mil t el año 2006 hasta 155 mil t el año 2013. Durante este periodo, la biomasa desovante, disminuyó desde 166 hasta 114 mil t. Los reclutamientos, luego de disminuir persistentemente entre el 2006 y 2011, incrementaron fuertemente el año 2012, incidiendo en el aumento de la biomasa desovante durante el año 2013. El último de año, se observó el valor más bajo de reclutamiento de la serie analizada, provocando la disminución en la biomasa desovante proyectada para el año 2014.

De acuerdo al diagrama de fases, el stock de sardina austral alcanzó una condición de sobrepesca entre los años 2007 y 2010 y de sobre-explotación entre los años 2008 y 2011. Sin embargo, evidencia una recuperación los años siguientes, llegando a la zona de plena explotación los años 2012 y 2013.

La mortalidad por pesca, superó el PBR  $F_{55}$  entre los años 2007 y 2009 y se situó en torno al objetivo  $F_{60}$  a partir del año 2010. Esta situación permitió al stock incrementar la Razón del Potencial Reproductivo (RPR) desde una condición cercana al 40% los años 2009 y 2010, hasta valores próximos al 60% los años 2012 y 2013.

Los resultados del modelo de evaluación y su incertidumbre asociada, indican que durante el año 2013, la biomasa desovante presenta una baja probabilidad (7%) de encontrarse en una condición de sobre-explotación ( $p(BD < BD_{mrs})$ ). En términos de mortalidad (F), la probabilidad de estar en sobrepesca ( $p(F_{2013} > F_{mrs})$ ) es de un 29%.

Este escenario, sugiere un bajo riesgo para la sustentabilidad de la pesquería en el corto plazo. Esto, si las condiciones ambientales permiten reclutamientos en valores promedios históricos y los niveles de captura se mantienen cercanos al  $F_{60}$ .

Bajo un escenario de reclutamientos en torno al promedio de la serie analizada y considerando la estrategia de explotación  $F_{60}$  como un proxy del MRS, con niveles de riesgo entre 10% y 50%, la cuota de captura de sardina austral en aguas interiores de la X región, podría alcanzar valores entre 14 y 20 mil toneladas durante el año 2014. Sin embargo, considerando la disminución en los reclutamientos del último año y las características biológicas de la especie, es recomendable continuar con un criterio de explotación asumiendo un bajo nivel de riesgo (10%). Esto hasta no disponer al menos de la información total del año 2013 y la que pueda ser aportada por el crucero de evaluación directa del año 2014. Así, de manera preliminar, la captura biológicamente aceptable (CBA) de sardina austral en aguas interiores de la X región para el año 2014 debería alcanzar valores más cercanos a las 14 mil toneladas.



## 9. REFERENCIAS

---

- Aranis A, A Gómez & M Ramírez. 2012. Informe quincenal n°05 (01 al 15 marzo, 2012) actividad 1: recursos pelágicos Pesquería Pelágica Zona Centro-Sur 2012. 6 pp.
- Aranis A., Meléndez R., Pequeño G., & Cerna F. 2007. *Sprattus fuegensis* en aguas interiores de Chiloé, Chile (Osteichthyes: Clupeiformes: Clupeidae). *Gayana* 71 (1): 102 – 113.
- Aranis A, S Mora, M González, A Gómez, L Caballero, F Cerna & G Muñoz. 2008. Monitoreo de anchoveta y sardina en las aguas interiores de la X Región 2007. Pesca de Investigación. Informe Final IFOP/SUBPESCA. 202 pp.
- Bakun, A. & R.H. Parrish. 1982. Turbulence, transport, and pelagic fish in the California and Peru current systems. *Rep. Calif. coop. oceanic Fish. Invest.*, 123: 99-112.
- Caddy. J.F & R. Mahon. 1996. References point for fisheries management. *FAO, Doc.Téc.Pesca.* (347): 65 pp.
- Canales C, I Payá, R Tascheri, C Contreras, MJ Zúñiga, M Canales, JC Quiroz, E Leal, F Espindola, 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.
- Canales C., A. Sepúlveda, M. Arteaga, C. Gatica, MJ. Zúñiga, R. Serra, R. Cubillos, V. Espejo & A. Ordenes. 2012. Evaluación de Stock y Estrategias de Explotación Recursos Pelágicos. Comité Científico Pequeños Pelágicos. Reporte 1era reunión. 12 pp.
- Canales C. 2012. Sobre el uso de modelos operativos para la validación de modelos de evaluación de stock. 24 PP.
- Canales, TM. & E. Leal. 2009. Parámetros de historia de vida de la anchoveta *Engraulis ringens* Jenyns, 1842, distribuida en la zona centro norte de Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*. 44(1): 173-179.
- Castillo J & E Molina. 2007. Evaluación Hidroacústica de Pequeños Pelágicos en el Mar Interior de Chiloé (X Región), año 2006. En Informe de Avance Proyecto de Investigación. 48 pp + Anexos.



- Cerna, F, J Quiroz, A López & A Aranis. 2007. Edad y Crecimiento de sardina fueguina (*Sprattus fueguensis*, Jenyns, 1842) en el Mar Interior de la Isla Chiloé, Pacífico Sur-Este frente a Chile. XXVII Jornadas Ciencias del Mar. Iquique – CHILE.
- Cubillos L, A Hernandez, A Sepulveda & D. Arcos. 2002. Equilibrium yield-curve analysis through an analytic age-structured production model: A sensitivity study for Chilean jack mackerel fishery. *Fisheries Research* 54 (2002):395 – 407.
- Cubillos L., Castillo C., Paramo J. & Rodrigues A. 2011. Estimación de la abundancia, Biomasa y distribución espacial de pequeños pelágicos en aguas interiores de la X y XI Regiones y su relación con algunas variables ambientales, año 2010. Informe Final. 339 pp.
- Cubillos L & M Pedraza. 2013. Evaluación hidroacústica de pequeños pelágicos en aguas interiores de la X y XI regiones, año 2013. Informe preliminar de crucero Proyecto FIP 2013-11. 24 pp.
- Cushing, D.H. 1990. Plankton production and yearclass strength in fish populations: an update of the match/mismatch hypothesis. *Adv. Mar. Biol.*, 26: 249-293.
- Dunn P. K & G Smyth. 2005. Series evaluation of Tweedie exponential dispersion model densities. *Statistics and Computing*. 15: 267-280.
- Francis R.I.C.C. 2010. Data weighting in statistical fisheries stock assessment models. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 68:1124 -1138.
- Galleguillos R., Ferrada S., Canales C., Hernández C., Oliva M., Gonzales MT., Cubillos L., Niklitschek E. & Toledo P. 2012. “Determinación de unidades poblacionales de sardina austral entre la X y XII regiones de Chile”: Proyecto FIP 2010-17. Informe Final. 171 pp.
- Gavaris, S & JN Ianelli. 2002. Statistical Issues in fisheries’ stock assessments. *Scand. J. Statist.* 29: 245-271.
- Hewitt D & JM Hoenig. 2005. Comparison of two approaches for estimating natural mortality based on longevity. *Fishery Bulletin* 103: 433-437.
- Landaeta MF, C Bustos, P Palacios-Fuentes, P Rojas & F Balbontín. 2011. Distribución del ictioplancton en la patagonia austral de Chile: potenciales efectos del deshielo de Campos de hielo sur. *Latin American Journal of Aquatic Research*. 39(2): 236-249.



- Leal E & C Canales. 2012. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2013. Peces pelágicos: sardina austral. Informe final. Convenio IFOP- Subpesca. 41 pp + anexos.
- Leal, E., TM. Canales, A. Aranís & M. Gonzalez. 2011. Actividad reproductiva y longitud de madurez de sardina austral *Sprattus fuegensis*, en el mar interior de Chiloé, Chile. Revista de Biología Marina y Oceanografía. 46 (1): 43-51.
- López-Veiga EC. 1979. Fitting von Bertalanffy growth curves in short – lived fish species. A new approach. Investigaciones Pesqueras 43: 179-186.
- McCullagh, P. and Nelder, J. 1989. Generalized linear models. Chapman and hall. London. 511 pp.
- Maunder MN. 2011. Review and evaluation of likelihood functions for composition data in stock-assessment models: Estimating the effective sample size. Fisheries Research. 169:311-319.
- Nakamura, I. 1986. Important fishes trawled off Patagonia. JAMARC. Tokyo, Japan. 369 pp.
- Niklitschek E., Cornejo J., Hernández E., Herraz C. y Toledo P. 2008. Identificación y Evaluación Hidroacústica de pequeños pelágicos en aguas interiores de la X y XI Regiones. Informe de Avance Proyecto FIP 2007-05. 50 pp.
- Niklitschek E., Cornejo J., Hernández E., Toledo P., Merino R., Lafon A., y Meza A. 2009. Evaluación Hidroacústica de *Sprattus fuegensis* en los canales interiores de la X Región. Informe Final. 31 pp.
- Ortiz, M and F. Arocha. 2004. Alternative error distribution models for the standardization of catch rates of non-target species from a pelagic longline fishery: billfish species in the Venezuelan tuna longline fishery. Fisheries Research. 70: 275-297.
- Pauly D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. International Council for the Exploration of the Sea 39(2):175-192.
- Pequeño, G. 1989. Peces de Chile. Lista sistemática revisada y comentada. Rev. Biol. Mar. Valparaíso, 24 (2): 1-132.
- Pennington. M. 1983. Efficient estimators of abundance for fish and plankton surveys. Biometrics 39:281-286.



- Punt A. & R.B. Kennedy. 1997. Population modelling of Tasmanian rock lobster, *Jasus edwardsii*, resources. *Mar. Freshwater Res.*, 48: 967-980.
- Restrepo VR, G Thompson, P. Mace, W Gabriel, L Low, A MacCall, R. Methot, J Powers, B Taylor, P Wade, & J 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.
- Rickhter VA & VN Efanov. 1976. On one of the approaches to estimation of natural mortality of fish populations. International Commission for the Northwest Atlantic Fisheries .Research Document. 76/VI/8: 1-12.
- Shono H. 2008 a. Application of the Tweedie distribution to zero-catch data in CPUE analysis. *Fish. Res.* 93, 154–162.
- Tascheri, R., J.C. Saavedra-Nievas, R. Roa-Ureta. 2010. Statistical models to standardize catch rates in the multi-species trawl fishery for Patagonian grenadier (*Macrurus magellanicus*) off Southern Chile. *Fish. Res.* 105, 200–214.
- Sullivan, P. J., Lai, H.L. & Gallucci, V.F. 1990. A catch-at-length analysis that incorporates a stochastic model of growth. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 184-198.
- Thompson, W.F. & F.H. Bell. 1984. Biological statistics of the Pacific halibut fishery. Effect of changes in intensity upon total yield an yield per unit of gear. *Rep. Int. Fish. (Pacific Halibut) Comm.*, (8): 49 pp.
- Whitehead, P.J.P. 1985. Clupeoid fishes of the world. An annotated and illustrated catalogue of the herrings, sardines, pilchards, sprats, anchovies and wolfherrings. Part 1. Chirocentridae, Clupeidae and Pristigasteridae. *FAO Fisheries Synopsis*, 125 (7), part 1: I – x + 1-303.



# A N E X O S

---



# A N E X O 1

---

Modelos de los procesos de  
observación y error de sardina austral





## MODELOS PROCESOS – OBSERVACIONES - ERRORES

### Modelo de los Procesos

El crecimiento medio es descrito por el modelo von Bertalanffy (VB) puede ser expresado según:

$$\bar{\Delta}_l = (L_\infty - l^*)(1 - e^{-k})$$

donde,  $L_\infty$  y  $k$  son parámetros de la función VB,  $l^*$  corresponde al punto medio del intervalo de talla  $l$ .

La distribución gamma es utilizada para representar la variación en el crecimiento, ya que permite describir de mejor forma los patrones de crecimiento para peces de tallas muy pequeñas y muy grandes. La distribución gamma puede ser expresada en términos de dos parámetros  $\alpha_l$  y  $\beta_p$ , lo  $ND_{l,t}$ , s cuales se relacionan entre si según:

$$\alpha_l = \frac{\bar{\Delta}_l}{\beta_p},$$

donde,  $\alpha_l$  corresponde a la varianza (es función de  $L_\infty$  y  $k$ ) proporcional a la media,  $\beta_p$  corresponde al coeficiente de variación el que permite incorporar la variabilidad de los individuos en la población. Con ello la proporción de ejemplares que crecen o se mueven de un intervalo a otro queda descrito por:

$$T_{ll'} = \int_l^{l'} \frac{(l' - l)^\alpha \exp\left(-\frac{l' - l}{\beta_p}\right)}{\beta_p} dl$$

donde,  $T_{ll'}$  corresponde a la matriz de transición que modela el crecimiento entre  $l$  y  $l'$  (Sullivan *et al.*, 1990).

El reclutamiento se plantea separable en un componente anual y uno talla-específico que se expresa según:

$$Pr_l = R \int_l^{l+1} \frac{1}{2\pi\sigma^2} \exp\left[-\frac{(l - \mu)^2}{\sigma^2}\right] dl$$

donde,  $\mu$  y  $\sigma$  corresponden a la media y desviación de una distribución normal constante entre años.

La abundancia  $N_{l,t}$  de los ejemplares de talla  $l$ , a comienzos del año  $t$ , queda entonces representada por:

$$N_{l,t} = T_{ll'} N_{l,t-1} \exp(-Z_{l,t-1}) + Pr_l R_t,$$



donde,  $N_{l,t-1}$  corresponde al número de peces de talla  $l$ , en el año  $t-1$ ,  $Z_{l,t}$  es mortalidad total para peces de talla  $l$  en el año  $t-1$ ;  $T_{ll'}$  es la matriz de transición de crecimiento entre la talla  $l$  y  $l'$ ,  $Pr_l$  es el vector de distribución de reclutamiento y  $R_t$  corresponde al reclutamiento anual.

Siguiendo la hipótesis Doubleday's (1976), la mortalidad por pesca se descompone en el producto de un coeficiente talla específico  $s_l$  y una tasa de mortalidad por pesca anual  $F_t$  según:

$$F_{l,t} = s_l F_t$$

donde, el coeficiente  $s_l$  se construye dependiendo del modelo considerado, para el caso de la sardina austral se utiliza una función logística modelada a través de la reparametrización de Punt & Kennedy (1997) como sigue:

$$s_l = \left( 1 + \exp \left( -\ln(19) * \frac{L_{50\%} - l}{L_{50\%} - L_{95\%}} \right) \right)^{-1},$$

donde,  $s_l$  es el coeficiente de selección a la talla,  $L_{50\%}$  y  $L_{95\%}$  corresponde a la longitudes donde un 50% y 95% de los peces son retenidos por el arte de pesca.

donde,  $l_m$  es la talla media y  $l_s$  corresponde a la desviación estándar.

## Estimación de PBR

Considerando los parámetros de crecimiento y mortalidad natural reportados para la especie, los Puntos Biológicos de Referencia (PBR) son estimados a partir de un modelo de Biomasa Desovante por Recluta (BDR). El modelo proyecta en el tiempo la distribución de tallas del reclutamiento sujeto a valores constantes de mortalidad total ( $Z$ ) y considerando el crecimiento contenido en la matriz de transición (Sullivan *et al.* 1990). Este análisis se realiza usando los modelos basados en Tompson & Bell (1984) y supone que el desove es a inicios de septiembre:

$$BPR = \sum N_l P_l w_l e^{\left( -\frac{8}{12}(M+F_j) \right)}$$

donde:

- $P_j$  = Proporción de individuos maduros a la longitud  $l$ , (8/12 asume que el desove ocurre en septiembre).
- $F_l$  = Mortalidad por pesca sobre los individuos de longitud  $l$ .
- $W_l$  = Peso medio de los individuos de longitud  $l$ , estimada desde la relación longitud-peso:  $W = a * L^b$ .
- $M$  = Mortalidad Natural.
- $N_l$  = Proporción de sobrevivencia de individuos, a la longitud  $l$  en cualquier instante de tiempo  $t$  viene estimada por la ecuación:



$$N_{l,t} = T_{ll'} N_{l',t-1} \exp(-Z_l)$$

$$N_{l,0} = pr_l$$

donde,  $N_{l,t}$  corresponde al número de peces de talla  $l$  en el instante de tiempo  $t$ ,  $Z_l$  es mortalidad total para peces de talla  $l$   $T_{ll'}$  es la matriz de transición de crecimiento entre la talla  $l$  y  $l'$  descrita previamente en el modelo de los procesos y  $pr_l$  es la distribución de los reclutas a la talla supuesta normal con parámetros estimados en la evaluación de stock.

Los PBR F60, F40 corresponden a la tasa de mortalidad por pesca a la cual la biomasa del stock desovante por recluta, se reducen hasta un 60% y 40% respectivamente (Caddy & Mahon, 1996). Se estiman resolviendo las ecuaciones:

$$BPR_{(F_{40\%})} = BPR_{(F=0)} * 0,6$$

$$BPR_{(F_{40\%})} = BPR_{(F=0)} * 0,4$$

### Modelos de las observaciones

Variable	Forma	Notación
Captura comercial	$\hat{Y}_t = \sum_{l_{\min}}^{l_{\max}} N_{l,t} w_l \frac{s_{l,t} F_t (1 - \exp(-Z_{l,t}))}{Z_{l,t}}$	$N_{l,t}$ : abundancia en la talla $l$ , y año $t$ $w_l$ : peso de un individuo de talla $l$ $s_{l,t}$ : patrón de explotación de la flota para individuos de talla $l$ en el año $t$ $F_t$ : mortalidad por pesca para individuos reclutados en el año $t$ $Z_{l,t}$ : mortalidad total para individuos reclutados de talla $l$ en el año $t$ .
CPUE	$CPUE_t = q \left[ \sum_{l_{\min}}^{l_{\max}} s_{l,t} N_{l,t} w_l \frac{(1 - \exp(-Z_{l,t}))}{Z_{l,t}} \right]$	$q$ : coeficiente de capturabilidad
Estructura de tallas en las capturas	$C_{l,t} = N_{l,t} \frac{F_{l,t} (1 - \exp(-Z_{l,t}))}{Z_{l,t}}$	$C_{l,t}$ : captura de los individuos de talla $l$ , en el año $t$



### Modelos de los errores

Variable	Forma	Notación
Proporción de tallas de la captura	$L = -n \sum_l \sum_t p_{l,t} * \ln(\hat{p}_{l,t})$ $\hat{p}_{l,t} = \frac{\hat{C}_{l,t}}{\sum_l \hat{C}_{l,t}}$	$\hat{p}_{l,t}$ , proporción predicha a la talla $l$ y año $t$ . $p_{l,t}$ : proporción estimada a la talla $l$ y año $t$ . $\hat{C}_{l,t}$ : captura predicha a la talla $l$ y año $t$ .
Desembarques históricos	$L = -\frac{0.5}{\sigma_y^2} \sum_t \left( \ln \frac{Y_t}{\hat{Y}_t} \right)^2$	$Y_t$ : captura estimada en el año $t$ $\hat{Y}_t$ : captura predicho para el año $t$
CPUE	$L = -\frac{0.5}{\sigma_{cpue}^2} \sum_t \left( \ln \frac{CPUE_t}{\hat{CPUE}_t} \right)^2$	$CPUE_t$ : captura por unidad de esfuerzo estandarizada. $\hat{CPUE}_t$ : captura por unidad de esfuerzo predicha.

A continuación se presentan los códigos utilizados en la plataforma de análisis estadísticos ADMB para llevar a cabo la evaluación de stock de sardina austral en aguas interiores de la X Región (Canales, 2012)

```

TOP_OF_MAIN_SECTION
arrmblsize=300000; //
gradient_structure::set_GRADSTACK_BUFFER_SIZE(30000000);
gradient_structure::set_CMPDIF_BUFFER_SIZE(50000000);
gradient_structure::set_MAX_NVAR_OFFSET(1000);

```

```

DATA_SECTION
// se leen los datos contenidos en *.dat. Se define si es matriz, vector,
// entero o numero
init_int nanos
init_int ntallas
init_matrix indices(1,nanos,1,7)

```



```
init_vector Tallas(1,ntallas)
init_matrix CI(1,nanos,1,ntallas)
init_matrix Nlcruceros(1,nanos,1,ntallas)
init_vector Wmed(1,ntallas)
init_vector msex(1,ntallas)
// ahora leo controles y opciones desde el archivo _opt.dat
!! ad_comm::change_datafile_name("model_Saustral.cti");
init_vector cvar(1,4)
init_vector nmus(1,2)
init_number dt1
init_number dt2
init_int opt_qCrucero
init_int opt_qCPUE
init_int opt_Sel1
init_int opt_Sel2
init_int opt_Sel3
init_int opt_Sel4

init_vector parbiol(1,7)
init_int opt_VB1
init_int opt_VB2
init_int opt_VB3
init_int opt_VB4
init_int opt_M

init_int opt_Rmed
init_int opt_devR
init_int opt_F
init_int nanos_proy
init_vector Fpbr(1,4)

INITIALIZATION_SECTION
// defino un valor inicial de log_reclutamiento promedio (factor de escala)
log_Rmed 10.30
// log_A50f_one 2.54
// log_A50R_one 2.54
// log_Df_one 0
// dev_log_A50f 0
// dev_log_Df 0
//log_sf -0.69
// log_sr 0.37
// log_Lr 2.07
// log_bp -2.41
```



## PARAMETER\_SECTION

//Se acota el dominio de cada parametro

// Parametric selectivities

// parametros selectividad

init\_bounded\_number log\_A50f\_one(1.6,2.7,opt\_Sel1)

init\_bounded\_number log\_Df\_one(0,1.6,opt\_Sel1)

// desvios de los parametros selectividad flota

init\_bounded\_vector dev\_log\_A50f(1,nanos,-5,5,opt\_Sel2)

init\_bounded\_vector dev\_log\_Df(1,nanos,-5,5,opt\_Sel2)

// parametros selectividad doble normal

init\_bounded\_number log\_muf(1.6,2.7,opt\_Sel3)

init\_bounded\_vector log\_sf(1,2,-0.7,10,opt\_Sel3)

// parametros selectividad Cruceros

init\_bounded\_number log\_A50R\_one(1.6,2.7,opt\_Sel4)

init\_bounded\_number log\_DR\_one(0,1.6,opt\_Sel4)

// Recruits and F mortalities

// parametros reclutamientos y mortalidades)

init\_number log\_Rmed(opt\_Rmed)

init\_bounded\_dev\_vector log\_desv\_No(1,4,-10,10,opt\_devR)

init\_bounded\_dev\_vector log\_desv\_Rt(1,nanos,-10,10,opt\_devR)

init\_bounded\_vector log\_F(1,nanos,-6,1.39,opt\_F) // log mortalidad por pesca por flota

init\_bounded\_number log\_M(-2.3,0.69,opt\_M)

// capturabilidades

init\_number log\_qCrucero(opt\_qCrucero)

init\_number log\_qCPUE(opt\_qCPUE)

// crecimiento

init\_bounded\_number log\_Lr(1.6,3,opt\_VB1)

init\_bounded\_number log\_sr(-2.3,1,opt\_VB2)

init\_bounded\_number log\_k(-1.6,0.18,opt\_VB3)

init\_bounded\_number log\_bp(-2.3,-0.69,opt\_VB4)

//Defino las variables de estado

vector sem(1,nanos)

vector Desemb(1,nanos)



```
vector Desemb_pred(1,nanos);
vector Bcrucero(1,nanos)
vector Bcrucero_pred(1,nanos);

vector CPUE(1,nanos)
vector cv1(1,nanos)
vector cv2(1,nanos)
vector cv3(1,nanos)
vector Unos_tallas(1,ntallas)
vector Unos_sem(1,nanos)
//vector Reclutas(1,nanos)

//vector Bsem(1,nanos);
vector Bv(1,nanos);
vector Bcru(1,nanos);
vector prior(1,7);
vector CPUE_pred(1,nanos);

vector Neq(1,ntallas);
vector likeval(1,10);
vector SDo(1,nanos);
vector Scru_1(1,ntallas);
vector Scru_2(1,ntallas);
vector log_A50f(1,nanos)

vector log_Df(1,nanos)
vector log_A50R2(1,nanos)

vector log_DR2(1,nanos)

vector Lesp(1,ntallas)
vector sigmaL(1,ntallas)

matrix No(1,10,1,ntallas);
matrix Sflo(1,nanos,1,ntallas)
matrix Scru(1,nanos,1,ntallas)
matrix F(1,nanos,1,ntallas)
matrix Z(1,nanos,1,ntallas)
matrix S(1,nanos,1,ntallas)
matrix N(1,nanos,1,ntallas)
matrix Nv(1,nanos,1,ntallas)
matrix Cl_pred(1,nanos,1,ntallas)
matrix Nlcruceros_pred(1,nanos,1,ntallas)
matrix pobs(1,nanos,1,ntallas)
matrix ppred(1,nanos,1,ntallas)
```



```
matrix pobs_cru(1,nanos,1,ntallas)
matrix ppred_cru(1,nanos,1,ntallas)
matrix T(1,ntallas,1,ntallas)

number suma1
number suma2
number suma3
number suma4

number Linf
number k
number Lr
number sr
number M
number qprior

vector pre(1,ntallas)
vector delta(1,ntallas)
vector alfa(1,ntallas)
number bp
vector dL(1,ntallas);

sdreport_vector SD(1,nanos) //
vector SA(1,nanos) //Biomasa adultos (desovantes al principio)
sdreport_vector RPR(1,nanos) //
sdreport_vector RPRlp(1,nanos)
sdreport_vector Reclutas(1,nanos) //
sdreport_vector Bsem(1,nanos)
sdreport_number SSSBo

likeprof_number qacu

// los arreglos usados en la proyeccion
vector Np(1,ntallas)
vector Sp(1,ntallas)
vector Fp(1,ntallas)
vector Zp(1,ntallas)
vector CTP(1,ntallas)
vector CTPac(1,ntallas);
sdreport_vector YTPac(1,4);

sdreport_matrix YTP(1,nanos_proy,1,4)
sdreport_matrix Bp(1,nanos_proy,1,4)
matrix nproy(1,nanos_proy,1,ntallas)
```



```
objective_function_value f
PRELIMINARY_CALCS_SECTION
// leo la matriz de indices

sem=column(indices,1);// asigno la 1 columna de indices a "semestres"
Bcrucero=column(indices,2);
cv1=column(indices,3);
CPUE=column(indices,4);
cv2=column(indices,5);
Desemb=column(indices,6);
cv3=column(indices,7);
T=0;
```

```
Unos_sem=1;// lo uso en operaciones matriciales con el año
Unos_tallas=1;// lo uso en operaciones matriciales con el año
```

```
RUNTIME_SECTION
maximum_function_evaluations 200,1000,5000
convergence_criteria 1e-3,1e-5,1e-6
```

```
PROCEDURE_SECTION
// para comentar mas de una linea /*.....*/
```

```
Eval_Trans_talla_talla();
Eval_selectividad();
Eval_mortalidades();
Eval_abundancia();
Eval_capturas_predichas();
Eval_deinteres();
Eval_logverosim();
Eval_funcion_objetivo();
```

```
if(last_phase){
Eval_CTP();}
```

```
FUNCTION Eval_Trans_talla_talla
```

```
Linf=parbiol(1);
k=parbiol(2);
bp=parbiol(5);

if(active(log_k)){k=mfexp(log_k);}
if(active(log_bp)){bp=mfexp(log_bp);}
```



```
int i, j;
// matriz de transicion modelo normal

delta=(Linf-Tallas)*(1-mfexp(-k));// incremento en tallas
Lesp=Tallas+delta; // talla esperada luego del crecimiento
sigmaL=delta*bp;

for (i=1;i<=ntallas;i++){
    T(i)=exp(-0.5*power((Lesp(i)-Tallas)/sigmaL(i)));
    T(i)(1,i)=0;
}

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

    if(delta(j)<0){
        T(j)=0;
        T(j,j)=1;}
}

T(ntallas,ntallas)=1;

for (j=1;j<=ntallas;j++){
    T(j)/=sum(T(j));
}

FUNCTION Eval_selectividad
int i;

log_A50f=log_A50f_one+dev_log_A50f;
log_Df=log_Df_one+dev_log_Df;

/*
cout<<log_A50f<<endl;
cout<<log_Df<<endl;exit(1);

*/
// Selectividad logística flota

for (i=1;i<=nanos;i++)
{Sflo(i)=elem_div(Unos_tallas,(1+exp(-1.0*log(19)*(Tallas-exp(log_A50f(i)))/exp(log_Df(i)))));
}
```



```
// cout<<Sflo<<endl;exit(1);

// parametros selectividad doble normal

if (opt_Sel3>0){
// selectividad doble_normal unica
for (i=1;j<=nanos;i++){
  Sflo(i)=mfexp(-1/(2*square(exp(log_sf(1))))*square((Tallas-exp(log_muf))));
  for (int j=1;j<=ntallas;j++){
    if(Tallas(j)>exp(log_muf)){
      Sflo(i,j)=mfexp(-1/(2*square(exp(log_sf(2))))*square(-1.*(Tallas(j)-exp(log_muf))));}
    }}}

// Selectividad cruceros

Scru=1.0;

if (opt_Sel4>0){//

  for (i=1;j<=nanos;i++)
  {Scru(i)=elem_div(Unos_tallas,(1+exp(-1.0*log(19)*(Tallas-exp(log_A50R_one))/exp(log_DR_one))));}
}

FUNCTION Eval_mortalidades

M=parbiol(6);
if (active(log_M)){M=mfexp(log_M);}

F=elem_prod(outer_prod(mfexp(log_F),Unos_tallas),Sflo);
Z=F+M;
S=mfexp(-1.0*Z);

FUNCTION Eval_abundancia
int i, j;

Lr=parbiol(3);
sr=parbiol(4);

if (active(log_Lr)){Lr=mfexp(log_Lr);}
if (active(log_sr)){sr=mfexp(log_sr);}

// genero la composicion de tallas del reclutamiento
```



```
pre=exp(-0.5*square((Tallas-Lr)/sr));
pre/=sum(pre);

// genero una estructura inicial de equilibrio en torno a Z del primer año;
Reclutas=mfexp(log_Rmed+log_desv_Rt);
Neq=pre*Reclutas(1);

for (j=1;j<=4;j++)
{Neq=elem_prod(Neq,exp(-1.*Z(1)))*T+pre*exp(log_Rmed+log_desv_No(j));}

// genero la poblacion en equilibrio virginal de LP;
No(1)=pre*mfexp(log_Rmed);
for (j=2;j<=10;j++)
{No(j)=(No(j-1)*exp(-1.*M))*T;}

// dinamica anual

N(1)=Neq;// primer año

for (i=2;i<=nanos;i++)
{N(i)=elem_prod(N(i-1),S(i-1))*T+pre*Reclutas(i);} //
// {N(i)=elem_prod(N(i-1)*T,S(i-1))+pre*Reclutas(i);} //

FUNCTION Eval_capturas_predichas

// matrices de capturas predichas por talla y año
Cl_pred=elem_prod(elem_div(F,Z),elem_prod(1.-S,N));

// matrices de cruceros predichas por talla y año
Nlcruceros_pred=elem_prod(elem_prod(N,exp(-dt1*Z)),Scru);

// matrices de proporcion de capturas por talla y año
pobs=elem_div(Cl,outer_prod(rowsum(Cl),Unos_tallas));
ppred=elem_div(Cl_pred,outer_prod(rowsum(Cl_pred),Unos_tallas));

// Cruceros
pobs_cru=elem_div(Nlcruceros,outer_prod(rowsum(Nlcruceros),Unos_tallas)+1e-5);
ppred_cru=elem_div(Nlcruceros_pred,outer_prod(rowsum(Nlcruceros_pred),Unos_tallas)+1e-5);

// vectores de desembarques predichos por año
Desemb_pred=rowsum((elem_prod(Cl_pred,outer_prod(Unos_sem,Wmed))));
```



### FUNCTION Eval\_deinteres

```
// Rutina para calcular RPR
Nv(1)=N(1);// solo para empezar los calculos

for (int i=2;i<=nanos;i++)
{Nv(i)=(Nv(i-1)*mfexp(-1.*M))*T+pre*Reclutas(i);}

Bsem=rowsum((elem_prod(N,outer_prod(Unos_sem,Wmed))));
Bcru=rowsum((elem_prod(Nlcruceros_pred,outer_prod(Unos_sem,Wmed))));// biomasas al crucero
RECLAS a inicio de cada semestre
Bv=rowsum(elem_prod(elem_prod(N,Sflo),outer_prod(Unos_sem,Wmed)));

qacu=parbiol(7);

if (active(log_qCrucero)){qacu=mfexp(log_qCrucero);}

Bcru_pred=qacu*Bcru;

CPUE_pred=mfexp(log_qCPUE)*Bv;

SD=rowsum(elem_prod(elem_prod(N,exp(-0.58*Z)),outer_prod(Unos_sem,elem_prod(Wmed,msex))));
SDo=rowsum(elem_prod(Nv*exp(-0.58*M),outer_prod(Unos_sem,elem_prod(Wmed,msex))));
SSBo=sum(elem_prod(colsum(No)*exp(-0.58*M),elem_prod(Wmed,msex)));
SA=rowsum(elem_prod(N,outer_prod(Unos_sem,elem_prod(Wmed,msex))));

/*
SD=rowsum(elem_prod(N,outer_prod(Unos_sem,elem_prod(Wmed,msex))));
SDo=rowsum(elem_prod(Nv,outer_prod(Unos_sem,elem_prod(Wmed,msex))));
SSBo=sum(elem_prod(colsum(No),elem_prod(Wmed,msex)));
*/

RPR=elem_div(SD,SDo);
RPRlp=SD/SSBo;

FUNCTION Eval_logverosim
// esta funcion evalua el nucleo de las -log-verosimilitudes marginales para
// series con datos 0.
int i;

suma1=0; suma2=0;
```



```
for (i=1;i<=nanos;i++)
{
  if (Bcrucero(i)>0){
    suma1+=square((log(Bcrucero(i))-log(Bcrucero_pred(i)))/cv1(i));}
  if (CPUE(i)>0){
    suma2+=square((log(CPUE(i))-log(CPUE_pred(i)))/cv2(i));}
}
```

FUNCTION Eval\_funcion\_objetivo

```
int i,j;
```

```
// se calcula la F.O. como la suma de las -logver
```

```
// lognormalgraf
```

```
likeval(1)=0.5*suma1;//Cruceros
```

```
likeval(2)=0.5*suma2;//CPUE
```

```
likeval(3)=0.5*norm2(elem_div(log(Desemb)-log(Desemb_pred),cv3));//Desembarques
```

```
// multinomial flota
```

```
likeval(4)=-1.*nmus(1)*sum(elem_prod(pobs,log(ppred)));
```

```
// multinomial cruceros
```

```
likeval(5)=-1.*nmus(2)*sum(elem_prod(pobs_cru,log(ppred_cru)));
```

```
// Priors
```

```
prior(1)=0.5*norm2(log_desv_Rt)/square(cvar(1));
```

```
if (active(log_k)){// si estima k
```

```
prior(2)=0.5*square((log_k-log(parbiol(2)))/cvar(2));}
```

```
if (active(log_qCrucero)){
```

```
prior(4)=0.5*square((exp(log_qCrucero)-parbiol(7))/cvar(3));}
```

```
if (active(dev_log_A50f)){
```

```
prior(6)=0.5*norm2(dev_log_A50f)/square(cvar(4));}
```

```
f=sum(likeval)+sum(prior);
```

FUNCTION Eval\_CTP

```
for (int j=1;j<=4;j++){
```

```
Np=N(nanos);
```

```
Sp=S(nanos);
```



```
// CTP año en curso
Fp=Sflo(nanos)*Fpbr(j);//
Zp=Fp+M;
Sp=mfexp(-1.*Zp);

CTPac=elem_prod(elem_div(Fp,Zp),elem_prod(Np,(1-exp(-Zp))));
YTPac(j)=sum(elem_prod(CTPac,Wmed));

for (int i=1;i<=nanos_proy;i++){

Np=elem_prod(Np,Sp)*T+pre*mfexp(log_Rmed);
Bp(i,j)=sum(elem_prod(elem_prod(Np,exp(-0.58*Zp)),elem_prod(Wmed,msex)));

// Bp(i,j)=sum(elem_prod(Np,elem_prod(Wmed,msex)));

Sp=mfexp(-1.*Zp);

CTP=elem_prod(elem_div(Fp,Zp),elem_prod(Np,(1-Sp)));
YTP(i,j)=sum(elem_prod(CTP,Wmed));

nproy(i)=Np;

}}
```

## REPORT\_SECTION

```
// si quiero que este proceso lo haga despues de la hessiana, no tendre IC
// Bsem=rowsum((elem_prod(N*Prob_talla,outer_prod(Unos_sem,Wmed))));

report << "Cruceros_obs" << endl;
report << Bcrucero << endl;
report << "Cruceros_pred" << endl;
report << Bcrucero_pred << endl;
report << "Y_obs" << endl;
report << Desemb << endl;
report << "Y_pred" << endl;
report << Desemb_pred << endl;
report << "CPUE_obs" << endl;
report << CPUE << endl;
report << "CPUE_pred" << endl;
report << CPUE_pred << endl;
report << "Reclutas" << endl;
report << Reclutas << endl;
```



```
report << "Desvios" << endl;
report << log_desv_Rt << endl;
report << "Btot " << endl;
  report << Bsem << endl;
report << "$B adultos " << endl;
report << SA << endl;
report << "Bio_desov " << endl;
report << SD << endl;
report << "RPR_dinamico" << endl;
report << RPR << endl;
report << "RPR_largoplazo " << endl;
report << RPRlp << endl;
report << "Tallas " << endl;
report << Tallas << endl;
report << "pre " << endl;
report << pre << endl;
report << "p_obs " << endl;
report << pobs << endl;
report << "p_pred " << endl;
report << ppred << endl;
report << "pcruceros_obs " << endl;
report << pobs_cru << endl;
report << "pcruceros_pred " << endl;
report << ppred_cru << endl;
report << "N " << endl;
report << N << endl;
report << "F" << endl;
report << F << endl;
report << "Sflo" << endl;
report << Sflo << endl;
report << "Scruceros " << endl;
report << Scru << endl;
report << "log-like " << endl;
report << " Crucero CPUE Desemb Pflota Pcrucero " << endl;
report << likeval << endl;
report << "Parametros poblacionales " << endl;
report << "Loo k Lr Sr Bp q_crucero M Ro"<<endl;
report << " << Linf << " << k << " << Lr << " << sr << " << bp << " << qacu << " <<M<<"
"<<exp(log_Rmed)<<endl;
report << "Matriz_T " << endl;
report << T << endl;
report << "Proyecciones Biomasa año/pbr " << endl;
report << Bp << endl;
report << "Proyecciones Capturas año/pbr " << endl;
report << YTP << endl;
report << "Crecimiento y reclutas " << endl;
```



```
report << "k Bp Sr Lr M q" << endl;  
report << k <<" "<< bp <<" "<< sr <<" "<< Lr <<" "<< M <<" " << qacu <<endl;  
report << "CTP año en curso " << endl;  
report << YTPac << endl;
```



## A N E X O 2

---

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 resiliencia de cada stock y las características de la pesquería que explota el stock, así como también de otras fuentes de mortalidad y las mayores fuentes de incertidumbre.*

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



*monitoreo así como a revisar los puntos de referencia provisionales a medida que aumente la disponibilidad y la calidad de la información.*

#### **Acciones de manejo**

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

#### **Rendimiento Máximo sostenido**

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

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

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



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

### **Estados de explotación**

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

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

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

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

*59) Estado de situación de las pesquerías:*

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

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



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

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

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

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

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

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

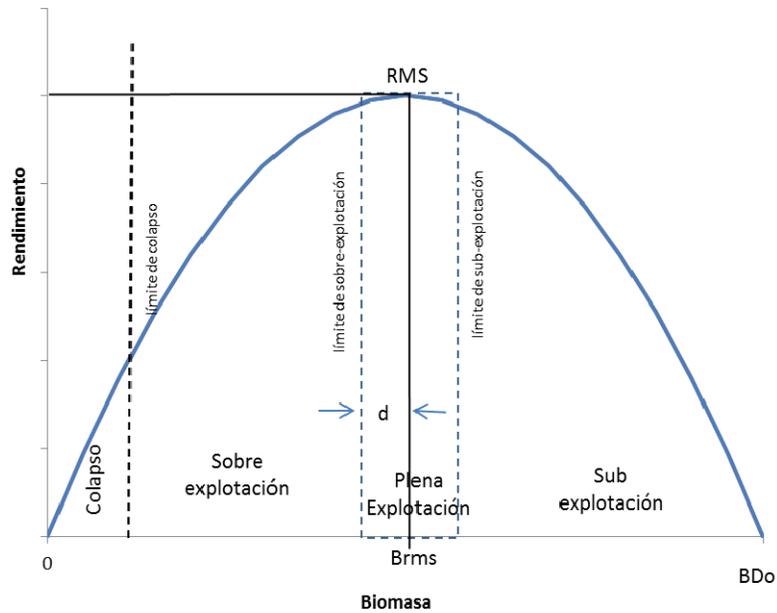


Figura 1. Curva de producci3n respecto de la biomasa en equilibrio y estados posibles de un recurso.

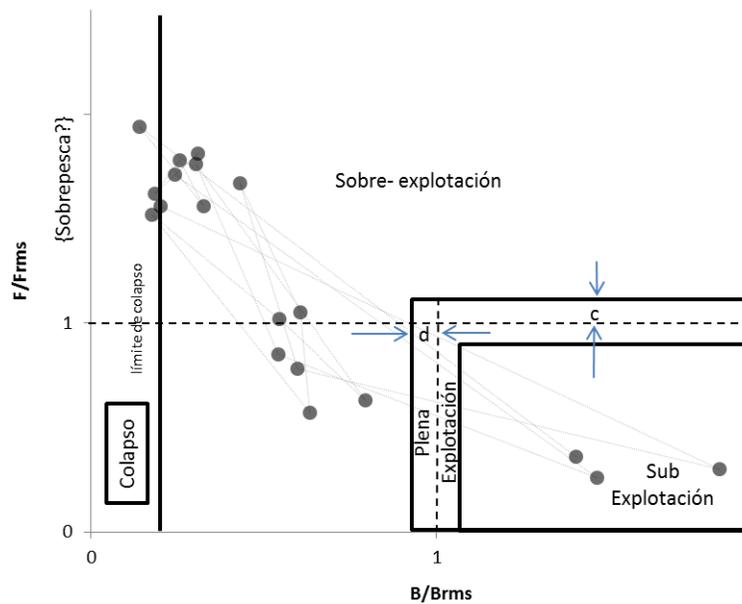


Figura 2. Diagrama B-F de estados posibles de un recurso. Las distancias  $c$  y  $d$  definen la mitad del rango de variaci3n que es considerado "cerca" al RMS. Los puntos representan solo un ejemplo y la flechas la longitud de los intervalos  $c$  y  $d$ .



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

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

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

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

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

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



asimilar al límite de colapso usado históricamente a nivel internacional que corresponde al 20% de la biomasa desovante virginal.

### **Criterios para la definición de límites**

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

Sin embargo, el hecho que en la mayoría de los recursos se hayan adoptado proxys del RMS implica que su estimación puntual es aún un tema por investigar y por ende también sus medidas de error de estimación. Esta situación induce la necesidad de adoptar criterios de conveniencia como por ejemplo, como límite de plena explotación una zona acotada por  $\pm 5$  puntos porcentuales en torno al proxy que genera el MRS. Así por ejemplo, si se ha definido como objetivo el  $40\%B_o$ , la zona que define al cercanía al MRS (plena explotación) podría estar contenida en  $35\%B_o - 45\%B_o$ , 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.

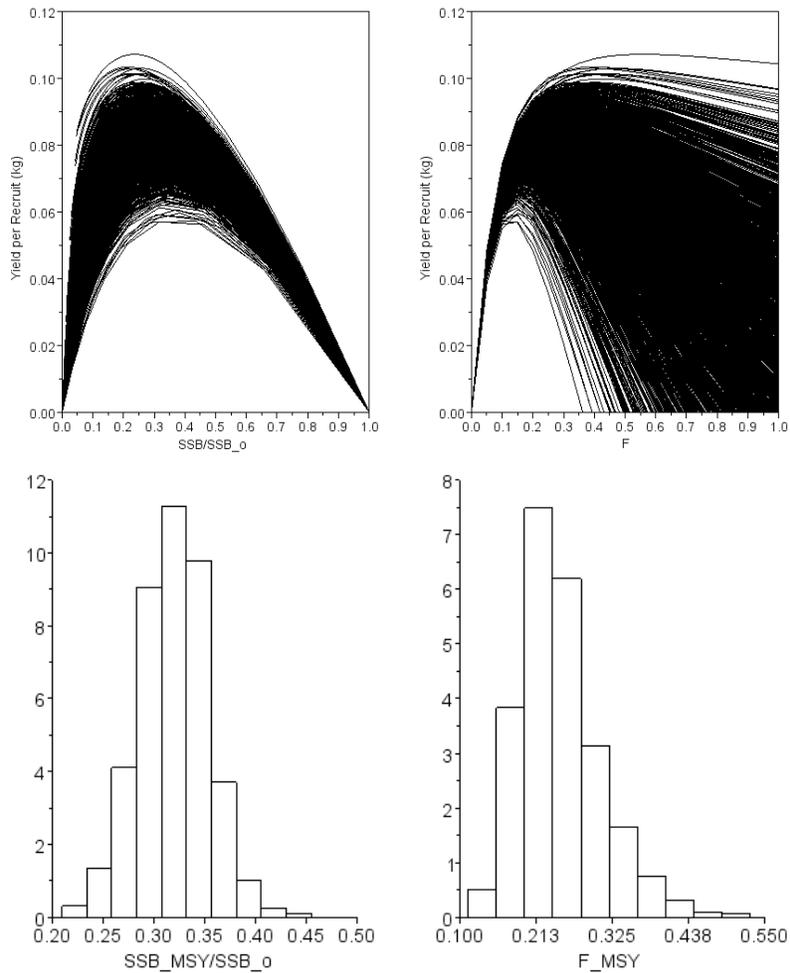


Figura 3. Curvas de biomasa, capturas y mortalidad por pesca de equilibrio del jurel, y distribución de probabilidades de la reducción de stock y mortalidad por pesca que genera el RMS (Fuente: Canales, 2012a).

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 3 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).

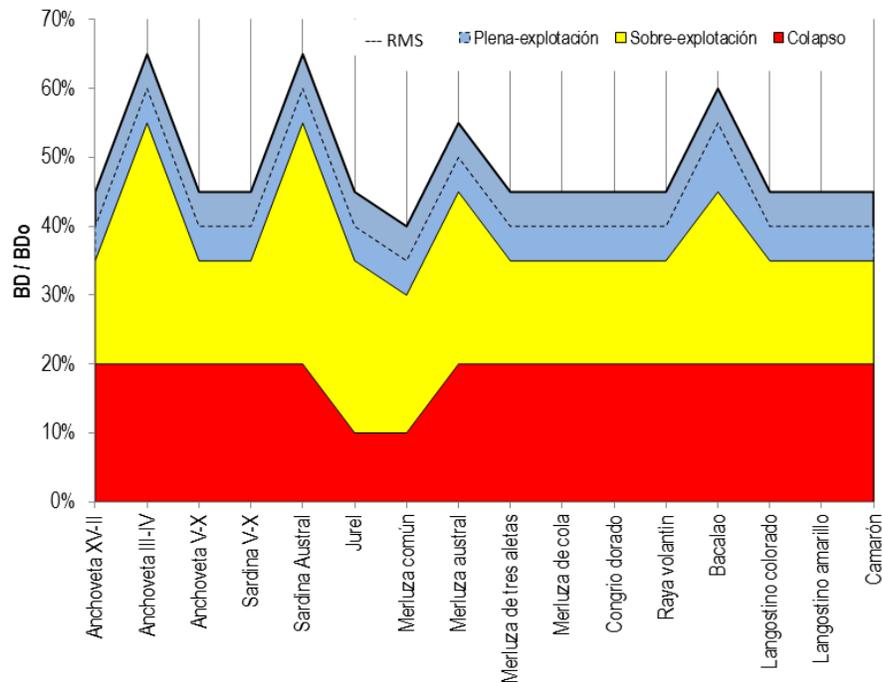


Figura 3. Puntos de Referencia objetivo y límites por recurso según estado de explotación.



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

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

	<b>Forma y descripción de cálculo</b>
(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. 11<sup>th</sup> Meeting of Science Working Group, SPFRMO, Lima, 2012, Working paper: 16 pp.
- Canales, C. 2012.(b). Puntos Biológicos de Referencia (PBR) de la merluza común bajo incertidumbre. Anexo 4. En: Reporte RR-CC/SGT PBR-ES 2/2012. Sub-Grupo Técnico PBR y Estatus (SGT PBR-ES). Comité Científico de Merluza Común. 10 p + Anexos.
- Canales, C., y M.J. Zúñiga 2012. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2013. Sardina común V-X Regiones 2013. Segundo Informe. Instituto de Fomento Pesquero. 151 pp.
- Canales, C., R. Serra, C. Martínez, A. Aranís, L. Caballero, J. Córdova, J.C. Quiroz, M. Canales, V. Bocic, A. Sepúlveda, C. Gatica, S. Núñez, M. Aguayo, J. Giacamán, M. Arteaga, R. Alarcón, C. Gonzalez y L. Cubillos. 2009. Revisión de metodologías de evaluación del jurel a nivel subregional. Instituto de Fomento Pesquero. FIP N° 2007-23: 155 pp.
- Canales, C., C. Montenegro, A. Parma, T. Peñailillo, H. Pool y V. Espejo. 2000. Análisis de estrategia de explotación del langostino amarillo y langostino colorado. Informe Final, Proyecto FIP/IT 99-18: 138 pp.
- Clark, 1993. The effect of recruitment variability on the choice of a target level of spawning biomass per recruit. En. Proceeding of the international symposium on management strategies for exploited fish populations. Eds. Kruse *et al.* Alaska Sea Grant College program report N°93-02, University of Alaska Fairbanks.
- DER, 2012. Puntos Biológicos de Referencia de los principales recursos pesqueros de Chile como base a una aproximación precautoria para el manejo pesquero. Reporte de Taller. Departamento Evaluación de Recursos (DER), Instituto de Fomento Pesquero, Valparaíso 17-19 abril, 2012: 45 pp.
- ICES 2001. Report of the study group on the further development of the precautionary approach to fishery management. Advisory Committee on Fishery Management ICES CM 2001/ACFM: 11
- Mace, P. 1994. Relationships between common biological reference points used as thresholds as targets of fisheries management strategies. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*:51:110-122.



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



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

## A N E X O 3

---

Sobre el estándar de la información para fines del diagnóstico: "Check-List" (NRC, 1998)





## Introducción

Los resultados del análisis que a continuación serán presentados, fueron reportados en el proyecto de investigación previo. Las conclusiones de ese trabajo, indicaban que el estándar de la información para establecer el diagnóstico de sardina austral podía ser considerado como pobre. Sin embargo, durante el transcurso del año 2012 y lo que va del actual, se han sumado nuevos antecedentes sobre aspectos biológicos, ecológicos y pesqueros de la especie que dan cuenta de un posible cambio en la categoría que define estándar de la información sobre esta especie.

En cuanto a los aspectos biológicos, el Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) se encuentra trabajando en la publicación de los resultados sobre crecimiento, mortalidad natural y fecundidad de sardina austral. Sobre su ecología, Galleguillos *et al.* (2012) reportan antecedentes de unidades poblacionales en aguas interiores de la X y XI Regiones. En relación a los aspectos pesqueros, la mayor cantidad de información ha permitido utilizar nueva metodología para la estimación de los rendimientos de pesca o captura por unidad de esfuerzo (CPUE). Por otro lado, hasta la fecha ya se cuenta con 4 cruceros científicos de evaluación directa para estimar los niveles de abundancia y biomasa del recurso en la zona considerada en la evaluación del stock, incluyendo el último desarrollado durante los meses de mayo-junio del año en curso.

Todos estos antecedentes, han permitido avanzar en el conocimiento de la dinámica del recurso y sus expectativas de explotación en la zona. El nivel de conocimiento en cuanto a la cantidad y calidad de la información, permite definir actualmente a este recurso, de acuerdo a la clasificación de Restrepo *et al.* (1998) como de estándar medio. Es decir, que en este caso, no es posible alcanzar aún, estimaciones confiables del rendimiento máximo sostenido y/o cantidades relacionadas, ya sea porque no están disponibles o bien tienen un uso limitado debido a peculiaridades de la historia de vida del recurso, a la pobreza del contraste de los datos, o a la alta variabilidad del reclutamiento. Sin embargo, existen estimaciones confiables del tamaño del stock y de la mayoría de los parámetros claves de historia de vida (crecimiento, reproducción) y de la pesquería (selectividad, rendimientos de pesca). Este caso se utiliza PBR genéricos ("proxy") para sustituir los PBR asociados al RMS que no se pueden estimar confiablemente.

Mayores antecedentes, sobre los aspectos o puntos críticos a ser considerados para mejorar el estándar de la información y modelo empleado en la evaluación, se presentan en el anexo 3. Los resultados que se informan, corresponden a las actividades realizadas el año 2012. Las propuestas para este año están aún pendientes al inicio del funcionamiento de los Comités Científicos donde serán debatidas, proceso aún en trámite conforme la nueva Ley de Pesca.



---

## Sobre el estándar de la información para fines del diagnóstico: "Check-List" (NRC, 1998)

---

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 Tabla 1, 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 diagnóstico 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 sol 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 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 1).

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 (Tabla 2, 3)



**Tabla 1.**  
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	Anchoqueta XV-II	Anchoqueta III-IV	Anchoqueta V-X	Sardina austral
<b>Definición de Stock</b>						
<i>Modelo conceptual</i>	3	2	3	2	2	1
Conectividad	3	1	1	2	1	1
<i>Estructura del stock</i>						
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
<b>Datos y parámetros</b>						
<i>Remociones Directas</i>						
Desembarques	3	2	3	3	2	3
Capturas	0	0	0	0	0	3
Descartes y/ sub-reporte	0	0	0	0	0	0
<i>Remociones Indirectas</i>						
Pesca fantasma u otro	0	0	0	0	0	0
Predación	0	0	0	0	0	0
Canibalismo	0	0	0	0	0	0
<i>Índices de abundancia relativa</i>						
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
<i>Información Estructurada</i>						
<i>Estructuras de Tallas</i>						
Flota	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
<i>Estructuras de Edades</i>						
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



Tabla 1 (continuación).  
Matriz de conocimiento basada en "Check-list" para los principales recursos pelágicos de Chile.

	Jurel	Sardina común	Anchoqueta XV-II	Anchoqueta III-IV	Anchoqueta V-X	Sardina austral
<b>Información Biológica</b>						
<i>Mortalidad Natural</i>						
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
<i>Madurez a la edad</i>						
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
<i>Crecimiento</i>						
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
<i>Peso medios</i>						
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



Tabla 1(continuación).  
Matriz de conocimiento basada en "Check-list" para los principales recursos pelágicos de Chile.

	Jurel	Sardina común	Anchoqueta XV-II	Anchoqueta III-IV	Anchoqueta V-X	Sardina austral
<b>Modelo Evaluación</b>						
<i>Modelo - Global</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Edad - Estructurado</i>						0
Ajuste Edad	3	0	0	0	0	0
Ajuste Talla	0	2	3	0	2	0
<i>Talla - Estructurado</i>	0	0	0	2	0	2
<i>Género - Estructurado</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Condición Inicial</i>						
Equilibrio	0	0	0	2	0	2
No - Equilibrio	3	2	3	0	2	0
<i>Reclutamiento</i>						
Relación funcional	3	0	0	0	0	0
Paramétrico	3	2	3	2	2	2
<i>Estructura Espacial</i>						
Explicito	0	0	0	0	0	0
Implicito (flotas)	3	0	0	0	0	0
	Jurel	Sardina común	Anchoqueta XV-II	Anchoqueta III-IV	Anchoqueta V-X	Sardina austral
<b>Formulación Estadística</b>						
<i>Error de Proceso</i>						
Reclutamiento	3	3	3	0	3	0
<i>Error de Observación</i>						
Remociones	3	2	3	3	2	3
Indíces de abundancia	3	2	2	3	2	3
Información estructurada	3	3	3	3	3	2
Otros índices	0	0	0	0	0	0
<i>Incertidumbre</i>						
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 posteriores	0	0	0	0	0	0
Error estado espacio	0	0	0	0	0	0
<b>Bondad de ajuste</b>						
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



Tabla 1.  
Matriz de conocimiento basada en "Check-list" para los principales recursos pelágicos de Chile.

	Jurel	Sardina común	Anchoqueta XV-II	Anchoqueta III-IV	Anchoqueta V-X	Sardina austral
<b>Información Auxiliar</b>						
<i>Programas de marcaje</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Datos ambientales</i>	0	0	0	0	0	0
<i>Registros inusuales de pesca</i>	0	0	0	0	0	0

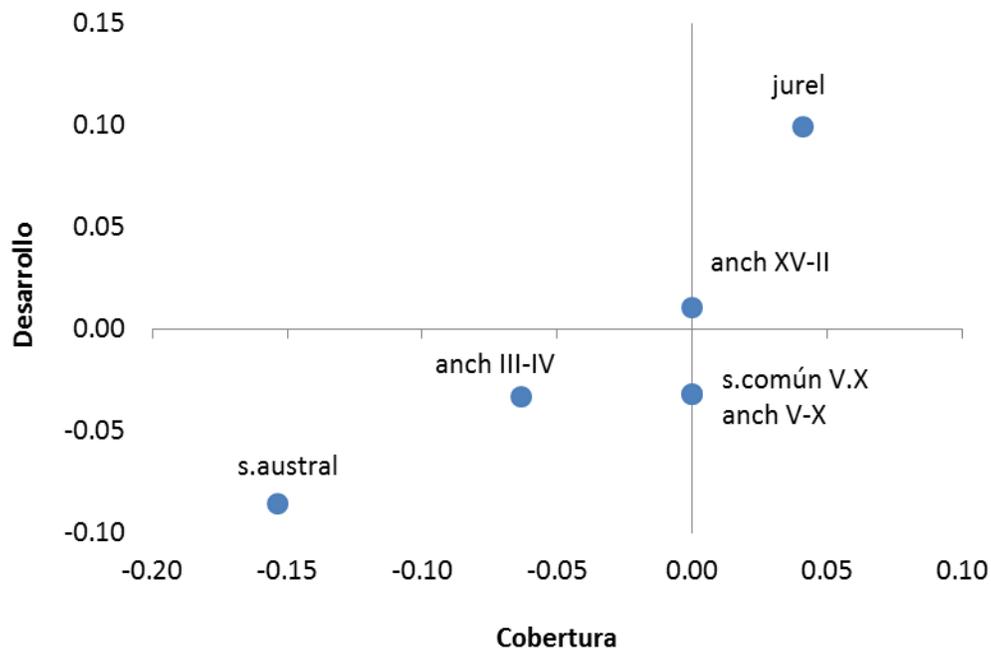


Figura 1. Cobertura versus desarrollo de los tópicos para las especies analizadas. Las unidades en ambos ejes indican la proporción de cobertura y desarrollo de los tópicos relativos al percentil del 75%, indicado en la línea de ambos ejes.



Tabla 2.  
Brechas de conocimiento Pesquerías pelágicas Números indican prioridad creciente,  
siendo uno mínima y 3 máxima.

<b>Pesquerías Pelágicas</b>	
	<b>Prioridad</b>
<b>Sardina y anchoveta centro sur</b>	
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 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
<b>Sardina austral</b>	
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
<b>Anchoveta III-IV regiones</b>	
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
<b>Anchoveta XV-II regiones</b>	
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
<b>Jurel</b>	
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



Tabla 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 científicos					

La matriz de conocimiento fue una actividad desarrollada a nivel de departamento. Se realizó una recopilación de la cantidad y calidad de la información disponible para todos los recursos pesqueros sobre los cuales se realiza evaluación de stock.

El análisis muestra, que la información biológica y pesquera disponible para la sardina austral explotada en aguas interiores de la X Región, contiene señal suficiente para ser modelada y obtener resultados consistentes que pueden ser usados como un “proxy” para el manejo pesquero. Sin embargo, la falta de mayor conocimiento sobre algunos procesos dinámicos espacio-temporales, se traducen en datos e indicadores poblacionales sujetos a una considerable incertidumbre producto de su gran variabilidad.

## A N E X O 4

---

Taller de revisión de datos y modelo  
empleados en evaluación de stock:  
recursos pelágicos (RDP)





## **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 Pesquero (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. 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

### Sardina austral

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

No existen estudios en esta materia y la hipótesis es que cubre toda su distribución en aguas interiores de Chiloé y más al sur. Se considera como límite norte 42°S pero no se conoce del todo su extensión hacia el sur, pudiendo esta llegar hasta la XI regiones. La falta de mayor conocimiento sobre la estructura poblacional refuerza la necesidad de desarrollar estudios integrados que no solo consideren análisis genético.

Resultados preliminares de un proyecto FIP en desarrollo indican que el stock adulto estaría confinado a la X-XI Regiones y sería surtido por zonas de “reclutamientos” localizadas en fiordos y canales de la XII Región.

#### 2. Información de la historia de la vida.

Parámetro	Valor
$L_{\infty}$ (cm)*	17,71
$K^*$	0,78
$t_0$	-0,48
$L_{pms}$ (cm)*}	13,5
$M^{**}$	0,83

Cerna *et al* FIP 2004-39 ; Canales *et al* 2009

Una nueva revisión del modelo de crecimiento incorporando la longitud de la larva, genera estimados de crecimiento “k” mayores (de 0,78 a 0,90) y consiguientemente un aumento en la mortalidad natural a  $M=1,1$ . No obstante esto, se recomendó no modificar el valor de M por el impacto que tiene en las estimaciones de productividad dependientes de parámetros que aún no están del todo validados.



Se mencionó sobre la necesidad de generar estudios complementarios que permitan validar la formación del primer anillo a través de micro-incrementos diarios y por ende la asignación de la edad del primer año.

### 3. Índices de abundancia apropiados para la evaluación de stock

Se dispone de la CPUE estandarizada que muestra una tendencia a la disminución desde el 2005 (40) al 2011 (10). A solicitud del taller anterior, se incorporó el efecto espacial (factor zona) lo cual genera una reducción de CPUE más rápida, con lo cual se deduce que al no considerarla se generaba un efecto de hiper-estabilidad en el modelo de CPUE anteriormente empleado. La falta de mayor contraste en la escala mensual recomienda un nuevo análisis que agrupe datos a nivel temporal intra anual (por ejemplo de la escala mensual a la escala estacional).

Otro índice corresponde a las estimaciones de biomasa acústica (2006, 2008 y 2011) que son considerados como medidas absolutas y están restringidas solo para la X Región. Los antecedentes sugieren que la población tiene una extensión espacial mayor a la cobertura del crucero, por lo que la capturabilidad ( $q=1.0$ ) debiese ser evaluada en la medida que la información lo permita.

### 4. Estadísticas de captura comercial, incluyendo los desembarques y los descartes.

En términos generales se menciona que en esta pesquería el descarte y subreporte es poco significativo.

Sin embargo y para el año mas reciente, se mencionó sobre ciertos niveles de subreporte no documentados que podrían constituir un elemento a considerar a la hora del análisis y discusión, pero que no se disponen de fuentes confiables para aventurar con mejor precisión estos niveles a incorporar en la evaluación de stock.



## Reporte del Taller

### 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 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-2011: "Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2012", contratado por la Subsecretaría de Pesca.

#### 2. Recomendaciones y tareas por recurso/pesquería

##### Sardina Austral

- Implementar el modelo base en ADMB.
- Definir con mayor justificación el modelo base a mantener mientras no se mejore la calidad y suficiencia de la información.
- No incluir el análisis retrospectivo debido a la falta de datos en la serie.
- Incorporar las composiciones de tallas de los cruceros acústicos mas recientes, o en su defecto, asumir el patrón de explotación de la flota para fines de modelación de la biomasa acústica.



- Evaluar escenarios del valor de  $q$  a posteriori dada una prior informática con media  $q=1$ , y complementar con perfiles de verosimilitud. La idea es determinar el rango de confianza del valor  $q$  y eventualmente desarrollar tablas de decisión respecto al estado de la naturaleza de este parámetro.
- En la estandarización de la CPUE, se recomienda un análisis de datos previo al uso de GLM para evaluar el nivel de datos por estrato/celdas. La idea es fundamentar el uso de factores en base a su suficiencia para fines de modelamiento.
- Mantener el escenario base  $cv=0,25$  para el índice acústico
- Incorporar análisis o escenarios de subreporte en la evaluación de stock.
- Iniciar la discusión sobre la factibilidad de generar índices de abundancia basados en la intensidad de la señal acústica.
- Incorporar el análisis "Check-list" (NRC,1998) y conclusiones de este recurso respecto de la clasificación del tipo de pesquería.



## A N E X O 5

---

Reporte de reuniones de  
coordinación bilaterales  
IFOP-SUBPESCA





## Reporte de reuniones de coordinación bilaterales IFOP-SUBPESCA

### Reporte 1ra Reunión

#### **Marco de Referencia para el diagnóstico de los recursos pesqueros 2013**

Auditorio IFOP, Valparaíso 20 de agosto 2013

---

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

#### Sobre la definición de sobre-explotación

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

#### Sobre la definición de objetivos y límites

- Hubo preocupación sobre el alto nivel de mortalidad por pesca propuesto para recursos en pelágicos (F40%) y como este referente a generado un cambio respecto del esquema históricamente empleado (F60%). Los antecedentes demuestran que criterios como F60% son referentes demasiado conservadores para un régimen histórico de reducción de biomasa que en general ha variado en torno al 40%-50% y de recursos con una gran



resiliencia. Por otra parte, la única razón probable es el rol de base de la cadena trófica vista desde una perspectiva ecosistémica. De todas formas, estos referentes deben ser debatido en los CCT y en el proyecto internacional de PBR.

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

#### Sobre las recomendaciones de cuota biológicamente aceptable

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

#### Sobre el diagrama de explotación B-F

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

#### Varios

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



## Reporte 2da Reunión

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

Auditorio IFOP, Valparaíso 26 de agosto 2013

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

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

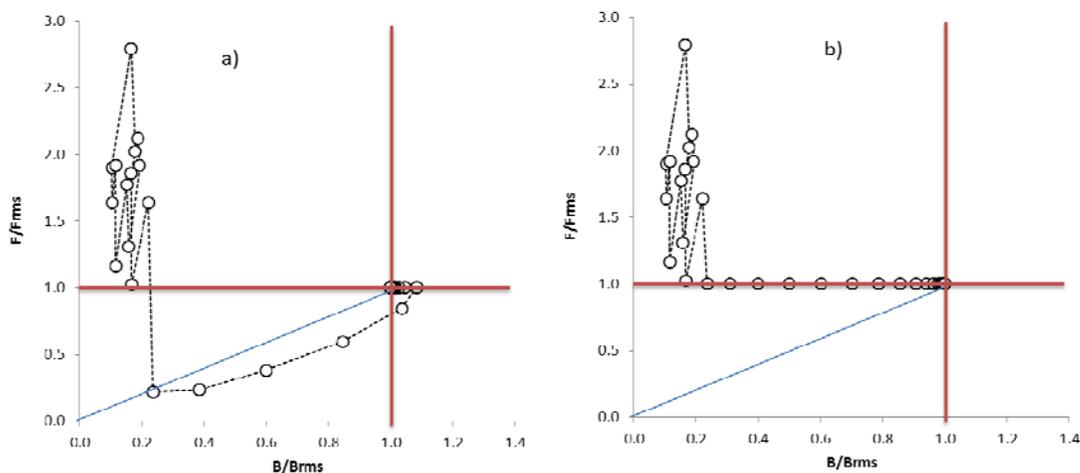


Figura 1: Simulación de un diagrama B-F con referentes del MRS: (a) regla de decisión con modelo rampa, (b) criterio  $F$  constante.



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

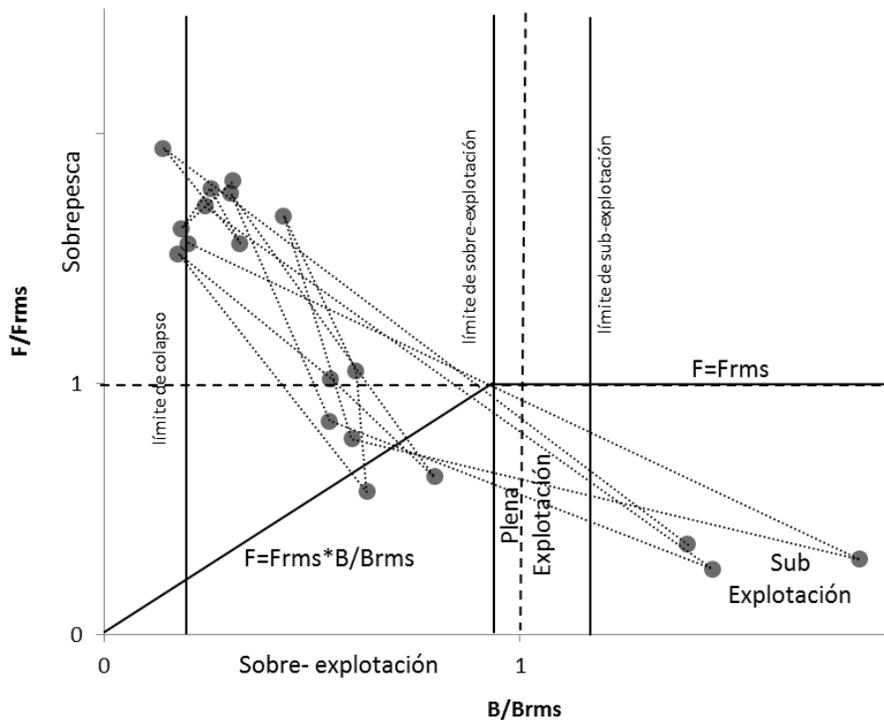


Figura 2: Diagrama B-F tipo y regla de explotación



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



# A N E X O 6

---

Base de Datos:  
Sardina austral 2013









---

INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO

Sección Ediciones y Producción

Almte. Manuel Blanco Encalada 839

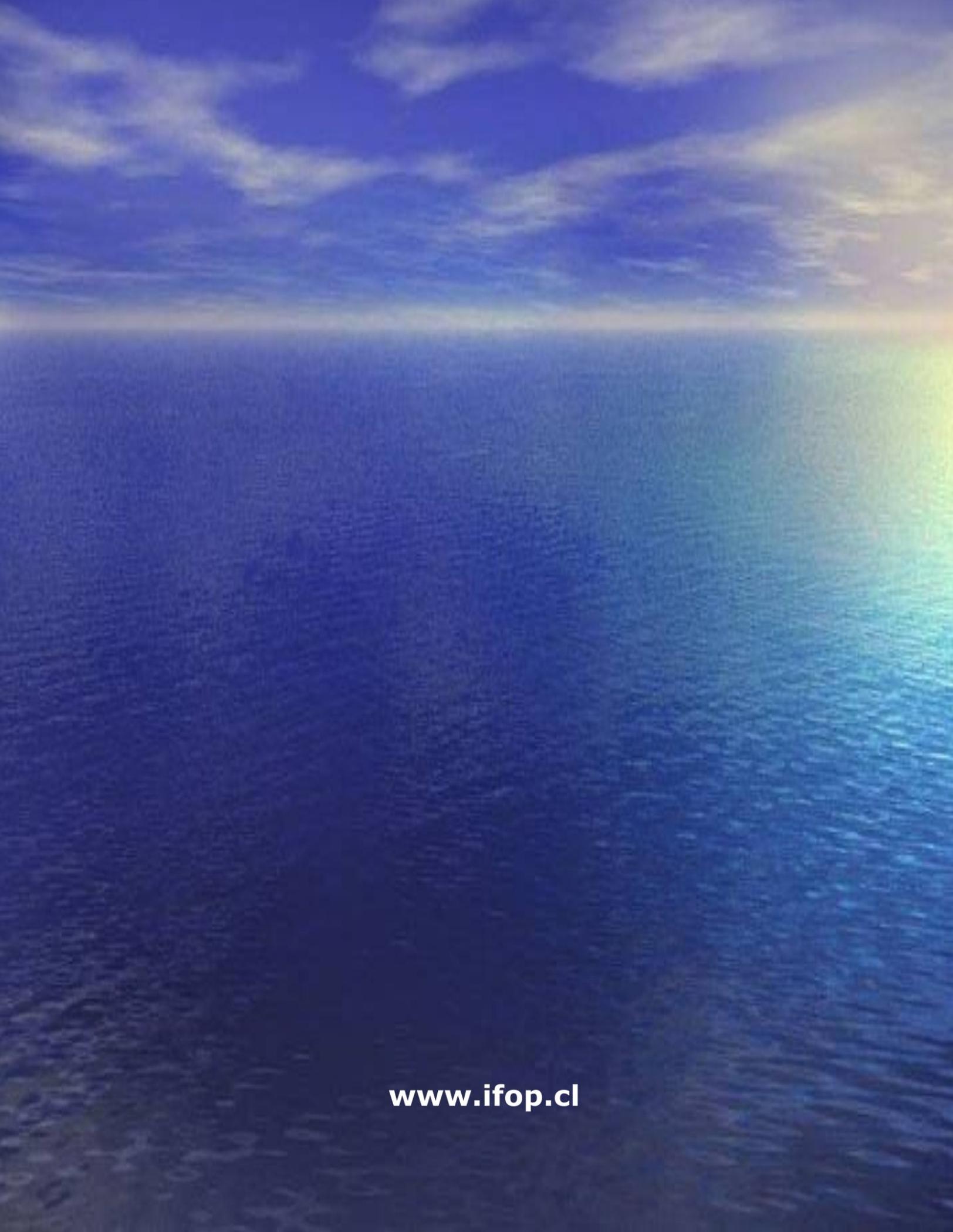
Fono 56-32-2151500

Valparaíso, Chile

[www.ifop.cl](http://www.ifop.cl)

---





[www.ifop.cl](http://www.ifop.cl)