



Índice

RESUMEN EJECUTIVO	3
1. OBJETIVOS	4
1.1. Objetivo general	4
1.2. Objetivos específicos	4
2. ANTECEDENTES	5
2.1. Distribución del recurso y localización del área de estudio	5
2.2. Unidades de stock y ecología	6
2.3. Pesquería	6
2.4. Reclutamiento	7
2.5. Reproducción	8
2.6. Crecimiento y mortalidad natural	8
2.7. Captura Biológicamente Aceptable (CBA)	8
3. METODOLOGÍA DE TRABAJO	10
3.1. Objetivo específico 1:	10
3.1.1. Modelo Conceptual	10
3.1.2. Datos de entrada al modelo de evaluación de stock	12
3.1.3. Evaluación de stock	13
3.1.4. Ajuste consistencia y error del modelo base	22
3.2. Objetivo específico 2:	23
3.2.1. Estatus	23
3.3. Objetivo específico 3:	26
3.3.1. Captura Biológicamente Aceptable (CBA) y proyección del stock	26
3.3.2. Proyección del stock	28
3.4. Objetivo específico 4:	29
3.4.1. Implementación de un Modelo con dinámica en edad e información en talla (modelo alternativo) para sardina austral de la Región de Los Lagos	29
4. RESULTADOS	31
4.1. Objetivo específico 1:	31
4.1.1. Descripción de los datos de entrada al modelo de evaluación de stock	31
4.1.2. Diagnóstico del modelo de evaluación de stock	41
4.2. Objetivo específico 2:	49
4.2.1. Indicadores del stock	49
4.2.2. Estado de explotación	49
4.3. Objetivo específico 3:	50
4.3.1. Captura Biológicamente Aceptable (CBA) inicial 2021	50
4.3.2. Proyección del stock	50
4.4. Objetivo específico 4:	51
4.4.1. Matriz de transición de crecimiento talla-talla (Modelo base)	51
4.4.2. Clave talla-edad simulada en modelo alternativo	53
4.4.3. Comparación del ajuste y residuales del modelo base y alternativo a los datos	55
4.4.4. Comparación del análisis retrospectivo del modelo base y alternativo	55
4.4.5. Comparación de los perfiles de verosimilitud del modelo base y alternativo	55
4.4.6. Comparación de las tendencias poblacionales del modelo base y alternativo	63
4.4.7. Comparación del Estado de explotación estimado por el modelo base y alternativo	64
4.4.8. Comparación con asesorías previas	67
4.4.9. Comparación de la proyección de la Captura Biológicamente Aceptable (CBA inicial - Hito 1)	70
4.4.10. Comparación de CBA calculado para el mismo año (Revisión de CBA - Hito 2)	70



5. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS	75
Análisis crítico de los datos	77
6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	79



RESUMEN EJECUTIVO

Este documento técnico se enmarca en el contexto del Programa de Mejoramiento Continuo de la Calidad de la Asesoría Científica (PMCCAC), en el cual se establece como tarea prioritaria el desarrollo de un modelo alternativo que describa la dinámica de la sardina austral de la Región de Los Lagos en edades. La implementación de un modelo en edad cumple con el objetivo de estandarizar las metodologías utilizadas en las especies pelágicas que hoy presentan diferentes estructuras, dificultando la interpretación de los procesos que describen la dinámica de estas especies y la comparación de sus resultados. También, permite soslayar algunas de las desventajas que podría presentar un modelo con dinámica en tallas, como por ejemplo, la confusión en las estimación de parámetros debido a la dificultad para discernir entre cohortes. En este documento se presentan las similitudes tanto en el desempeño del modelo como en las tendencias, magnitudes de las principales variables de estado, determinación de estatus, efecto de los escenarios de reclutamiento en la proyección de CBA (Hito 1 de manejo) y en la revisión de CBA (Hito 2 de manejo). Ambos modelos utilizaron la misma información de entrada y configuración. Al respecto, ambos modelos reproducen la tendencia general de los índices y no parecen mostrar diferencias importantes, excepto en la CPUE, donde el modelo alternativo, parece ajustar de mejor manera algunos años respecto del modelo base actual. El modelo alternativo parece ser más eficiente en capturar la bimodalidad en la estructura de longitudes observada durante algunos años en la flota y las fuertes modas de los cruceros acústicos. Ambos modelos de evaluación realizan un balance de todas las piezas de información para modelar la dinámica del stock. La reducción de los índices los años 2017 y 2019 producen un cambio de escala en los estimados poblacionales. El año 2020, tanto la información de la flota como del crucero sugieren escasos reclutamientos de individuos a la población. Así, en términos de ajuste, los modelos reconocen medianamente el incremento en la biomasa del stock estimado en la última evaluación directa. El análisis retrospectivo indica que la fuerte reducción (por debajo de los niveles promedio) en los índices generó cambios hacia menores valores de R_0 (R_{med}) a partir del año 2018 (posible cambio de productividad). Para ambos enfoques de evaluación, el stock debería ser de un tamaño menor, en términos de biomasa y abundancia, que los niveles estimados previo al año 2018. No se descarta que un posible incremento en los índices (biomasa en acústica y CPUE) en estudios futuros, junto con un incremento en los desembarques, reescalen nuevamente la biomasa que estima el modelo hacia valores más altos. Por lo tanto, es necesario realizar un estudio que permita comprobar la hipótesis de un cambio de productividad generado por posibles cambios demográficos de la población en la zona o si estos cambios en abundancia y biomasa se deben a cambios espaciales y/o temporales de la capturabilidad de la flota que se podría estar confundiendo con cambios de productividad de la población. Para corregir posibles errores de proceso del modelo es necesario evaluar estas hipótesis y de esta forma mejorar el patrón retrospectivo observado en ambos modelos de evaluación de stock de sardina austral de la Región de Los Lagos. Las variables poblacionales de biomasa, reclutamientos y mortalidad por pesca obtenidas por el modelo base y alternativo no mostraron diferencias significativas, generando las mismas tendencias y magnitudes poblacionales. Respecto a la estimación de los puntos biológicos de referencia, el valor de BD_0 estimado por el modelo alternativo es un 13% mayor al estimado por el modelo base, esto genera que los valores de referencia BD_{RMS} y BD_{LIM} también sean mayores en el modelo alternativo. Estas diferencias impactan levemente en los indicadores del estatus utilizados para definir la condición del recurso, principalmente en términos de BD/BD_{RMS} . El nivel de F_{RMS} estimado para los últimos años de la serie es similar entre ambos modelos (0.31 modelo base y 0.30 modelo alternativo). No obstante, la utilización del supuesto de captura utilizado en cada hito de manejo genera alta incertidumbre en la condición respecto a F/F_{RMS} . Como es de esperar, para la proyección de CBA, en ambos modelos el escenario de reclutamientos altos es el que genera los mayores niveles de captura. En general, los escenarios de reclutamiento impactan a un mayor rango de tallas en el modelo base, generando mayores niveles de captura. Este efecto tiene relación con el patrón de selectividad de la flota y por la amplitud del patrón de reclutamiento estimada por el modelo base. De este modo, la CBA proyectada por el modelo base es un 12% mayor al estimado por el modelo alternativo, considerando el escenario de reclutamiento medio como referencia. Mientras que el valor de la CBA calculada para el mismo año (Hito 2) no muestra diferencias significativas entre ambos enfoques de modelación.



1. OBJETIVOS

1.1. Objetivo general

Proveer la asesoría científica necesaria para la determinación del estado de explotación y la Captura Biológicamente Aceptable (CBA) que deberá mantener o llevar la pesquería de sardina austral en aguas interiores de la región de Aysen al Rendimiento Máximo Sostenible (RMS), bajo condiciones de riesgo e incertidumbre, cuantificando las distintas fuentes e integrando la mejor información científica-técnica disponible.

1.2. Objetivos específicos

1. Implementar procedimientos de evaluación de stock 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 los estándares actuales en ciencia pesquera.
2. Establecer el estatus actualizado de estos recursos, sobre la base de sus principales indicadores estandarizados de estado y flujo, incorporando, cuantificando y propagando la incertidumbre subyacente a la pesquería.
3. Determinar niveles de Captura Biológicamente Aceptable (CBA) que lleven y/o mantenga la pesquería en torno al Rendimiento Máximo Sostenible (RMS), a partir de un análisis de riesgo en condiciones de incertidumbre de no alcanzar los objetivos de conservación y sostenibilidad conforme lo establece la LGPA y contenidos en el Plan de Manejo y/o en el Programa de Recuperación respectivo, según corresponda.
4. Informar el avance del Programa de Mejoramiento Continuo de la Calidad en la Asesoría Científica (PMCCAC) realizado durante el presente estudio, respecto al cumplimiento de recomendaciones formuladas en procesos de RPEI y priorizadas por el CCT, cuando corresponda.

2. ANTECEDENTES

La sardina austral (*Sprattus fuegensis*), es un pez pelágico de pequeño tamaño presente en el sistema de fiordos y canales del sur de Chile y en la costa sur de Argentina. Al igual que otros peces pelágicos pequeños como sardina común y anchoveta, esta especie muestra importantes fluctuaciones interanuales en su abundancia, lo que redundará en una alta variabilidad en los desembarques; presenta un corto ciclo de vida (longevidad máxima de cuatro), un rápido crecimiento y elevada tasa de mortalidad natural. Además, cumple un importante rol trófico, generando fluctuaciones en la abundancia de otras especies que predan sobre ella. Por el ambiente donde se desarrolla, posee características biológicas, con una baja fecundidad que la hace más sensible a la explotación pesquera en comparación a la sardina común en la zona centro-sur y anchoveta en la norte de Chile.

2.1. Distribución del recurso y localización del área de estudio

En la costa Pacífico, la sardina austral posee una distribución que se extiende a través del sistema de fiordos y canales del sur de Chile, desde la zona del mar interior de Chiloé hasta el extremo sur del continente (Aranis *et al.*, 2007; Cerna *et al.*, 2013) (**Figura 1**). Sin embargo, el modelo de evaluación de stock, para el cálculo de indicadores, estatus del recurso y recomendación de las CBA, se restringe a la zona del mar interior de la Isla de Chiloé ($41^{\circ}90'S$, $43^{\circ}50'S$). Esto, debido a que la pesquería se desarrolla mayoritariamente en esta zona y la información disponible proviene casi exclusivamente de este sector.



Figura 1. Distribución de *S. fuegensis* en el extremo sur de Sudamérica y focalización del área de estudio (recuadro) en el mar interior de la isla de Chiloé, Chile ($41^{\circ}9'$ a $43^{\circ}5'$ S).

La principal hipótesis de trabajo, que sustenta el modelo de evaluación de stock, plantea que en aguas interiores de la Región de Los Lagos, existe una población auto-sustentada que recluta, crece y se reproduce en el área. Esto a pesar que existen antecedentes de flujo de individuos entre la X y XI (Galleguillos *et al.*, 2012; Neira *et al.*, 2014).

2.2. Unidades de stock y ecología

De acuerdo a Galleguillos *et al.*, (2012), a nivel poblacional en Chile, la sardina austral conforma un único stock genético con una importante cohesión reproductiva. No obstante, la morfología de otolitos, fauna parasitaria y tamaño de los individuos, sugieren una segregación espacial entre los individuos de la Región de Aysén y Los Lagos, aunque con un nivel de mezcla importante a nivel de los adultos (26-32%). Sobre su rol ecológico, está ampliamente documentado que las especies forrajeras, como sardinas y anchovetas, cumplen un rol clave en el ecosistema marino, siendo la base alimenticia de mamíferos, aves y peces de mayor tamaño (Pikitch *et al.*, 2012). Diversos antecedentes concuerdan en destacar a la sardina austral como una especie clave en el ecosistema de fiordos del sur de Chile, ya que sirve de base para los otros eslabones de la cadena alimenticia. Neira *et al.*, (2014) indican que sardina austral es presa significativa de otros recursos pesqueros como merluza austral, merluza de cola y congrio dorado.

2.3. Pesquería

La pesquería se encuentra bajo Régimen Artesanal de Extracción (RAE), sujeta al establecimiento de cuotas anuales de captura. La captura de sardina austral es realizada por naves cerqueras, consideradas por la legislación pesquera de Chile, como artesanales, con máximo de 17,99 m de eslora o 50 toneladas de registro grueso. Entre los años 2006 y 2018 la flota ha variado entre las 27 y 39 naves operando anualmente. La pesquería se desarrolla mayoritariamente en la Región de Los Lagos y se caracteriza por presentar una fuerte estacionalidad en el desembarque, el cual ocurre principalmente durante el primer semestre.

Luego de ser identificada como una especie distinta de sardina común (Aranis *et al.*, 2007), los registros oficiales comienzan el año 2006 con 39,2 mil t. A partir del año 2010, cuando comienza la evaluación de stock a través del actual enfoque de modelación, los desembarques anuales han oscilado en torno a la cuota asignada de 20 mil t promedio (**Figura 2**). El año 2017, los desembarques disminuyeron hasta 14 mil t y durante el año 2018, mostró el menor nivel de la serie con 8,4 mil t. oficiales. El año 2019 en tanto, muestra una recuperación relativa, aunque permanece en valores bajos, cercano a las 11 mil t. Par el año 2020, los desembarques registrados alcanzaron las 14 mil toneladas, un 8 % menor a la CBA recomendada.

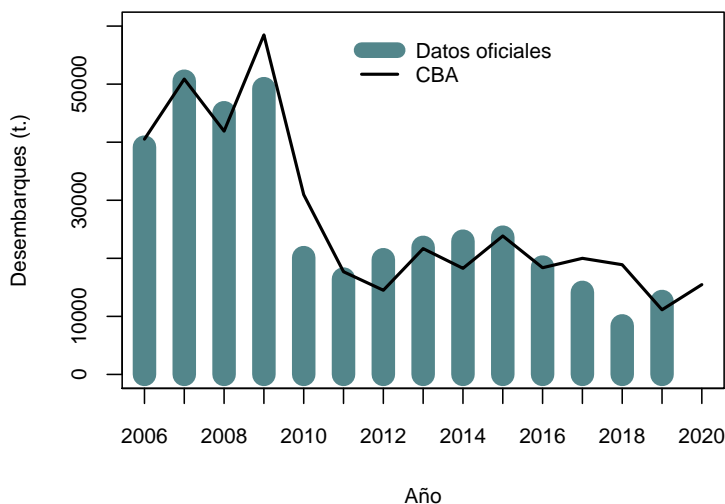


Figura 2. Desembarques oficiales anuales de sardina austral en aguas interiores del Mar de Chiloé entre los años 2006 y 2019 (fuente: Sernapesca).

2.4. Reclutamiento

El análisis de la estructura de longitudes mensual obtenida desde la actividad pesquera sugiere que el reclutamiento de individuos a la pesquería ocurre principalmente entre abril y junio. Desde el año 2014, esto ha sido confirmado por los cruceros de evaluación directa que reportan la presencia de reclutas en los meses de abril y mayo. No obstante, la información de la flota también ha observado una moda de ejemplares pequeños en los meses de agosto y septiembre de algunos años (**Figura 3**).

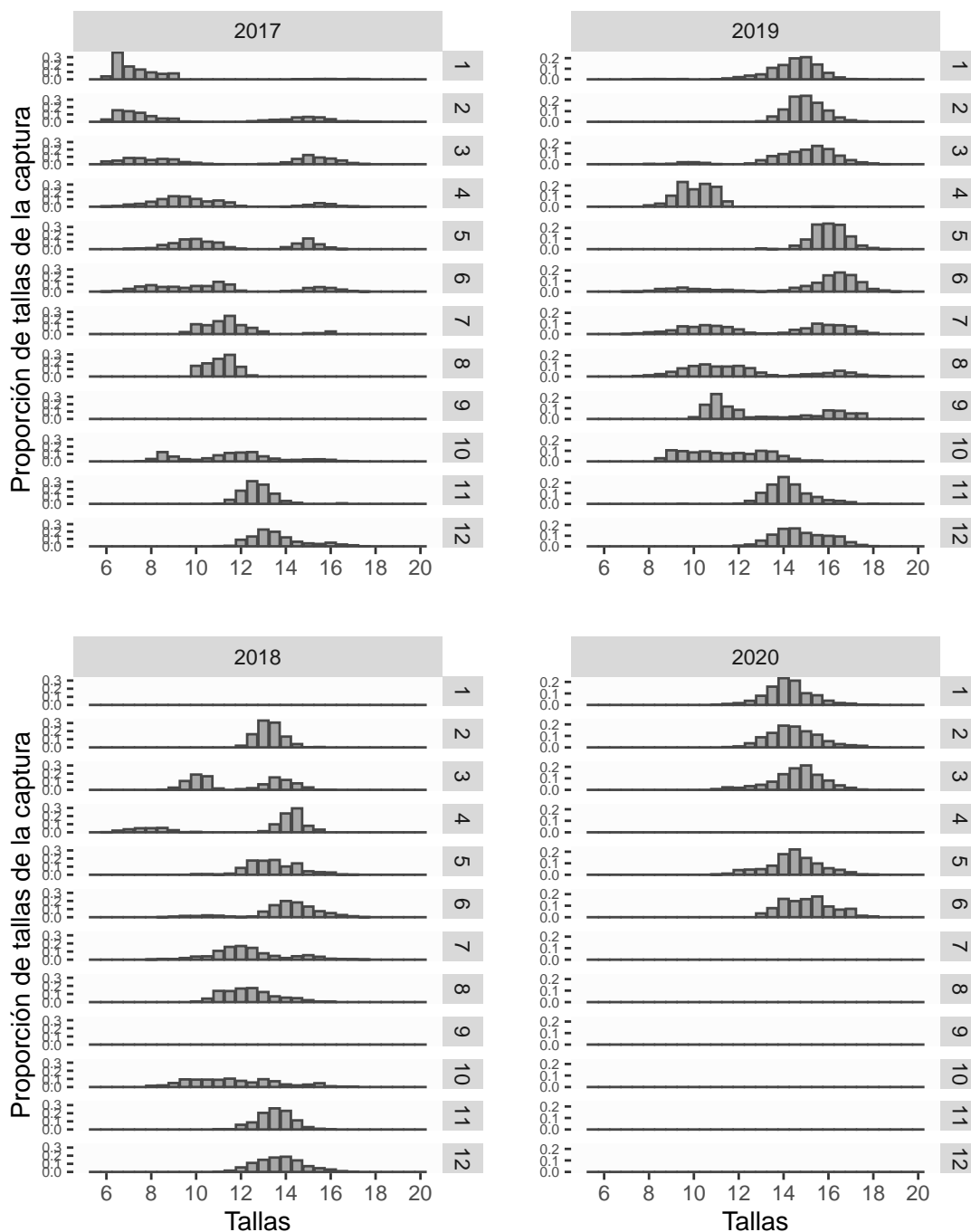


Figura 3. Estructura de tallas mensual de las capturas de sardina austral (enero 2017 – junio 2020), en aguas interiores de la Región de Los Lagos.

2.5. Reproducción

Los antecedentes biológicos de la especie provienen principalmente de estudios realizados en aguas interiores de la Región de Los Lagos. Sobre su reproducción, Leal *et al.*, (2011) señalan que la especie corresponde a un desovante parcial con una estación reproductiva concentrada en el segundo semestre (entre septiembre y diciembre) y donde las hembras desovarían a una longitud media de 13,5 cm LT. Los mismos autores también discuten que debido a las condiciones del hábitat de la especie, esta tendría una fecundidad baja, en beneficio de huevos de mayor tamaño. Esta hipótesis es apoyada por antecedentes recopilados posteriormente. Por ejemplo, Landaeta *et al.*, (2011) determinan un mayor tamaño del huevo de sardina austral en aguas interiores de la Región de Los Lagos en comparación a lo informado por Herrera *et al.*, (1987) para sardina común (*Strangomera bentincki*) en la zona centro sur. Sobre la fecundidad, Cubillos *et al.*, (2007) reportan que *S. bentincki* en la zona centro-sur de Chile produce en promedio entre 8300 y 10400 ovocitos por tanda de desove. Estos valores son casi el doble de lo informado por Aranís *et al.*, (2014), quienes reportan una fecundidad promedio de 5300 ovocitos para *S. fuegensis* en aguas interiores de la Región de Los Lagos.

2.6. Crecimiento y mortalidad natural

Cerna *et al.*, (2007), reportan los parámetros de crecimiento (**Tabla 1**) y mortalidad natural (M) de sardina austral, indicando que la especie presenta un patrón de crecimiento característicos de los peces pelágicos de pequeño tamaño como la sardina común y anchoveta. Es catalogada como una especie de crecimiento rápido y ciclo de vida corto.

Tabla 1.

Parámetros de crecimiento y mortalidad natural reportados para sardina austral en diferentes estudios.

Parámetro	Cerna <i>et al.</i> , (2007)
k	0.78
L _{oo}	17.71
M	0.83

2.7. Captura Biológicamente Aceptable (CBA)

De acuerdo al ciclo de manejo de esta pesquería, la recomendación de CBA comienza con el cálculo de la CBA inicial que permite al CCT-PP establecer el estatus y recomendar el rango de CBA para el año siguiente. Entre abril y mayo de cada año, el crucero de evaluación hidroacústico permite estimar la abundancia y biomasa de reclutas. Esta información junto a datos provenientes de la pesquería (del año anterior) es utilizada para la revisión de la CBA del año actual. En general en el segundo hito de revisión de CBA el CCT-PP ha recomendado mantener la CBA inicial (statu quo), con excepción del año 2020. En general los desembarques registrados han estado por debajo de la CBA recomendada por el CCT-PP (**Tabla 2**).



Tabla 2.

Capturas biológicamente aceptables recomendadas por el CCT-PP en las distintas etapas de establecimiento de CBA, desembarque registrado y sus diferencias de sardina austral de la Región de Los Lagos.

Año	CBA inicial (t)	CBA total (t)	Desembarque	Diferencia entre el desembarque y la Cuota
2014	18.750	22.790	22.951	1,01
2015	24.550	<i>statu quo</i>	23.643	0,96
2016	20.000	<i>statu quo</i>	18.495	0,92
2017	20.000	<i>statu quo</i>	14.134	0,70
2018	17.200	<i>statu quo</i>	8.355	0,49
2019	11.137	<i>statu quo</i>	11.278	1,01
2020	7.883	15.471	14.213	0,92
2021	12.347			

3. METODOLOGÍA DE TRABAJO

3.1. Objetivo específico 1:

“Implementar procedimientos de evaluación de stock 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 los estándares actuales en ciencia pesquera.”

3.1.1. Modelo Conceptual

La conceptualización del modelo biológico considera los siguientes componentes de la dinámica poblacional:

- **Estructura geográfica:** Se asume que la población de sardina austral en la Región de Los Lagos constituye una unidad de stock. Se asume un stock homogéneo al interior de la unidad de pesquería, donde el conjunto de individuos está sujeto a la misma probabilidad de crecimiento y mortalidad, y donde la migración no es importante.
- **Reproducción:** Se asume que los individuos del stock tienen un evento reproductivo discreto, que se representa a comienzos de la estación reproductiva y que con propósitos prácticos se asume en agosto.
- **Reclutamiento:** El reclutamiento ocurre a la forma de un pulso de abundancia en enero de cada año, 5 meses después del evento reproductivo.
- **Tasa de mortalidad natural:** La tasa de mortalidad natural se asume invariante y se considera $M=0,83$ por año.
- **Dinámica del crecimiento:** El crecimiento es recogido a través de la ecuación de Von Bertalanffy y se modela a través de una matriz de transición entre tallas sucesivas.
- **Interacción inter-específica:** La interacción se asume ocurre en los eventos de pesca, de tal manera que el modelo es de tipo mono-específico.

El modelo de evaluación de stock de sardina austral se basa en un análisis estadístico de la dinámica de estructuras de tallas a nivel anual, donde se incorpora información biológica y pesquera agregada en año calendario. La información que ingresa al modelo consiste en los desembarques totales obtenidos de los registros oficiales de SERNAPESCA, datos de composición de talla anual y pesos medios a la edad de la flota son proporcionados por el programa de monitoreo de las pesquerías de peces pelágicos, mientras que las evaluaciones hidroacústicas, proporcionan información de biomasa vulnerable en otoño junto con sus respectivas composiciones de longitudes. En base a esta información el modelo estima las variables de estado representadas por la biomasa desovante (BD) y los niveles de mortalidad por pesca (F) que junto a los puntos biológicos de referencia (PBRs) permiten determinar el estatus y calcular la "Captura Biológicamente Aceptable (CBA) (Figura 4).

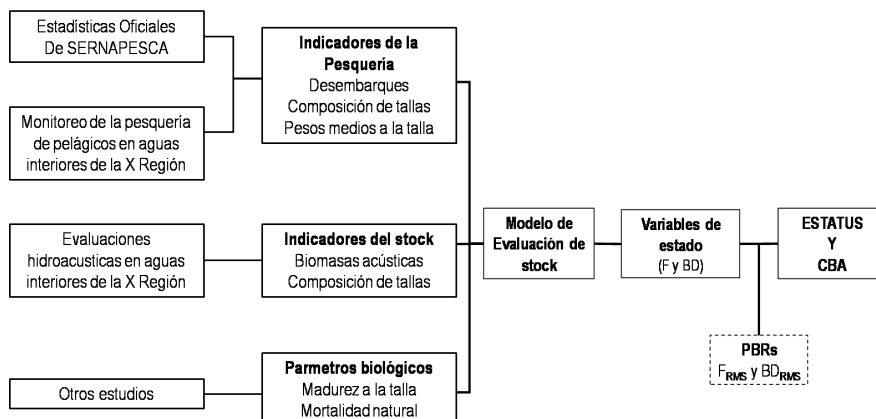


Figura 4. Procedimiento de evaluación de stock de sardina austral de la Región de Los Lagos.

En la implementación del procedimiento de evaluación de stock se utilizan protocolos científicos basados en la determinación de un sistema de niveles o “tiers” que permiten clasificar la información disponible de las especies y su pesquería, los cuales se han convertido en una herramienta de uso común en la asesoría orientada al manejo pesquero en la actualidad. Para estimar el RMS se utiliza la estrategia de niveles y de acuerdo con la clasificación del estándar de información se definen los PBR o “proxy” que serán usados para determinar el estatus del recurso. La definición de los procedimientos de cálculo de los PBR y del marco de referencia especie específicos se basan en el estudio “Revisión de los puntos Biológicos de referencia (Rendimiento Máximo Sostenible) en las pesquerías nacionales” (Paya *et al.*, 2014), en cuyo primer taller, se desarrolló en conjunto con expertos internacionales, un sistema de tres niveles para derivar al RMS específico para las pesquerías en Chile (**Figura 5**). Además, para determinar el estatus de los recursos selectos, se considera lo establecido por el Comité Científico Técnico de Pelágicos Pequeños (CCT-PP) sobre los requerimientos técnicos que define los estándares de análisis y evaluación para las pesquerías analizadas, conforme a los niveles de conocimiento, información y calidad de los datos disponibles para esos fines.

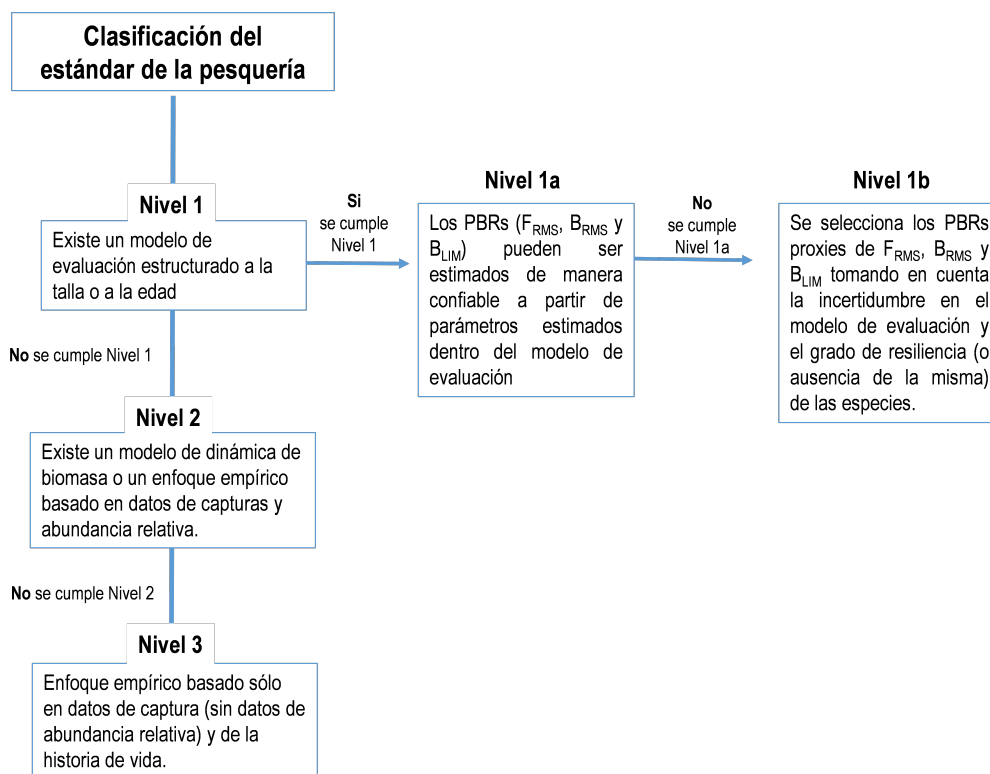


Figura 5. Sistema de niveles para la determinación de los PBRs de acuerdo a la cantidad, tipo y la calidad de la información disponible y, métodos de evaluación de stock empleados en cada pesquería.

Los peces pelágicos de pequeño tamaño como sardinas y anchovetas, son especies con una mortalidad natural (M) alta (viven durante un período máximo de 4-5 años), crecen rápido y maduran tempranamente. El reclutamiento está altamente influenciado por el ambiente. El modelo de evaluación de stock tiene una frecuencia temporal anual. Tanto el modelo y los datos son estructurados a la talla. Se considera una flota comercial en el modelo de evaluación y el patrón de selectividad es asumido constante a través de los años. El modelo de evaluación de stock no incluye una relación S-R. Estos antecedentes permiten clasificar a sardina austral Región de Los Lagos en el **Tier 1b**.



3.1.2. Datos de entrada al modelo de evaluación de stock

A diferencia del modelo usado hasta el estudio previo, que abarcó el periodo 2006-2017, la actual estructura de modelación rescata información previa y se inicia el año 2002. Esto como parte del Programa de Mejoramiento Continuo de la Calidad de la Asesoría Científica (PMCCAC) y considerando las recomendaciones realizadas en la revisión por pares del estudio (Ernst *et al.*, 2015).

A continuación, se detalla y fundamenta el conjunto de datos a emplear para la estimación de los índices de abundancia, así como su forma de utilización (ejemplo, indicadores absolutos o relativos). Además, se informa la incertidumbre asociada a los indicadores de abundancia propuestos para utilizar en la evaluación de sardina austral en aguas interiores de la Región de Los Lagos.

La evaluación de stock utiliza información del desembarque total anual de la especie en la Región de Los Lagos, proporcionada por el Servicio nacional de pesca (Sernapesca). Utiliza también información de la pesca de investigación realizada por IFOP entre los años 2005 y 2012 y del monitoreo de la pesquería (2013- 2019). Las evaluaciones directas (2006, 2008, 2011, 2013-2020) del recurso en la zona del mar interior de Chiloé. Se utilizaron muestreos biológicos y de frecuencias de tallas, realizados por el Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) en el marco del Programa de Seguimiento de la Pesquería Pelágica centro-sur (Aranis *et al.*, 2018).

El modelo de evaluación, incorpora también las estimaciones de biomasa total y estructura de longitudes estimados por los cruceros hidroacústicos realizados por diferentes instituciones los años 2006, 2008, 2011 y 2013 al 2020.

a) Desembarques: Corresponde a la extracción registrada en puerto, independiente de la zona de procedencia. Tiene valor en definir la importancia relativa de los distintos puertos de descarga, por lo tanto, es de mayor interés administrativo y/o comercial de la actividad. Su propósito es cuantificar los volúmenes totales y por especie, que efectivamente se reciben en la descarga o desembarque. Las estadísticas oficiales de los desembarques son sistematizadas por Sernapesca, sobre una base mensual, por tipo de flota, puerto de desembarque y especie objetivo. Cabe señalar que en la pesquería pelágica el concepto de captura es igual al del desembarque. Para la evaluación de stock de sardina austral en aguas interiores de la Región de los Lagos, la serie se inicia el año 2002. Los registros oficiales de desembarque de la especie comienzan el año 2006, se utilizaron entonces dichos registros entre los años 2006 y 2017. Previo al año 2006 y siguiendo la recomendación realizada en la revisión por pares (Ernst *et al.*, 2015) y priorizada en el CCT-PP, se utilizaron los desembarques oficiales de sardina común, asumiendo que un 70 % correspondía a sardina austral. Este porcentaje es un supuesto que proviene de los registros obtenidos en la pesca de investigación realizada por IFOP entre el 2006 y 2012, donde en promedio se obtiene esta proporción de especies en las capturas (Aranis *et al.*, 2012).

b) Sub-reportaje: La pesquería, aunque dominada por sardina austral, es de carácter mixta, apareciendo en ocasiones junto a sardina común y anchoveta. La restricción por cuotas para sardina austral, puede motivar a los usuarios a reportar una especie por otra. Es así como se han advertido cambios importantes en la proporción de especies en los desembarques ante reducciones en la Captura Biológicamente Aceptable (CBA) de sardina austral. Por ejemplo, el año 2010, se registró un incremento significativo en la proporción de sardina común en los registros.

Otro antecedente, es la escasa presencia de certificadores en la en aguas interiores de la Región de Los Lagos durante el año 2017. Esto, podría explicar, de alguna manera, la reducción en los desembarques oficiales registrados el último año en relación a niveles esperados.

c) Descarte: La pesquería de sardina austral en aguas interiores de la Región de Los Lagos es efectuada por una flota artesanal de cerco, que destina la captura principalmente a la reducción, por lo tanto, tendrían bajas tasas de descarte.

En la actualidad, los estudios sobre descarte son incipientes en esta pesquería. Solo el año 2017 fue incorporada al programa de observadores científicos (Vega *et al.*, 2017). Los resultados son aún preliminares



y con un nivel importante de incertidumbre debido a la baja proporción de viajes cubiertos, siendo aún insuficiente la información para ser incorporada al modelo de evaluación.

d) Seguimiento de la pesquería: El monitoreo de la pesquería de sardina austral en la Región de Los Lagos es realizado por el Proyecto de Investigación Situación Pesquerías de Peces Pelágicos, que forma parte del Programa de Seguimiento de las Principales Pesquerías Nacionales y es encargado por la Subsecretaría de Pesca a IFOP. Este proyecto permite obtener indicadores como las estructuras de edad/talla y peso medio a la talla, bitácoras de pesca para estimación del índice de captura por unidad de esfuerzo (CPUE), entre otros.

e) Composición por talla: La estructura de tallas del desembarque o captura, corresponde al número de ejemplares, por rango de talla, capturados por la flota. Los muestreos de longitudes, permiten estimar la composición en número a la talla. Estos, son ponderados a la captura del viaje, zona y mes según el procedimiento desarrollado por Saavedra (2006). El indicador se obtiene por estratos a través de la ponderación de la estructura de talla con la captura diaria o temporal evaluada de las embarcaciones.

f) Pesos medios a la talla: Desde los muestreos biológicos, los ejemplares son medidos en su longitud total (Lt) cada 0,5 cm y pesados (± 0.1 g). Esta información es usada en la estimación de la relación entre el peso y la longitud del pez (relación longitud-peso). El peso medio a la talla, es utilizado en las estimaciones de biomasa total, desovante y biomasa del crucero.

g) Captura por Unidad de esfuerzo (CPUE): Las bitácoras de pesca son utilizadas para analizar las tasas de capturas de la flota y estimar a través de modelos lineales generalizados (GLM) (McCullagh y Nelder, 1989) el índice de abundancia relativa conocido como captura por unidad de esfuerzo (CPUE). Dicho índice es utilizado para ajustar del modelo de evaluación de stock junto a los desembarques y crucero de evaluación directa.

h) Cruceros de evaluación hidroacústica: Entre los años 2006 y 2020 se han realizado en la zona del mar interior de Chiloé, 11 cruceros de evaluación directa, donde se estima la biomasa y estructura de longitudes de peces pelágicos y en particular de sardina. El último estudio fue realizado en abril/mayo de 2020 y es utilizado para determinar el estatus 2020 y CBA 2021 de sardina austral.

i) Parámetros de historia de vida: Para la implementación del procedimiento de evaluación, se recoge el conocimiento de otros estudios que reportan información asociada a los parámetros del ciclo vital de la especie, como la mortalidad natural (M), el crecimiento y madurez. De esta forma, el proyecto tiene un rol de integración del conocimiento y utiliza los productos de todos los programas y proyectos de investigación para modelar la dinámica del recurso.

El modelo base utiliza los parámetros de crecimiento y M reportados por Cerna *et al.*, (2007). Se utilizan también los parámetros $\beta_0=25,87$ y $\beta_1=-1.91$ de la ojiva de madurez a la talla reportada por Leal *et al.*, (2011).

3.1.3. Evaluación de stock

La metodología empleada en el desarrollo del proyecto está basada en el enfoque de procesos y sistemas, entendiendo los objetivos de éste como los componentes de un sistema de información y conocimiento. Además, el enfoque metodológico se sustenta en la aplicación del método científico y los análisis se basan en el uso de la mejor información y conocimiento disponibles, consecuente con la aplicación del enfoque precautorio para la pesca (FAO, 1996). En este contexto, se implementa un proceso de evaluación de stock que considera las siguientes etapas:



i) Análisis y procesos preliminares: En esta etapa se recopilan los antecedentes y datos de la pesquería y del recurso, en conjunto con la estimación de indicadores de abundancia relativa y otras piezas de información, como las estructuras de tallas y pesos medios. Se realiza un análisis crítico de los datos e información disponibles y finalmente se determina el Estándar Metodológico para la Evaluación (EME).

ii) Especificación del modelo de evaluación de stock: A partir del EME se define el modelo de evaluación de stock, que incluye la definición de supuestos, hipótesis, condiciones iniciales de la dinámica del stock, definición de los modelos de los procesos (dinámica), de las observaciones y penalizaciones. La formulación estadística del modelo se presenta en las secciones siguientes.

iii) Inferencia estadística: Una vez definido el modelo de dinámica y los datos de entrada, se procede a la estimación de los parámetros y estados no observables, utilizando un enfoque de probabilidad frecuentista.

iv) Análisis, estatus y diagnóstico: Luego de ajustado el modelo de evaluación de stock y obtenidas las distribuciones posteriores de los parámetros, se estiman los puntos biológicos de referencia, se analizan las variables de estado y flujo, se construye el diagrama de fases de explotación y finalmente se determina el estatus del recurso.

v) Análisis prospectivos: Con el propósito de determinar los niveles de explotación que aseguran la sustentabilidad del recurso, se proyecta el stock en el mediano plazo, bajo un conjunto de tácticas y estrategias de explotación, evaluándose las probabilidades (riesgo) de no cumplir con los objetivos de administración.

vi) Conclusiones y recomendaciones: Una vez concluidas las etapas anteriores, se procede a sintetizar las principales brechas del conocimiento y limitaciones, tanto de parámetros del ciclo vital de la especie, como de datos de la pesquería. Además, se realiza un análisis crítico del modelo de evaluación de stock, junto con los resultados obtenidos, para finalmente elaborar el programa de mejoramiento continuo de la calidad de la asesoría científica.

a) Descripción del modelo base

La evaluación cubrirá el período 2002-2020 y considera información en escala anual que se resume en la **Tabla 3**. El enfoque de modelación utilizado en este estudio, correspondió a un análisis estadístico de las estructuras de tallas de las capturas de la flota y del crucero, de los índices de abundancia directa y relativa (CPUE), y de los desembarques a una escala anual. La aproximación corresponde a Sullivan *et al.*, (1990). Se modela la abundancia poblacional en función de la probabilidad de los individuos de crecer de una talla a la siguiente, de la mortalidad natural y por pesca, del patrón y la magnitud de los reclutamientos. El modelo de evaluación de stock, se compone de: 1) un modelo de la dinámica poblacional, donde la mortalidad natural y por pesca actúan de manera conjunta sobre la abundancia, 2) un modelo de las observaciones, correspondiente a los modelos de los datos de entrada y 3) un proceso de estimación de parámetros a partir de una función objetivo, donde se contrastan estadísticamente las observaciones y estimaciones del modelo mediante máxima verosimilitud. Se utiliza como plataforma de estimación la herramienta estadística ADMB (Furnier *et al.*, 2011).

**Tabla 3.**

Resumen de los datos e información de entrada al modelo de evaluación de stock de sardina austral.

Datos de entrada	Período	Fuente de información
Desembarques totales anuales	2002 al 2019	2006-2019: Estadísticas oficiales de desembarques (Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura). 2002-2005: hipótesis de proporción de especies sardina común/sardina austral.
CPUE estandarizada	enero 2007 diciembre 2019	Pesca de investigación (2006-2012) y Monitoreo de la pesquería pequeños pelágicos aguas interiores Región de Los Lagos (2013-2019)
Biomasa y estructura de longitudes de evaluación directa	2006, 2008, 2011, 2013-2020	Evaluaciones hidroacústicas de pequeños pelágicos en aguas interiores de la Región de Los Lagos: Proyectos de Evaluación Directa realizados por IFOP (2006, 2014-2019) antes licitados por el Fondo de investigación Pesquera y Acuicultura (FIPA) y realizados por la Universidad Austral (2008) y UdeC (2011, 2013)
Estructura de longitudes de la flota	junio 2005-mayo 2020	Pesca de investigación (2005-2012) y Monitoreo de la pesquería pequeños pelágicos aguas interiores Región de Los Lagos. Se incorporó en este estudio la estructura de longitudes del año 2005 (incompleta)
Madurez a la Talla Parámetros Crecimiento	Constante Constante	Leal <i>et al.</i> , (2011) Cerna <i>et al.</i> , (2007)

El modelamiento de la dinámica de sardina austral es en año calendario (enero a diciembre), por lo cual el desove al ser establecido a mediados de junio corresponde a 0,58 del año. En la actualidad el método ha sido empleado bajo un enfoque de dinámica en longitudes agrupado en año calendario, que incorpora algunos supuestos de modelación (**Tabla 4**) y si compone de los siguientes elementos:

- Modelo de dinámica poblacional estructurada por longitudes
- Modelos de las observaciones y penalizaciones a priori que permiten relacionar el modelo de dinámica con las observaciones (**Tabla 5**).
- Identificación de la estructura del error a través de funciones de log-verosimilitud negativas (**Tabla 6**) y
- Proceso de estimación de los parámetros desconocidos del modelo de dinámica a través de un algoritmo que minimiza la función objetivo total, contrastando las observaciones con las estimaciones deducidas del modelo de dinámica (**Tabla 7**).

**Tabla 4.**

Resumen de los principales supuestos del modelo de evaluación anual con información en tallas asociados a los datos observados.

Datos observados	Símbolo	Supuestos
Desembarque total anual	Y_t	Representa a la captura total del período anual. Se considera continua al interior del año. Coeficiente de variación supuesto como
Biomasa total del crucero	B_t	parte del error de observación $CV_f = 0,2 - 0,1$ Biomasa que ocurre en el mes del año en que se realiza el crucero, ($dt^{cv} = variable$) Coeficiente de variación supuesto como parte del error de observación $CV_B = 0,26 - 0,22$.
Captura por unidad de esfuerzo	$CPUE_t$	Índice relativo de la biomasa vulnerable a mitad de año. Coeficiente de variación supuesto como parte del error de observación $CV_{cpue} = 0,22 - 0,26$.
Proporción de la abundancia a la talla de la flota	$p_{l,t}^f$	Representa la distribución de los ejemplares que están presentes en la captura total por intervalo de longitud. Tamaño de muestra efectivo supuesto como parte del error de observación $n^f = 25$
Proporción de la abundancia a la talla del Crucero	$p_{l,t}^c$	Representa la distribución de los ejemplares que están presentes en la captura del crucero por intervalo de longitud. Tamaño de muestra efectivo supuesto como parte del error de observación $n^c = 15$
Peso medio a la talla	$W_l = aLT^b$	Vector de pesos medio a la talla empleado para generar estimaciones de biomasa acústica, biomasa total y desovante.

Dinámica base del modelo anual con información en tallas

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

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

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 α_l y β_p , los cuales se relacionan entre si según:

$$\alpha_l = \frac{\bar{\Delta}_l}{\beta_p}, \quad (2)$$

Donde, α_l corresponde a la varianza (es función de $L\infty$ y k) proporcional a la media, β_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:

$$T_{ll'} = \int_l^{l'} \frac{(l' - l)^a \exp(-(l' - l)/\beta_p)}{\beta_p} dl \quad (3)$$

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:



$$Pr_l = R \int_l^{l+1} \frac{1}{2\pi\sigma^2} \exp\left[-\frac{(l-\mu)^2}{\sigma^2}\right] dl, \quad (4)$$

Donde, μ y σ 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:

$$N_{l,t} = T_{ll'} N_{l',t-1} \exp(-Z_{l,t-1}) + Pr_l R_t, \quad (5)$$

Donde, $N_{l,t-1}$ corresponde al número de peces de talla l , en el año $t-1$, 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:

$$F_{l,t} = s_l F_t, \quad (6)$$

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 y Kennedy (1997) como sigue:

$$s_l = \left(1 + \exp \left[-\ln 19 \frac{(l - l_{50\%})}{\Delta} \right] \right)^{-1}, \quad (7)$$

$l_{50\%}$ corresponde al parámetro de posición, donde el 50 % de los peces son retenidos por el arte de pesca y Δ es la dispersión que determina la pendiente de la curva. Se considera constante entre años para la flota y cruceros.

Tabla 5.
Modelo de las observaciones del Modelo Anual con información en tallas.

Variable	Ecuación	Descripción
Captura estimada en número a la edad	$\hat{C}_{l,t} = \frac{F_{l,t}}{Z_{l,t}} N_{l,t} (1 - S_{l,t})$	$\hat{C}_{l,t}$ Captura en número estimada a la longitud l y t en el año.
Desembarques en peso	$\hat{Y}_t = \sum_l \hat{C}_{l,t} w_l$	w_l es el peso medio a la longitud l
Proporción de la captura a la longitud de la flota	$\hat{p}_{l,t}^f = \frac{\hat{C}_{l,t}}{\sum_l \hat{C}_{l,t}}$	$\hat{C}_{l,t}$ Captura en número estimada a la longitud l .
Abundancia a la longitud del crucero	$\hat{N}_{l,t}^c = N_{l,t} e^{-dt^c Z_{l,t}} S_l^c$	dt^c es la fracción del año en la cual se realiza el crucero
Selectividad del crucero	$S_l^c = \left(1 + \exp \left[-\ln 19 \frac{(l - l_{50\%}^c)}{\Delta^c} \right] \right)^{-1}$	$l_{50\%}^c$ longitud al 50 % Δ^c rango entre la longitud al 95 % y 50 %
Biomasa total del crucero	$\hat{B}_t^c = q^c \sum_l \hat{N}_{l,t}^c w_l$	w_l es el peso medio a la longitud q^c es la capturabilidad/ disponibilidad del crucero
Captura por Unidad de esfuerzo	$CPUE_t = \frac{q \left[\sum_{l_{min}}^{l_{max}} S_{l,t} N_{l,t} w_l \frac{(1 - \exp(-Z_{l,t}))}{Z_{l,t}} \right]}{\sum_l \hat{N}_{l,t}^c w_l}$	q : coeficiente de capturabilidad



Tabla 6.
Modelo de los errores del Modelo Anual con información en tallas.

Variable	Error	Ecuación	Descripción
Desembarques	<i>Lognormal</i>	$L = -\frac{0,5}{\sigma_y^2} \sum_t \left(\ln \frac{Y_t}{\hat{Y}_t} \right)^2$	Y_t : Captura estimada en el año t . \hat{Y}_t : captura predicha para el año t . σ_y es la desviación estándar
Biomasa Crucero	<i>Lognormal</i>	$L = -\frac{0,5}{\sigma_{Bc}^2} \sum_t \left(\ln \frac{B_{c_t}}{\hat{B}_{c_t}} \right)^2$	B_{c_t} : Biomasa crucero \hat{B}_{c_t} : Biomasa crucero predicha σ_{Bc} es la desviación estándar.
CPUE	<i>Lognormal</i>	$L = -\frac{0,5}{\sigma_{cpue}^2} \sum_t \left(\ln \frac{CPUE_t}{\hat{CPUE}_t} \right)^2$	$CPUE_t$: Captura por unidad de esfuerzo estandarizada. \hat{CPUE}_t : Captura por unidad de esfuerzo predicha . σ_{cpue} es la desviación estándar
Proporción de la captura a la talla de la flota y crucero	<i>Multinomial</i>	$L = -n \sum_l \sum_t p_{l,t} * \ln(\hat{p}_{l,t})$	$p_{l,t}$ corresponde a la captura a la talla de la flota. n es el tamaño de muestra efectivo.



Tabla 7.
Parámetros y prioris empleadas en el Modelo Anual con información en Tallas

Parámetro	N° de parámetros	Prior	Descripción
Mortalidad natural	1	$M = 0,83$ (fijo)	La mortalidad natural se asume constante entre años y edades.
Mortalidad por pesca	12	$\ln F \sim U[-10; +10]$	F_t representa el efecto anual de la mortalidad por pesca.
Selectividad de la flota y crucero	2	$\ln L_{50\%}^f \sim U[-\infty; \infty]$ $\ln \Delta^f \sim U[-\infty; \infty]$	Se asume el patrón de selectividad ($S_a^{f,c}$) talla-específica variable entre años
Reclutamiento promedio	1	$\ln R_0 \sim N[8, 8; 0, 6]$	R_0 corresponde al reclutamiento medio, es multiplicado por una perturbación anual ε_t .
Desvíos de reclutamientos (ε_t) y estructura etaria inicial (ε_a)	12 + 4	$\ln \varepsilon_t \sim U[-10; +10]$ $\ln \varepsilon_a \sim U[-10; +10]$	Se asume con un valor de partida de $\log(8.8)$
capturabilidad del crucero	1	$\ln q^{cv} \sim N[0, 65; 0, 15]$	La capturabilidad del crucero se asume con valor de partida de 0.65 y
Longitud modal del reclutamiento (Lr)	1	$Lr \sim N[7; 0, 1]$	Se asume un valor de partida de 7 cm para la longitud media del reclutamiento
Desviación de la Longitud modal del reclutamiento (Sr)	1	$Sr \sim N[1, 5; 0, 1]$	Se asume un valor de partida de 1.5 cm para la desviación de la longitud media del reclutamiento
Coeficiente de variación del crecimiento individual (βp)	1	$\beta p \sim N[0, 15; 0, 1]$	Se asume un valor de partida de 0.15 para la variabilidad en el crecimiento.

b) Ponderadores de la información:

i) Número de muestra efectivo (nm) para la estructura de longitudes de la flota y crucero

Un 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, se llevó a cabo considerando las recomendaciones emanadas el workshop sobre el tratamiento de las fuentes de información en evaluación de stock, realizados por Center for the Advancement of Population Assessment Methodology (CAPAM, 2015: https://www.nwfsc.noaa.gov/news/features/data_source_workshop).

Se utilizó la metodología propuesta por Gavaris & Ianelli (2002), basado en la media armónica, según:



$$nm = \frac{\sum_l \hat{p}_{l,t} (1 - \hat{p}_{l,t})}{\sum_l (p_{l,t} - \hat{p}_{l,t})^2} \quad (8)$$

Donde $p_{l,t}$ es la proporción de talla (l) de la captura en el año t . El proceso se inicia con un valor arbitrario de tamaños de muestra para luego de repetidos ajustes del modelo, llegar a valores estables que son los empleados en esta evaluación de stock. A menudo es deseable verificar estas estimaciones cuando en el modelo se van integrando nuevas composiciones de tallas o como estos valores pueden variar dependiendo de cambios en los supuestos del modelo.

ii) 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. El coeficiente de variación tiene relevancia en las estimaciones pues es inversamente proporcional al peso que tiene una determinada fuente de datos en la verosimilitud total.

Por ejemplo, como medida de referencia, para dos series de índices con igual número de observaciones, un $cv=0,1$ (ie. un IC al 95 % de ± 20 % la media) tiene un peso en la verosimilitud total de 4 veces más respecto del índice que asume un $cv=0,2$. En este razonamiento a menudo se supone que el modelo representa la naturaleza de manera perfecta, lo cual ya es cuestionable y por ende el establecimiento de ponderadores es un punto de debate. Este tema fue discutido por Francis (2011) sin que se disponga aún de reglas claras para su determinación, sino más bien criterios a tomar en cuenta.

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. Los últimos índices están sujetos a variados criterios y consideraciones en sus estimaciones, llevando a suponer entonces que ellos tienen mayor incertidumbre.

Francis (2011) propone la idea de aproximarse de manera gradual a una medida del error, comenzando con un suavizador de los datos, es decir, un análisis exploratorio que considere aquel coeficiente de variación teórico que resulta de aplicar el “mejor” modelo de tendencia central a los datos aislados. Este primer procedimiento no depende del modelo de evaluación de stock sino de la variabilidad de los datos

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. El nivel de credibilidad (robustez estadística) de los índices usado para ajustar el modelo, puede variar interanualmente. El análisis de los índices, sugiere que al principio (2006-2012), la CPUE es más confiable que la información aportada por el crucero de evaluación directa. Luego, a partir del año 2013, debido a cambios metodológicos y calidad de la información, la confiabilidad de cada índice se invierte. Se consideró entonces CV en bloques para la CPUE y crucero (2006-2012, 2013-2020).

c) Capturabilidad de los cruceros (q)

Se asume que el crucero representa una fracción de la biomasa disponible, siguiendo una distribución log-normal con media $\log(0,65)$ y error estándar 0,15.

d) Crucero acústico (ΔtC)

La biomasa estimada por el crucero es proporcional a la Biomasa total en el periodo del año en que se realiza el crucero (Delta t variable = ΔtC). Hasta el estudio del año 2016, se consideró invariante entre años.

c) Selectividad

Se considera un patrón de explotación de la flota y crucero de tipo asintótico y variable entre años, es decir se utilizan bloques. En el caso de la flota se utilizan tres bloques (2002-2009, 2010-2012 y 2013-2020) y



para los cruceros, dos (2006-2012, 2013-2020). Esta configuración se realizó con el objetivo de mejorar los ajustes a las estructuras de longitudes sin resultados satisfactorios.

La configuración del actual escenario, se presenta en la **Tabla 8**. Se muestran los valores de los índices (captura, CPUE y crucero) junto a sus respectivos coeficientes de variación (cv). En el caso de los desembarques, se utilizó un cv más alto (0.2) al principio de la serie (2002-2005), debido a que los valores provienen de supuesto sobre la proporción de especie. Se presentan también los tamaños de muestra para la multinomial de la flota (nm_flota) y cruceros (nm_cru) y los respectivos bloques de selectividad (Sel) para modelar la estructura de longitudes. Finalmente se muestra el valor del periodo del año en que se realizó el crucero de evaluación directa (ΔtC).

El modelo de evaluación de stock actualmente en uso consiste en estimar principalmente:

- Coeficiente de capturabilidad para la biomasa acústica (q crucero) y coeficiente de capturabilidad de la CPUE (q CPUE).
- Parámetro de posición (L50 %) y dispersión (delta = Δ) que describen la selectividad de la flota y crucero.
- Longitud modal del reclutamiento (L_r) y su desviación (S_r), el reclutamiento medio (R_{med}) y los desvíos anuales ($desv_{Rt}$).
- Los desvíos de No y la mortalidad por pesca (F) para cada año.

Tabla 8.

Captura, CPUE y biomasa del crucero junto a sus respectivos coeficientes de variación (cv). Tamaños de muestra para la multinomial de la flota (nm_flota) y cruceros (nm_cru) y los respectivos bloques de selectividad (Sel). ΔtC representa el valor del periodo del año en que se realizó el crucero de evaluación directa.

Años	Captura (t)	cv	CPUE (t/v)	cv	Bcru (t)	cv	nm_flota	nm_crucero	ΔtC
2002	38974	0.2							
2003	32843	0.2							
2004	36545	0.2							
2005	52569	0.2					25/Sel_1		
2006	39146	0.1			194719	0.26	25/Sel_1	15	0.92
2007	50506	0.1	23.91	0.22			25/Sel_1		
2008	45078	0.1	21.95	0.22	114640	0.26	25/Sel_1	15	0.33
2009	49225	0.1	28.40	0.22			25/Sel_1		
2010	20123	0.1	19.23	0.22			25/Sel_2		
2011	16429	0.1	16.39	0.22	88116	0.26	25/Sel_2	15	0.08
2012	19763	0.1	13.80	0.22			25/Sel_2		
2013	21888	0.1	33.14	0.26	124729	0.22	25/Sel_3	15	0.42
2014	22951	0.1	31.69	0.26	113855	0.22	25/Sel_3	15	0.42
2015	23643	0.1	23.14	0.26	60498	0.22	25/Sel_3	15	0.33
2016	18495	0.1	24.06	0.26	106245	0.22	25/Sel_3	15	0.33
2017	14134	0.1	10.78	0.26	66882	0.22	25/Sel_3	15	0.33
2018	8355	0.1	10.24	0.26	20361	0.22	25/Sel_3	15	0.33
2019	11278	0.1	8.5	0.26	43788	0.22	25/Sel_3	15	0.33
2020	7883	0.1		0.26	160742	0.22	25/Sel_3	15	0.33



3.1.4. Ajuste consistencia y error del modelo base

a) Ajuste del modelo a los datos

Corresponde a la presentación gráfica del ajuste del modelo a los datos observados y bondad de ajuste mediante diagrama QQ que permitirá evaluar si los valores estimados se apartan significativamente del supuesto inicial, esto es, que las observaciones con una muestra aleatoria de una distribución log-normal con media y varianza conocida. Si los datos se aproximan significativamente a la relación lineal implica entonces que el supuesto es adecuado para los datos analizados.

b) Análisis de residuos

Los residuales frente a los valores predichos son presentados para revisar si la varianza residual es constante, los residuales del modelo frente a las variables explicativas (año) para determinar si la varianza es homogénea entre los años, un histograma de los residuos para revisar normalidad y un diagrama qqplot de los residuos que indica linealidad.

c) Análisis retrospectivo empírico

Se incluirá la comparación de resultados con versiones anteriores u otros modelos para evaluar la consistencia de la evaluación presente (análisis retrospectivo empírico). Sobre la base de estos análisis, se identificarán las oportunidades de mejoras en la implementación del procedimiento de evaluación, los vacíos de conocimiento y de información, entre otros.

d) Análisis retrospectivo tradicional

Este análisis es un diagnóstico que implica correr el modelo eliminando, de manera sucesiva, años de información. Esto, para estimar el sesgo del modelo (Cadrian y Vaughn 1997; Cadigan y Farrell 2005). Este análisis permitirá evaluar la robustez de cada escenario frente a nuevas piezas de información lo que también permitirá validar el escenario “caso base”. Este análisis consiste en 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. De esta forma podemos determinar si hubo un patrón consistente de sobreestimación o subestimación en años sucesivos de las principales variables de estado utilizados en la determinación del estatus de sardina austral.

Estadístico Rho: El estadístico rho de Mohn (1999), se ha utilizado comúnmente para medir el patrón retrospectivo. Corresponde a la suma de la diferencia relativa entre los valores de la serie de tiempo reducida, estimada por el modelo y los mismos valores estimados de la serie de tiempo completa.

$$\rho = \sum_{y=1}^{npeels} \frac{X_{Y-y,tip} - X_{Y-y,ref}}{X_{Y-y,ref}} \quad (9)$$

Donde X corresponde a alguna variable de la evaluación de stock, tales como BD o F, y corresponde a los años, $npeels$ es el número de años que son disminuidos de manera sucesiva, Y es el último año de la serie de tiempo completa, tip es la estimación terminal de la serie de tiempo reducida, y ref es la serie de tiempo completa.

Este cálculo será cero cuando la serie de tiempo reducida se encuentre exactamente con la serie de tiempo completa, o cuando las diferencias entre la serie disminuida y la serie completa están en equilibrio tanto positivo como negativo. El rho de Mohn será grande, ya sea positivo o negativo, cuando hay un patrón consistente de cambio en la serie de tiempo reducida respecto a la serie completa.

e) Proceso de ajuste del modelo actualizado

Cada proceso de revisión de CBA involucra la actualización y/o supuestos de datos para evaluar el impacto en las variables de estado asociado a la incorporación incremental de piezas de información.



3.2. Objetivo específico 2:

“Establecer el estatus actualizado de estos recursos, sobre la base de sus principales indicadores estandarizados de estado y flujo, incorporando, cuantificando y propagando la incertidumbre subyacente a la pesquería.”

3.2.1. Estatus

Variables Poblacionales

Se analiza la variabilidad en las tendencias poblacionales de la Biomasa total (BT), Biomasa Desovante (BD), Reclutamientos (R) y Mortalidad por pesca (F) del stock durante el periodo de tiempo considerado en la evaluación.

Indicadores del estado del stock

El estado del recurso se establece en base a la posición relativa de la biomasa desovante y mortalidad por pesca relacionada a la explotación pesquera v/s Puntos Biológicos de Referencia (PBR) basados en el Rendimiento Máximo Sostenido (RMS). En el contexto de la Ley General de Pesca y Acuicultura (LGPA) se establece que las pesquerías deberán alcanzar o mantenerse en torno del RMS considerando las características biológicas de los recursos explotados. El RMS se produce cuando el stock desovante se reduce notablemente antes que el reclutamiento se vea impactado, en promedio, para lo cual exige, se estimen los siguientes PBRs:

- Biomasa desovante en el Rendimiento Máximo Sostenible (BD_{RMS}), bajo la cual el recurso califica en sobre-explotación.
- Mortalidad por Pesca en el Rendimiento Máximo Sostenible (F_{RMS}), sobre la cual el recurso califica en sobre-explotación.
- Biomasa desovante límite (BD_{LIM}) bajo la cual una pesquería califica de agotada o colapsada.
- Mortalidad por Pesca límite (F_{LIM}) a partir de la cual el recurso califica en sobrepesca.

Este estudio se basa en el Marco Biológico de Referencia establecido por el Comité Científico Técnico-Pesquerías de Pequeños Pelágicos (CCT-PP) en base a los avances realizados durante el 2013 y 2014 en la determinación de Puntos Biológicos de Referencia (PBR) y del Rendimiento Máximo Sostenido (RMS) del proyecto “Revisión y estimación de los PBR (Rendimiento Máximo Sostenido) para las principales pesquerías nacionales” (Payá *et al.*, 2014). Al respecto, el reporte propone usar como objetivo, el nivel de mortalidad por pesca que reduce hasta un 55 % (F_{55}) la biomasa desovante virginal ($55\%BD_0$). Tal nivel de reducción corresponde a un 60 % en la Biomasa desovante por recluta ($60\%BD_{PR_0}$). Este PBR coincide con el valor propuesto como objetivo en este recurso hasta el reporte previo.

Se enfatiza en el hecho que la B_{RMS} es el punto de referencia de biomasa desovante, que en general, será una aproximación más que provenir de un cálculo formal. Las elecciones específicas para los stocks pueden depender del nivel de incertidumbre, del valor asignado en los servicios de los ecosistemas y del nivel de riesgo que los administradores y la sociedad deseen asumir (Payá *et al.*, 2014).

Puntos Biológicos de Referencia

Estimación de F_{RMS}

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 (BDPR). 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 Thompson y Bell (1984) y supone que el desove es a mitad de año:



$$BDPR = \sum N_l P_l w_l e^{\left(-\frac{6}{12}(M+F_j)\right)} \quad (10)$$

Donde:

- P_j Proporción de individuos maduros a la longitud l , (6/12 asume que el desove ocurre a mitad de año)
- 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:

$$N_{l,t} = T_{ll} N_{l,t-1} \exp(-Z_l) \quad (11)$$

$$N_{l,0} = pr_l \quad (12)$$

Donde, $N_{l,t-1}$ 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.

El PBR F_{60} corresponden a la tasa de mortalidad por pesca a la cual la biomasa del stock desovante por recluta, se reducen hasta un 60 % respectivamente (Caddy y Mahon, 1995). Se estiman resolviendo la ecuación:

$$BDPR_{F_{60}\%} = BDPR_{(F=0)*0,6} \quad (13)$$

Estimación de BD_0 , BD_{RMS} y BD_{LIM}

En el informe sobre: “Revisión de los puntos biológicos de referencia (Rendimiento Máximo Sostenido) en las pesquerías Nacionales” (Paya *et al.*, 2014), se propone usar como objetivo, el nivel de mortalidad por pesca que reduce hasta un 55 % la biomasa desovante virginal (55 % BD_0). Tal nivel de reducción corresponde a un 60 % en la Biomasa desovante por recluta (60 % $BDPR$). Por tanto, se utiliza el equilibrio $F_{60}\%$ del análisis de biomasa desovante por recluta ($BDPR$) como objetivo que no necesita estimación de h para actuar como un proxy de B_{RMS} . Además, se demostró que, al menos para algunas condiciones, la pesca en $F_{60}\%$ produce que un stock alcance $B_{55}\%$ (actuando como una aproximación genérica o proxy para B_{RMS}) bajo un amplio rango de valores de steepness (h) de una relación stock-recluta de Beverton-Holt. El CCT-PP recoge dichas recomendaciones y establece los PBRs presentados en la **Tabla 9** (Acta Sesión N°5/2014).

Tabla 9.

Puntos de Referencia objetivo y límites para sardina austral que definen su estado y criterio de explotación.

RECURSO	$F_{RMSproxy}$	$B_{RMSproxy}$	B_{LIM}
Sardina austral Región de Los Lagos	$F_{60\%BDPR}$	55 % B_0	27,5 % B_0



Diagrama de fases de explotación

El estado del recurso se estableció en base a la posición relativa de la mortalidad por pesca y biomasa desovante versus los puntos biológicos de referencia basado en el rendimiento máximo sostenible (RMS), tales como, F_{RMS} y BD_{RMS} . De este modo se obtienen los indicadores del estatus (F/F_{RMS} y BD/BD_{RMS}) que permiten construir un diagrama de fase, donde los puntos de referencia biológicos se muestran en las líneas verticales y horizontales en 1. Las líneas verticales indican la biomasa desovante en el rendimiento máximo sostenible (BD_{RMS}), bajo el cual el recurso califica en sobre-explotación y biomasa desovante límite (BD_{LIM}) bajo el cual una pesquería califica de agotada y/o colapsada y la línea horizontal el punto de referencia correspondiente a la mortalidad por pesca en el rendimiento máximo sostenible (F_{RMS}), sobre la cual el recurso califica en sobre-explotación. La **Figura 6** muestra el diagrama de fase definido por el CCT-PP para las pesquerías de pelágicos pequeños. El estado de la pesquería en Plena Explotación se define en la Ley de Pesca como “un nivel en el que el punto biológico ha alcanzado o está a su máximo rendimiento sostenido”. Debido a la variabilidad natural en las condiciones ecológicas y ambientales, F_{RMS} no es estática, pero fluctuará alrededor de BD_{RMS} . Adicionalmente, el CCT-PP incorporó el concepto de sobrepesca, precisando algunas definiciones y se pronunció respecto a la zona de plena explotación, según consta en acta número 5 (11 al 14 de noviembre de 2014). Los aspectos más relevantes son los que a continuación se describen:

Sobrepesca: Este Comité consideró necesario diferenciar al interior de la zona de sobreexplotación definida por la LGPA, el área de sobrepesca, con el objeto de aplicar las medidas de Administración más acordes con dicha condición. En tal sentido, la sobrepesca ocurriría cuando la mortalidad por pesca F (variable de flujo y de control) exceda un valor considerado umbral o límite que en este caso, corresponde al valor superior, en mortalidad por pesca (valor relativo al objetivo), de la zona de plena explotación.

Sobreexplotado: En correspondencia con la definición anterior, la sobreexplotación ocurriría cuando la biomasa (variable de estado) cae bajo un valor umbral o límite, correspondiendo éste al valor inferior en biomasa (valor relativo al objetivo) de la zona de plena explotación.

Rango de Plena Explotación: El CCT-PP recomendó por consenso los siguientes rangos que definen la condición de Plena Explotación de los recursos pelágicos, considerando los siguientes límites en biomasa y el correspondiente par ordenado en mortalidad por pesca:

- **Límite bajo el objetivo de manejo = 10 % Bajo BD_{RMS} :** Este criterio tiene como propósito el establecimiento de una banda estrecha en torno al RMS, que genere un área no deseada pequeña que en lo posible sea menor o igual al área de incertidumbre total del sistema, donde la biomasa está bajo la biomasa objetivo y a su vez, la mortalidad por pesca es mayor a la mortalidad por pesca objetivo. En consecuencia, el CCT-PP considera las numerosas recomendaciones en ciencia pesquera, respecto al riesgo de llevar a los stocks a una condición de sobreexplotación cuando se utiliza el RMS como objetivo de manejo, utiliza el concepto conforme al marco legal vigente y simultáneamente lo deja operando en la práctica, como un punto biológico de referencia límite.

- **Límite sobre el objetivo de manejo = 75 % BD_0 (o 25 % sobre BD_{RMS}):** Para estos efectos el Comité rescató elementos del enfoque ecosistémico en especies de forraje, planteado recientemente por Pickitch *et al.*, (2012).

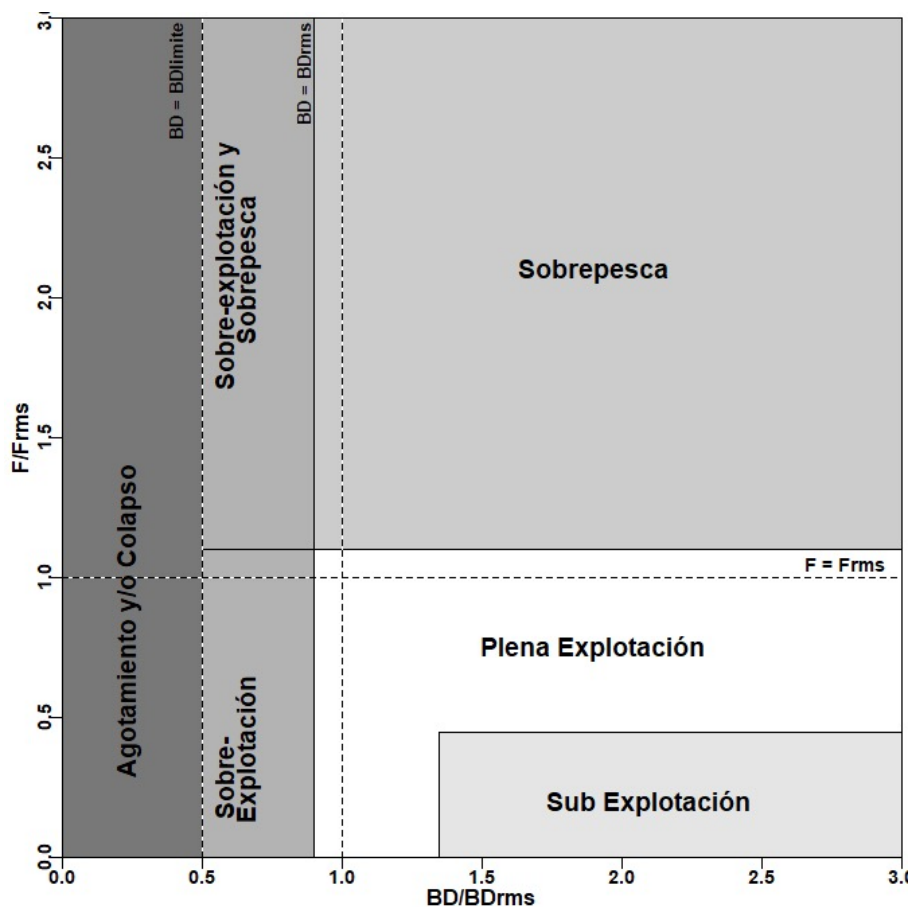


Figura 6. Diagrama de fase definido por el CCT-PP para las pesquerías de pelágicos pequeños.

3.3. Objetivo específico 3:

“Determinar niveles de Captura Biológicamente Aceptable (CBA) que lleven y/o mantenga la pesquería en torno al Rendimiento Máximo Sostenible (RMS), a partir de un análisis de riesgo en condiciones de incertidumbre de no alcanzar los objetivos de conservación y sostenibilidad conforme lo establece la LGPA y contenidos en el Plan de Manejo y/o en el Programa de Recuperación respectivo, según corresponda.”

3.3.1. Captura Biológicamente Aceptable (CBA) y proyección del stock

La estimación de la CBA, se realiza 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. El criterio de explotación se basa en el punto biológico de referencia (PBR) F60, propuesto, hasta el presente análisis como un proxy del nivel de mortalidad por pesca que genera el RMS. Otros valores de F también son analizados para realizar proyecciones del stock. La proyección del stock se realiza para 5 años futuros y considera la incertidumbre de la evaluación de stock y como año de inicio, el 2022. Diferentes escenarios de reclutamientos (estados de la naturaleza) son analizados para las proyecciones y estimaciones de capturas.

En el caso de la pesquería de sardina austral, la recomendación de CBA comienza con un reporte entregado en el mes de septiembre en que se estima una CBA inicial. Este reporte permite al CCT_PP (reunión de octubre) establecer el estatus y recomendar el rango de CBA para el año siguiente en base a percentiles de riesgo (10 % - 50 %) de no alcanzar el objetivo de manejo. Para esta estimación inicial, se considera las consecuencias de los probables estados de la naturaleza (i.e. pesimista, neutro y/o optimista). Los probables

estados de la naturaleza se generan a partir proyecciones del reclutamiento considerando un valor bajo, promedio y alto (**Figura 7**). A partir de estos escenarios, se proyecta la población para la estimación de la Captura en número y peso del año siguiente, con una estrategia de explotación que consiste en aplicar una tasa de explotación constante, equivalente a la mortalidad por pesca F_{RMS} .

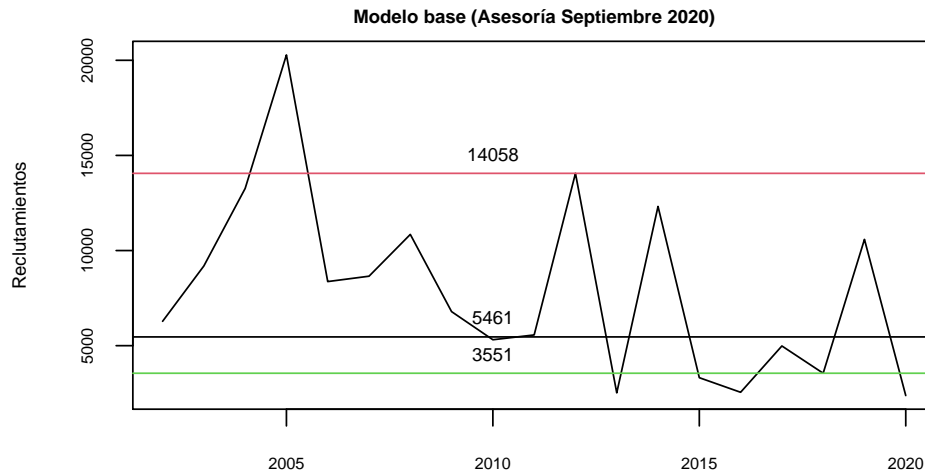


Figura 7. Escenarios de reclutamiento.

En una segunda etapa, se actualiza la evaluación de stock y se revisa la CBA. En abril/mayo de cada año, el crucero de evaluación hidroacústico permite estimar la abundancia y biomasa de reclutas. Esta información junto a datos provenientes de la pesquería (en los primeros meses del año) es utilizada en la revisión de la CBA durante el mes de junio, para el año en curso. De esta manera, el proceso de cálculo de la CBA 2022 para las dos etapas del ciclo de manejo de sardina austral (**Tabla 10**) consistirá en los siguientes pasos:

Paso 1: Estimación de la captura al RMS proyectada (Y_{pRMS}) en 1 año calendario

- Escenarios de reclutamiento proyectado (alto, medio, bajo)

Paso 2: Estimación de la captura al RMS (Y_{RMS}) del año calendario actual

- Niveles de riesgo de exceder el objetivo de manejo $F_{RMS} = F_{60}$

Tabla 10.

Métodos de estimación de la CBA 2022 para las dos etapas del ciclo de manejo de sardina austral.

Mes de Asesoría	Etapas de cálculo	Métodos de estimación
Septiembre 2021	$CBA_{inicial}$	$Y_{pRMS_{t+1}}$
Junio 2022	CBA_{final}	Y_{RMS_t}

La información disponible en cada etapa de estimación de cuota se resume en la **Tabla 11** se indica que la estimación de CBA inicial contará con información parcial del año 2021, mientras que en la estimación de CBA final, la información es completa para el año 2021 y además se incorpora la información del año 2022.

Tabla 11.

Información relevante para el cálculo de CBA 2022 en las dos etapas de estimación.



Datos de entrada al modelo	CBA inicial	CBA final
Estructura temporal	2002 - 2021	2002-2022
Desembarques	2002 - 2020 + supuesto de captura 2021	2002 - 2021 + supuesto de captura 2022
CPUE	2006 - 2020	2006 - 2021
Biomasa Crucero hidroacústicos	2006 - 2021	2006 - 2022
Composición de tallas flota	2006 - 2021 (parcial)	2006 - 2021
Composición de tallas cruceros	2006 - 2021	2006 - 2022
Pesos medios a la talla	constante	constante
Madurez sexual a la talla	constante	constante
Mortalidad natural	constante	constante
Proyección del reclutamiento	1 año calendario	No se proyecta

3.3.2. Proyección del stock

Finalmente, se realiza un conjunto de análisis estocásticos de las probables trayectorias de la biomasa como consecuencia de la aplicación de las diferentes estrategias, tácticas y reglas de decisión consideradas en los respectivos Planes de Manejo y/o Programas de Recuperación de las pesquerías, según corresponda, considerando la incertidumbre del estatus (e.g.matriz de correlación de variables de estado) y los posibles estados de la naturaleza a futuro (e.g.niveles probables de reclutamiento futuro). Lo anterior debe permitir analizar los niveles de riesgo de no alcanzar los objetivos de conservación en el mediano o largo plazo, considerando la incertidumbre del estatus y los probables estados de la naturaleza a futuro.



3.4. Objetivo específico 4:

“Informar el avance del Programa de Mejoramiento Continuo de la Calidad en la Asesoría Científica (PMCCAC) realizado durante el presente estudio, respecto al cumplimiento de recomendaciones formuladas en procesos de RPEI y priorizadas por el CCT, cuando corresponda.”

3.4.1. Implementación de un Modelo con dinámica en edad e información en talla (modelo alternativo) para sardina austral de la Región de Los Lagos

El Programa de Mejoramiento Continuo de la Calidad de Asesoría Científica (PMCCAC,) se enfoca en sintetizar las brechas de datos, información y conocimiento en relación con la situación general de una pesquería y de esta forma una sistematización para el desarrollo continuo de la asesoría científica.

Una importante fuente de información, que aporta al mejoramiento, lo constituye la revisión por pares, la cual realiza una revisión de todo el proceso de evaluación de un recurso por parte de expertos externos e independientes quienes reportan una serie de observaciones y recomendaciones de corto y mediano plazo. La evaluación de stock de sardina austral (*Sprattus fuegensis*) de aguas interiores de la Isla de Chiloé, fue objeto de este proceso de revisión, cuyos detalles están contenidos en el reporte técnico Ernst *et al.* (2015). Una de las recomendaciones de dicho reporte, fue considerar un modelo de evaluación alternativo al actualmente en uso.

El enfoque de modelación utilizado hasta ahora, corresponde a un modelo talla estructurado (Sullivan *et al.* 1990), quien modela la abundancia poblacional en función de la probabilidad de los individuos de crecer de una talla a la siguiente.

Como parte de las tareas de largo plazo y con el objetivo de dar respuesta a la recomendación de la revisión por pares, IFOP ha estado trabajando en la implementación de un modelo con observaciones en tallas y dinámica en edades (Deriso *et al.* 1985), coherente con los procesos biológico-pesqueros. Lo anterior con la finalidad de generar un modelo base que pueda ser contrastado con el actual modelo en uso. Para poder realizar el contraste entre el actual modelo y el modelo alternativo se ha estado desarrollando un modelo anual con información en tallas y dinámica en edad en año calendario (modelo alternativo) para el período 2002-2020.

El modelo alternativo propuesto, se basa en el análisis estadístico de la dinámica de estructuras de tallas anual de la flota (período 2002- 2020) y de los cruceros acústicos. Se utilizan también como índices, los desembarques totales (período 2006 - 2020), biomasa estimada por el crucero y la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) estandarizada. Se utilizan las mismas fuentes de información en ambos enfoques de modelación.

El modelamiento de la dinámica de la sardina austral en aguas interiores de la Región de Los Lagos, es en año calendario, vale decir que el cumpleaños ocurre a inicios de año (inicios de enero), por lo cual el desove (dt) al ser establecido a mediados de año, corresponde a un valor de 0,58. De igual manera, el crucero de evaluación directa, representa a la población en el período del año en que se realiza (dt variable). Por otra parte, el peso medio es empleado para generar las estimaciones de biomasa acústica tanto del crucero de verano y otoño, desembarques y biomasa total. Se mantienen los principales supuestos en ambos enfoques de modelación (modelo base con dinámica en tallas y modelo alternativo con dinámica en edad).

El método alternativo es empleado bajo un enfoque estructurado en edades que utiliza información en tallas agrupada en año calendario y que incorpora los siguientes elementos:

- Modelo de dinámica poblacional estructurada por edad.
- Modelos de las observaciones y penalizaciones a priori que permiten relacionar el modelo de dinámica con las observaciones.
- Identificación de la estructura del error a través de funciones de log-verosimilitud negativas.
- Proceso de estimación de los parámetros desconocidos del modelo de dinámica a través de un algoritmo que minimiza la función objetivo total, contrastando las observaciones con las estimaciones deducidas del modelo de dinámica.



Adicionalmente, la **Tabla 12** muestra la comparación de estructura, datos, parámetros y supuestos entre el modelo base actual y alternativo.

Tabla 12.

Comparación de estructura, datos, parámetros y supuestos entre el modelo base actual (dinámica a la talla) y modelo alternativo (dinámica a la edad) de sardina austral Región de Los Lagos.

Estructura del modelo	Modelo base actual	Modelo alternativo
Temporalidad	Año calendario	Año calendario
Dinámica poblacional	Tallas	Edad
Composición de las capturas	Tallas	Tallas
Número de años	19	19
Años	2002 - 2020	2002 - 2020
Número de edades	-	5
Número de tallas	30	30
Rango de tallas	5,5 - 20 cm	5,5 - 20 cm
Datos y parámetros de entrada		
Desembarques	2002 - 2020	2002 - 2020
Biomasa acústica	2006,2008,2011,2013-2020	2006,2008,2011,2013-2020
Composición de tallas flota	2005 - 2020	2005 - 2020
Composición de tallas crucero	2006, 2008, 2011, 2013 - 2020	2006, 2008, 2011, 2013 - 2020
Madurez sexual	Talla	Talla
Peso medio	Talla (constante entre años)	Talla (constante entre años)
Parámetros de crecimiento	Matriz de probabilidad talla-talla	Matriz de probabilidad edad-talla
Loo	17,7 cm	17,7 cm
k	0,78 año ⁻¹	0,78 año ⁻¹
Lo	8	8
Mortalidad natural (año ⁻¹)	0,83	0,83
Supuestos del modelo		
Reclutamiento	Ro más desvíos	Ro más desvíos
Selectividad	Logística y en bloques	Logística y en bloques
Capturabilidad	Prior (0,65 y cv 0,15)	Prior (0,65 y cv 0,15)
Coefficientes de variación (CV)	Variable entre años	Variable entre años
CV desembarque	0,2 - 0,1	0,2 - 0,1
CV biomasa acústica	0,26 - 0,22	0,26 - 0,22
nm Flota	15	15
nm crucero	20	20

4. RESULTADOS

4.1. Objetivo específico 1:

“Implementar procedimientos de evaluación de stock 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 los estándares actuales en ciencia pesquera.”

4.1.1. Descripción de los datos de entrada al modelo de evaluación de stock

El período de análisis de la evaluación de stock abarca los años 2002 a 2020, con información completa de las piezas de información hasta el año 2019. Los índices que ajustan el modelo corresponden a la información de desembarques, captura por unidad de esfuerzo estandarizada (CPUE) y biomasa del crucero (Bcru) de evaluación directa (**Tabla 13**) desarrollado por IFOP en aguas interiores de la isla de Chiloé.

Tabla 13.
Índices usados en la evaluación de stock de sardina austral Región de Los Lagos.

Años	Desembarques (t)	CPUE (t/v)	Bcru (t)
2002	38.974		
2003	32.843		
2004	36.545		
2005	52.569		
2006	39.146		194.719
2007	50.506	23,91	
2008	45.078	21,95	114.640
2009	49.225	28,40	
2010	20.123	19,23	
2011	16.429	16,39	88.116
2012	19.763	13,80	
2013	21.888	33,14	124.729
2014	22.951	31,69	113.855
2015	23.643	23,14	60.498
2016	18.495	24,06	106.245
2017	14.134	10,78	66.882
2018	8.355	10,24	20.361
2019	11.278	8,5	43.788
2020	15.471		160.742

Desembarques

Para entregar mayor robustez al modelo de evaluación de stock se realizó una extensión de la serie de desembarques siguiendo la recomendación realizada en la revisión por pares (Ernst *et al.*, 2015) y priorizada en el CCT-PP. Se asume al principio de la serie (2002-2005) que un 70 % de los registros indicados como sardina común en realidad correspondía a sardina austral. Este valor proviene de los registros obtenidos en la pesca de investigación realizada por IFOP entre el 2006 y 2012 y donde en promedio se obtiene este porcentaje en la proporción de especie presentes en las capturas (Aranís *et al.*, 2012). De acuerdo a las estadísticas oficiales, la captura de sardina austral aumentó desde 36 mil toneladas (t.) el año 2006 hasta cerca de 50 mil t el año 2009. Durante el año 2010, los desembarques evidenciaron una importante disminución, alcanzando solo 2/3 de la cuota de 30 mil t. asignadas para ese año. A partir de este mismo año, los registros se estabilizan en niveles promedio de 20 mil t. El año 2017, los desembarques alcanzaron

un valor mínimo de 14 mil t. y en lo que va del 2018, no superan las 3 mil t oficiales. Durante el año 2018 la actividad de la flota disminuyó significativamente en relación con años previos. Los desembarques oficiales (8355 t) alcanzaron sólo la mitad de la cuota asignada (17200 t) para el último año. Durante el año 2019, se apreció una recuperación relativa de la actividad, desembarcado oficialmente la totalidad de la CBA asignada de 11,3 mil t. Hasta agosto del año en curso, se capturaron oficialmente 6.3 mil t, correspondiente a un 80 % de la CBA asignada inicialmente (7,9 mil t) para el 2020. La actualización de la CBA para el 2020 alcanzó un valor de 15,5 mil t. (**Figura 8**). En cuanto a la estacionalidad, se observa un patrón con capturas concentradas en el primer semestre (**Figura 9**), aunque a partir del año 2013, los desembarques de diciembre alcanzan niveles importantes.

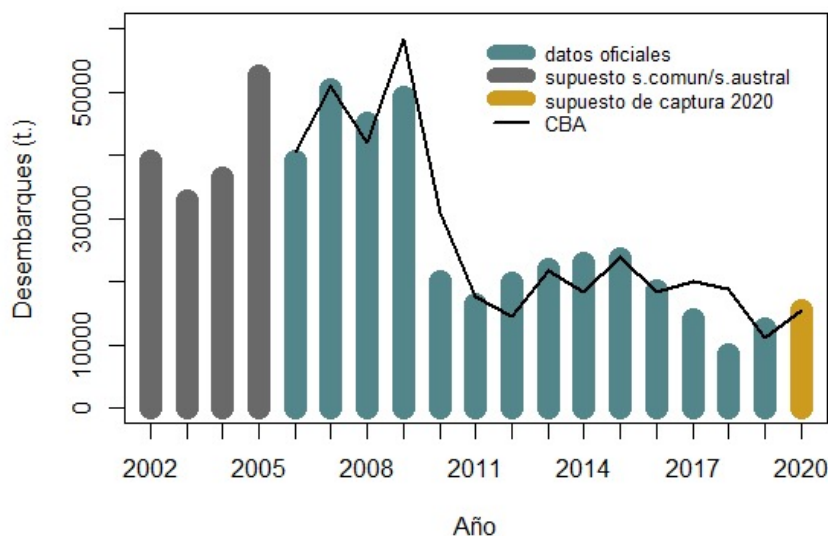


Figura 8. Serie de desembarques utilizada en la evaluación de stock de septiembre 2020. Las barras grises al inicio de la serie corresponden a un supuesto de proporción de especies (sardina común/sardina austral). Las barras azules a los desembarques oficiales en el período 2006-2019 y la barra amarilla, el supuesto de captura 2020. La línea corresponde a la CBA establecida anualmente.

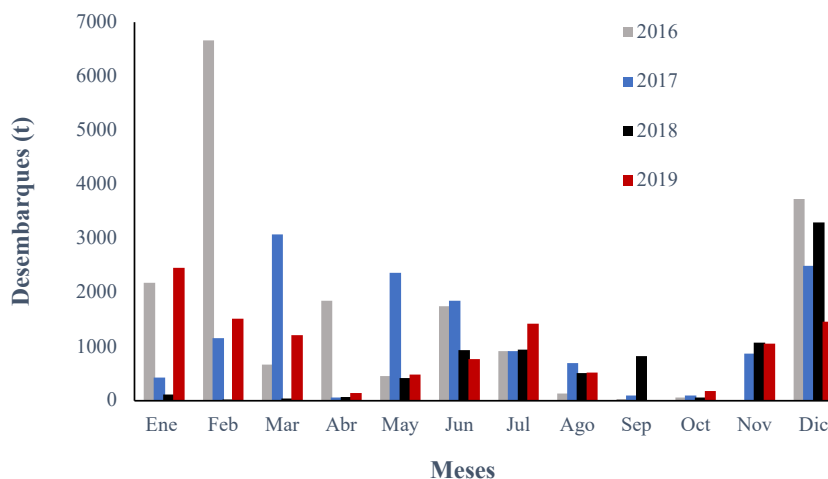


Figura 9. Variación mensual de las capturas de sardina austral en aguas interiores del Mar de Chiloé entre los años 2016 y 2019.

Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE)

El análisis de esta pieza de información, sugiere que el modelo con interacciones podría representar, actualmente, de mejor forma la variabilidad de la CPUE considerando el mayor nivel de explicación de la desvarianza. En la **Figura 10**, se muestra la variabilidad del índice estandarizado a través del modelo tweedie con y sin interacciones. La fuerte reducción en el índice los últimos dos años es también coherente con la disminución observada en los desembarques y en el crucero de evaluación directa.

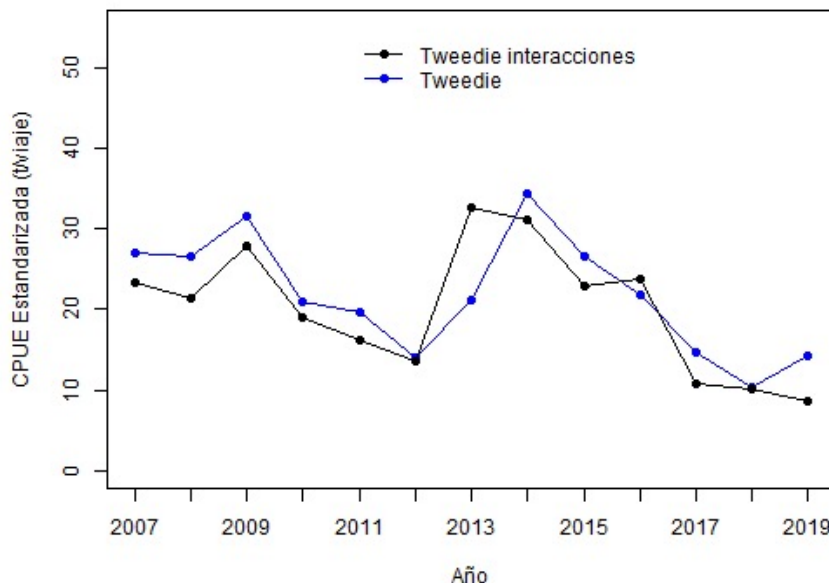


Figura 10. CPUE estandarizada por Modelos Lineales Generalizados (tweedie original y con interacciones), en la pesquería de sardina austral en aguas interiores de la isla de Chiloé.

Cruceros de evaluación acústica

Entre los años 2006 y 2020 se han realizado en la zona del mar interior de Chiloé, 11 cruceros de evaluación directa, destinada a evaluar el reclutamiento de ejemplares a la población. Se estima en este estudio la biomasa y estructura de longitudes de peces pelágicos y en particular de sardina austral.

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 señal acústica en estimados de biomasa. Por lo tanto, los niveles de biomasa informados inicialmente estuvieron basados en la relación talla-fuerza blanco (TS) asumida similar al de sardina común. El año 2009, Niklitschek *et al.*, (2009) recalculan los estimados de abundancia y biomasa sustentado en una nueva relación TS específica para sardina austral. La nueva relación 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. Por su parte, Cubillos y Pedraza (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 14**. Hasta el actual enfoque de modelación, 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).

La variabilidad del índice acústico, se muestra en la **Figura 11**. Sin considerar el año 2006, donde se estiman 196 mil toneladas, la biomasa de sardina austral varía en torno a un nivel promedio de 95 mil toneladas entre los años 2008 y 2017. Sin embargo, los estudios realizados los años 2018 y 2019 mostraron los valores más bajos de toda la serie, estimado 20361 y 44738 toneladas de biomasa total respectivamente, en

la zona del mar interior de Chiloé. No obstante, el ultimo crucero de evaluación directa (abril/mayo 2020), evidenció un incremento significativo en la biomasa acústica, alcanzando el segundo valor más alto con 160 mil toneladas.

Tabla 14.

Valores de biomasa total utilizado en el modelo de evaluación de stock de sardina austral de La Región de Los Lagos. Valor de TS = 67,8 reportada por Niklitschek *et al*., (2009).

Año	Fecha/período	Autores	Niklitschek <i>et al.</i> , (2009)
2006	29 nov - 7 dic	Castillo 2006 (IFOP)	194.719
2008	18 abril - 12 mayo	Niklitschek 2008 (U. Austral)	114.640
2011	3 - 16 dic (2010)	Cubillos <i>et al.</i> , 2011 (UdeC)	88.116
2013	4 - 16 ene (2011)	Cubillos <i>et al.</i> , 2013 (UdeC)	124.729
2014	19 marzo - 26 abril	Lillo <i>et al.</i> , 2014 (IFOP)	113.855
2015	14 abril - 11 mayo	Lillo <i>et al.</i> , 2015 (IFOP)	60.498
2016	10 abril - 01 mayo	Lillo <i>et al.</i> , 2016 (IFOP)	106.245
2017	05 - 29 abril	Legua <i>et al.</i> , 2017 (IFOP)	66.882
2018	5 - 29 abril	Castillo <i>et al.</i> , 2018 (IFOP)	20.361
2019	07 - 26 abril	Castillo <i>et al.</i> , 2019 (IFOP)	43.788
2020	20 abril - 07 mayo	Castillo <i>et al.</i> , 2020 (IFOP)	160.741

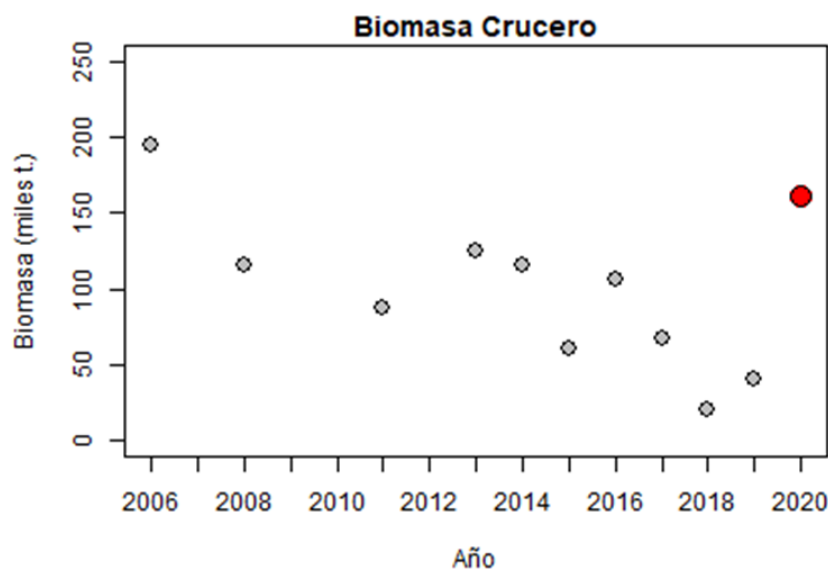


Figura 11. Biomasa total de sardina austral en aguas interiores de la Región de Los Lagos estimada en los cruceros de evaluación directa (2006-2020). Se destaca en círculo rojo de mayor tamaño el último valor obtenido en abril del año 2020.

Estructura de longitudes

Las **Figura 12** y **13** muestran las estructuras de longitudes utilizadas en la evaluación de stock, la cual es obtenida desde la flota que opera en aguas interiores de la Región de Los Lagos y del crucero de evaluación directa realizado en la misma zona.

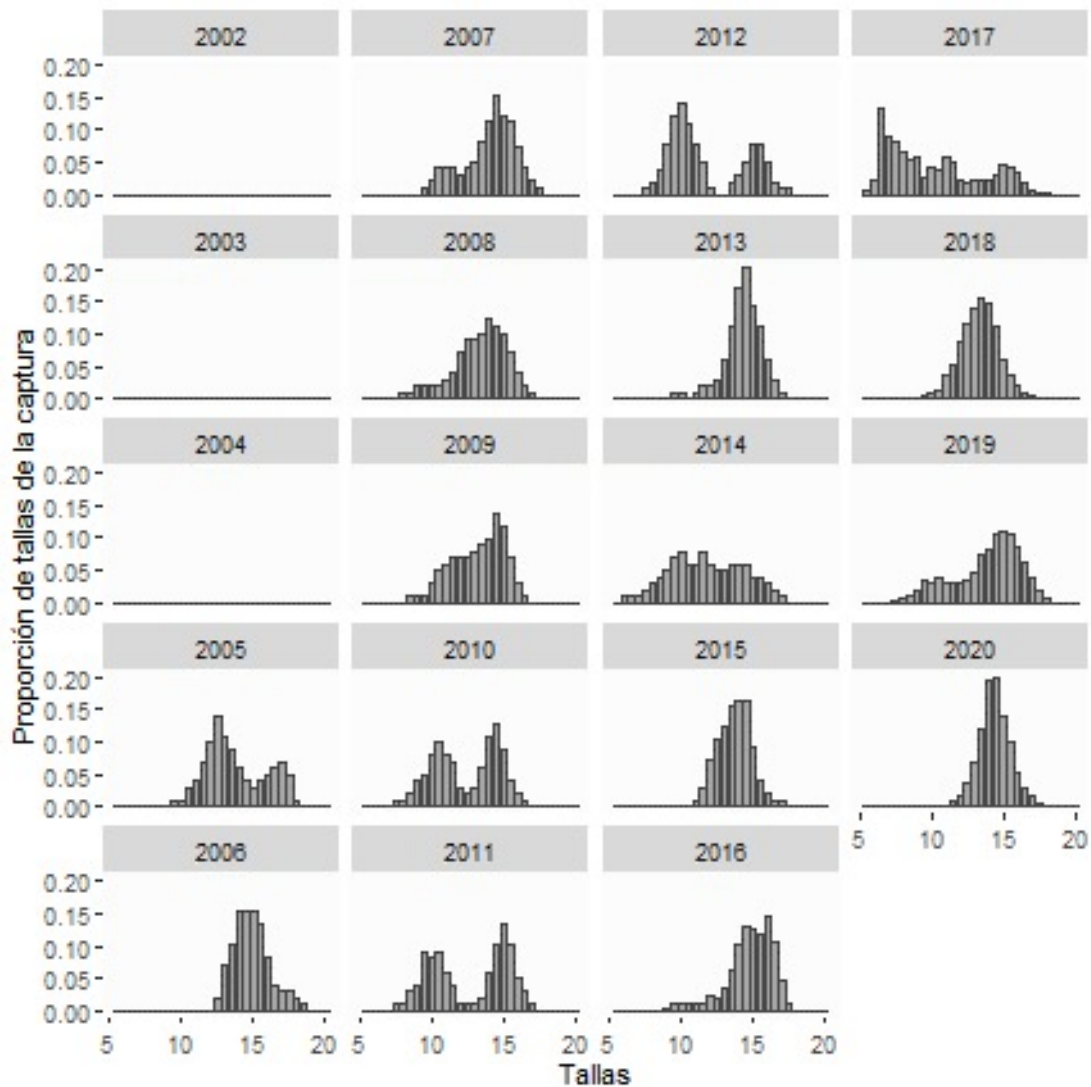


Figura 12. Estructuras de longitudes (LT, cm) anual de sardina austral obtenida desde la flota que opera en aguas interiores de la Región de Los Lagos.

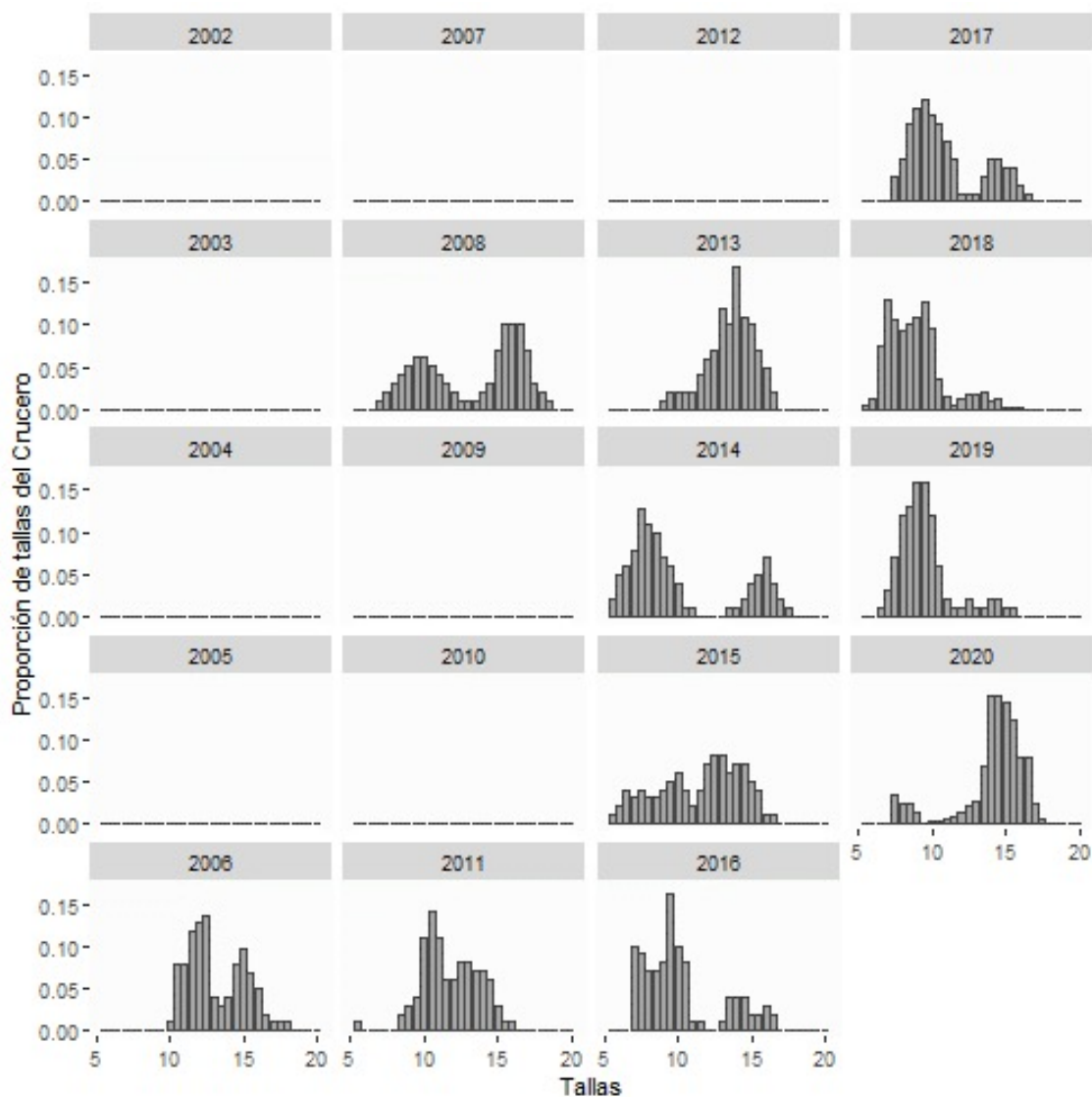


Figura 13. Estructuras de longitudes (LT, cm) de sardina austral obtenida por el crucero de evaluación directa en aguas interiores de la Región de Los Lagos.

Para revisar el proceso de reclutamiento de sardina austral de la Región de Los Lagos se analiza la evolución mensual de la estructura de longitudes de sardina austral entre enero de 2013 y mayo de 2020 en el mar interior de la Región de Los Lagos se muestra en las **Figura 14 y 15**. Aunque no se aprecia un patrón claro y persistente en el ingreso a la pesquería de la fracción recluta (menor a 12 cm), es posible apreciar evidencias de este proceso entre los meses de abril y mayo. Los años 2013 y 2014, se observa la presencia de una moda de individuos pequeños que recluta a la población a partir de abril. Esto se observó en septiembre de 2015 y en menor proporción en abril y mayo de 2016. La estructura de longitudes obtenida del muestro de la flota durante los años 2017 y 2018, muestra una estructura bimodal con una fuerte presencia de ejemplares reclutas que crecen en tamaño desde enero a mayo y una moda secundaria de adultos que marca una presencia constante y estable en términos de tamaño. Los primeros meses del 2019, se aprecia mayor presencia de individuos adultos, sobre los 13 cm, luego a partir de abril, excepto mayo, se confirma un pulso de ejemplares de pequeño tamaño bajo los 12 cm. El año 2020, aunque no se cuenta con información para el mes de abril, la estructura de longitudes entre enero y mayo muestra solo ejemplares adultos, sobre los 11 cm.

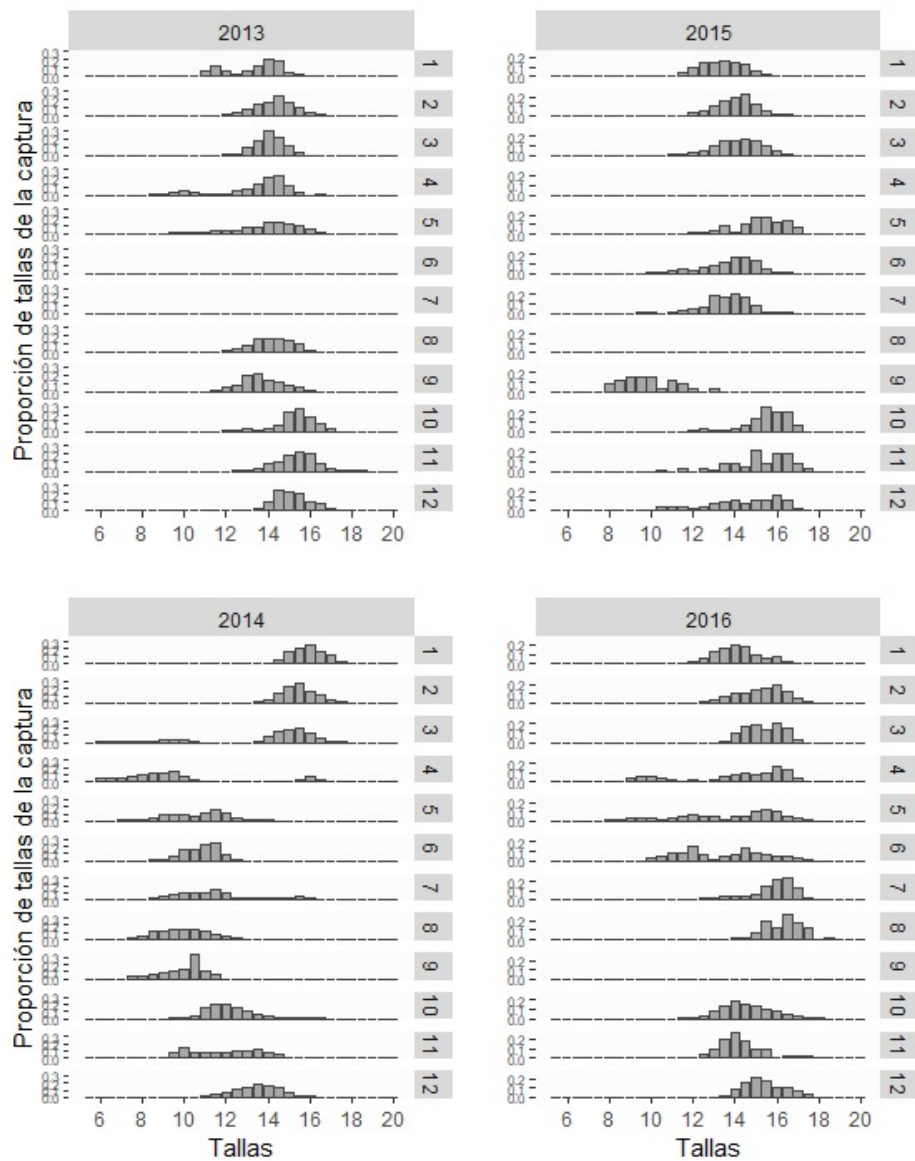


Figura 14. Estructura de tallas mensual de las capturas de sardina austral (enero 2013 - diciembre 2016), en aguas interiores de la Región de Los Lagos.

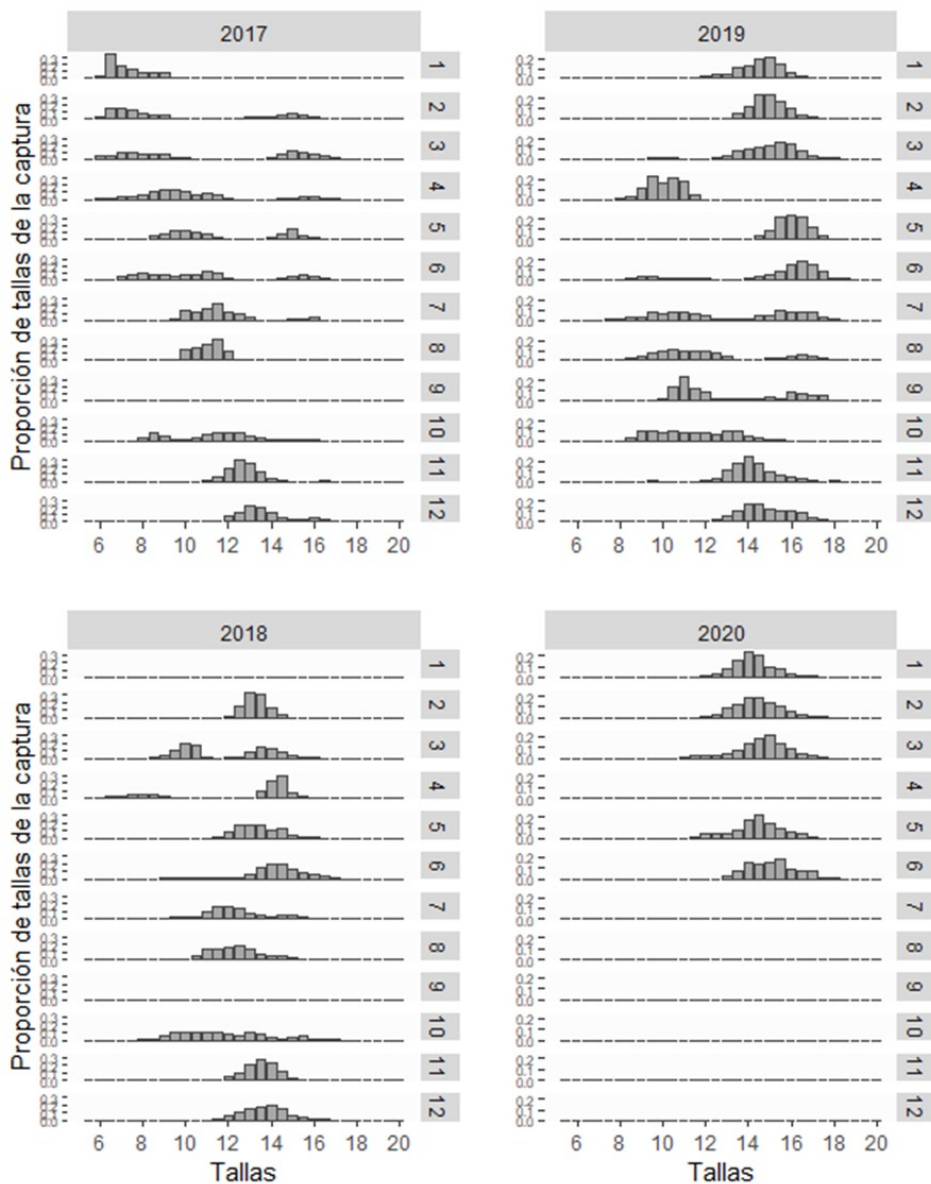


Figura 15. Estructura de tallas mensual de las capturas de sardina austral (enero 2013 - diciembre 2016), en aguas interiores de la Región de Los Lagos.

La **Figura 16** muestra un análisis comparativo de la estructura de longitudes observada desde la flota y cruceros de evaluación directa durante el mes de abril/mayo. En general, ambas fuentes de información son coincidentes en la distribución de frecuencia de tamaños que presenta el stock en el área, excepto el año 2018. El 2019, la estructura se basa casi exclusivamente en ejemplares de pequeño tamaño, por debajo de la ojiva de madurez. Lo contrario se observa durante el año 2020, donde se observa una composición de tamaños concentrada en ejemplares adultos. El crucero aprecia una pequeña proporción de individuos entre 7,5 y 10 cm.

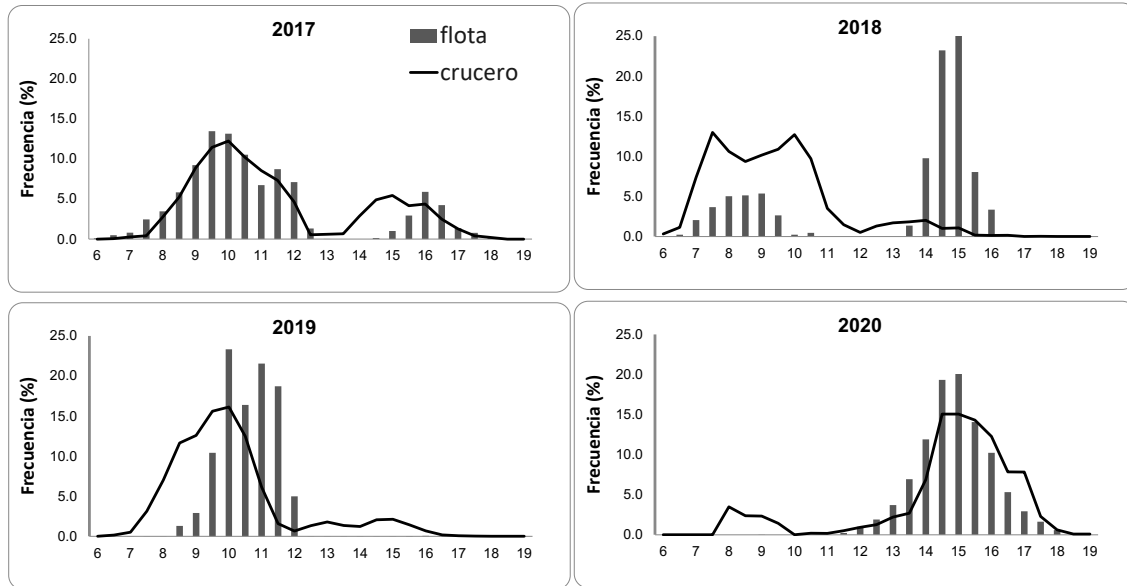


Figura 16. Estructura de tallas de sardina austral obtenida desde la flota (superficie sombreada) y crucero de evaluación directa (línea) en aguas interiores de la Región de Los Lagos, durante el mes de abril en los años 2017, 2018, 2019 y 2020.

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) (**Figura 17**). Los parámetros β_0 y β_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 β_0 y de 0,20 para β_1 .

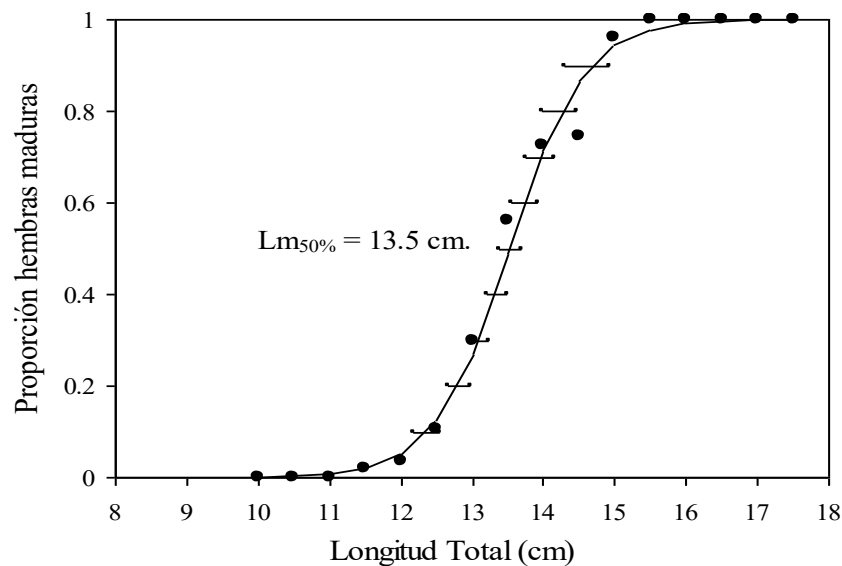


Figura 17. Ojiva de madurez de sardina austral en aguas interiores de la Región de Los Lagos obtenida a través de estados microscópicos (Leal *et al.*, 2011).

b) Crecimiento y mortalidad natural

Los parámetros de crecimiento estimados por Cerna *et al.*, (2007) para sardina austral fueron: $L_{\infty}=17,7$ cm, $k=0,78$ y $t_0=-0,46$ años (**Figura 18**). La mortalidad natural en tanto, fue estimada en 0,83 año⁻¹ por Canales *et al.*, (2007) utilizando los parámetros de crecimiento y madurez reportados para la especie. Esta información es la más actual disponible y es usada en el modelo de evaluación de stock.

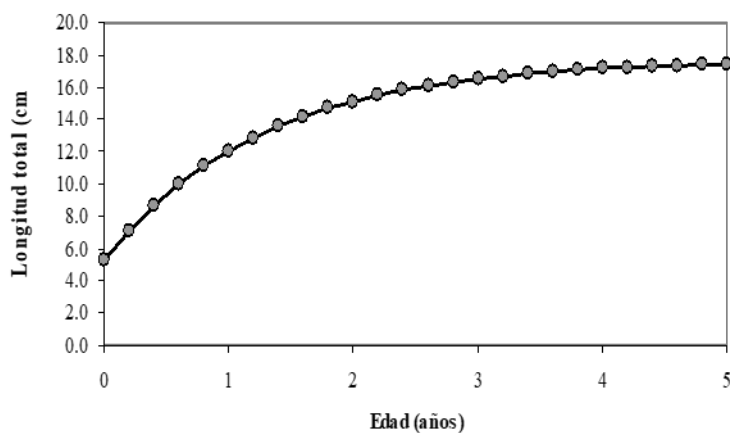


Figura 18. Función de crecimiento descrita por los parámetros de Von Bertalanffy estimados para sardina austral.

4.1.2. Diagnóstico del modelo de evaluación de stock

Ajuste del modelo a los datos

Los resultados muestran que el modelo base actual recoge la variabilidad general de las señales poblacionales. Debido a que los valores de los coeficientes de variación empleados son más pequeños, el modelo ajusta de mejor manera la serie de desembarques por sobre el índice de biomasa directa y CPUE. Al respecto, los datos observados de desembarques se asumen menos sesgados y más precisos con un CV de residuos de 0,1. En el ajuste de la CPUE se aprecian sobre y subestimaciones, aunque el modelo recoge la variabilidad media del índice. En el caso de la biomasa acústica, el modelo tiende a subestimar los valores observados, excepto los años con los niveles más bajos (2015, 2018 y 2019) (**Figura 19**).

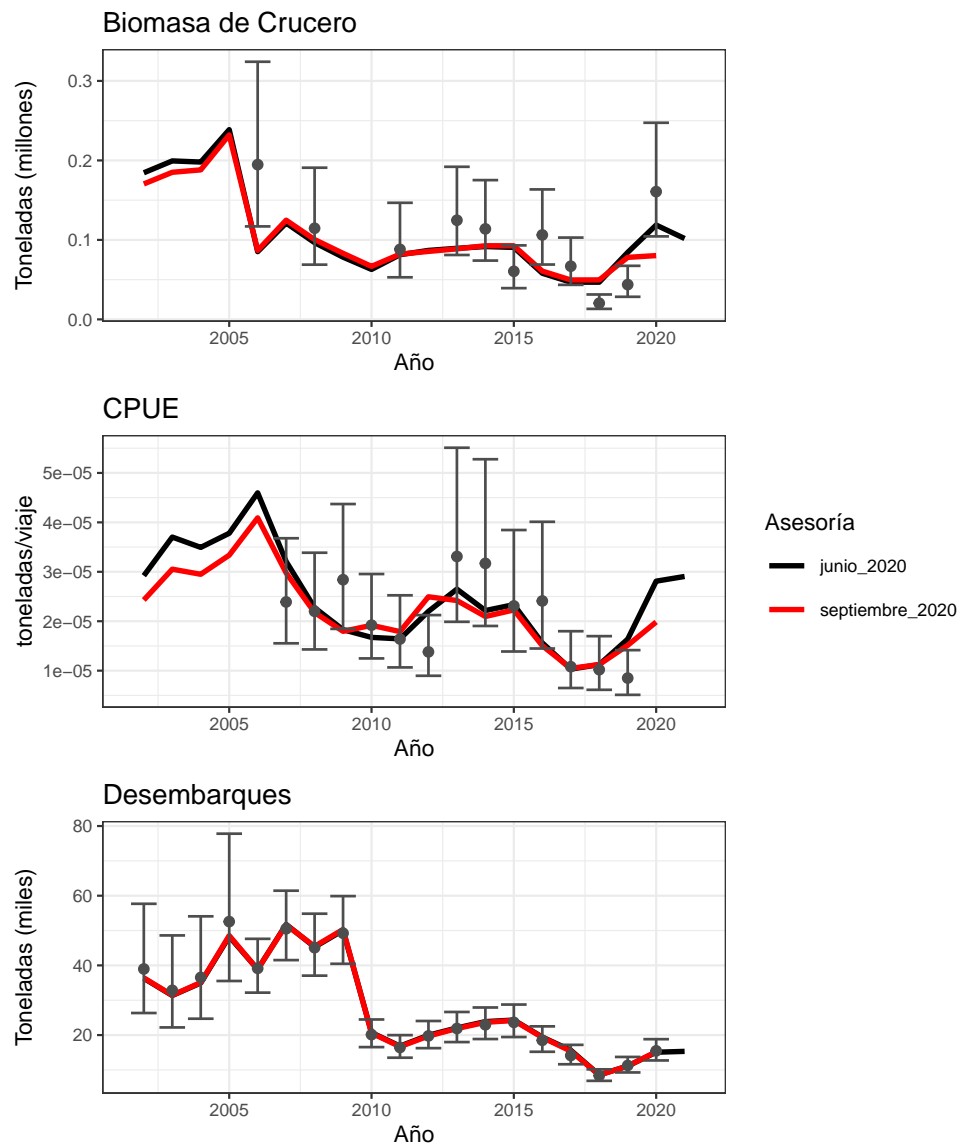


Figura 19. Ajuste del índice de la biomasa directa , CPUE y desembarques de sardina austral en el mar interior de la Región de Los Lagos. Los círculos representan los datos observados. La línea vertical sobre los puntos corresponde al error de las observaciones.

Análisis de residuos

El análisis de los residuos y gráficos qq-plot (**Figura 20**), muestra que los residuales del modelo no sugieren tendencia, se aprecia además una linealidad general en la escala log en todos los índices. Sin embargo, en el caso de los desembarques, la convergencia entre las observaciones y el ajuste del modelo es mayor. En este caso, cuando el ajuste no es total, los datos observados tienden a situarse por debajo de los valores predichos. La CPUE y biomasa acústica (crucero) muestran mayor dispersión de los datos en relación a las predicciones.

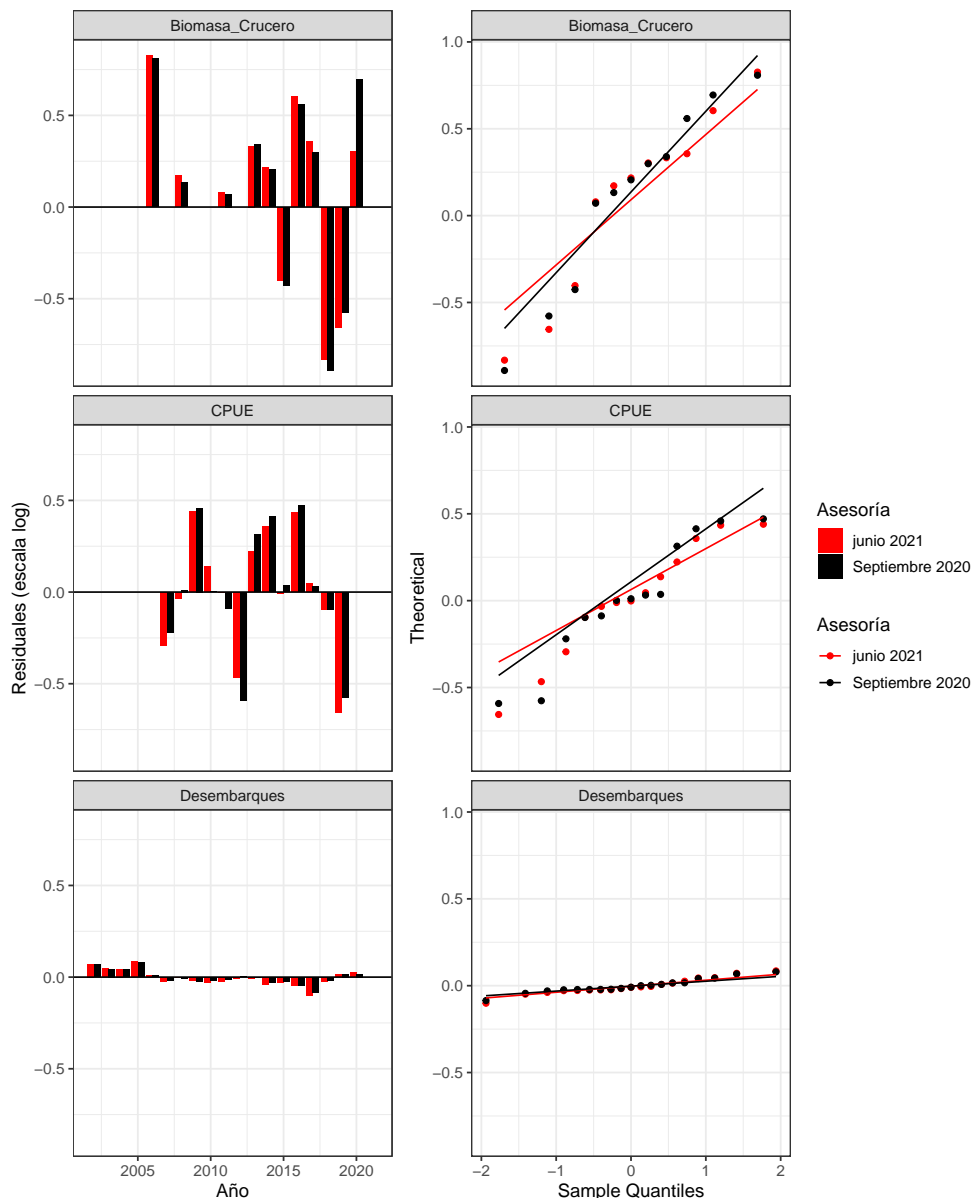


Figura 20. Análisis de residuales y diagrama Q-Q para los ajustes a la información de desembarques, CPUE y cruceros de evaluación directa.

Ajuste de las composiciones de longitudes

Las estructuras de longitudes de la flota (**Figura 21**) y cruceros acústicos (**Figura 22**), son medianamente reproducidas por el modelo de evaluación, capturando su variabilidad general. En el caso de las capturas comerciales, el modelo reproduce de mejor manera las estructuras unimodales. En los años en que se aprecia bimodalidad (2010,2011,2012), el modelo no es capaz de ajustar adecuadamente la información. En el caso de los cruceros, el modelo es todavía menos eficiente en el ajuste a la información observada. El uso de patrones de explotación variables en el tiempo, aunque mejora las tallas medias predichas, no generó variaciones en los ajustes de las composiciones de longitudes respecto del modelo base previo.

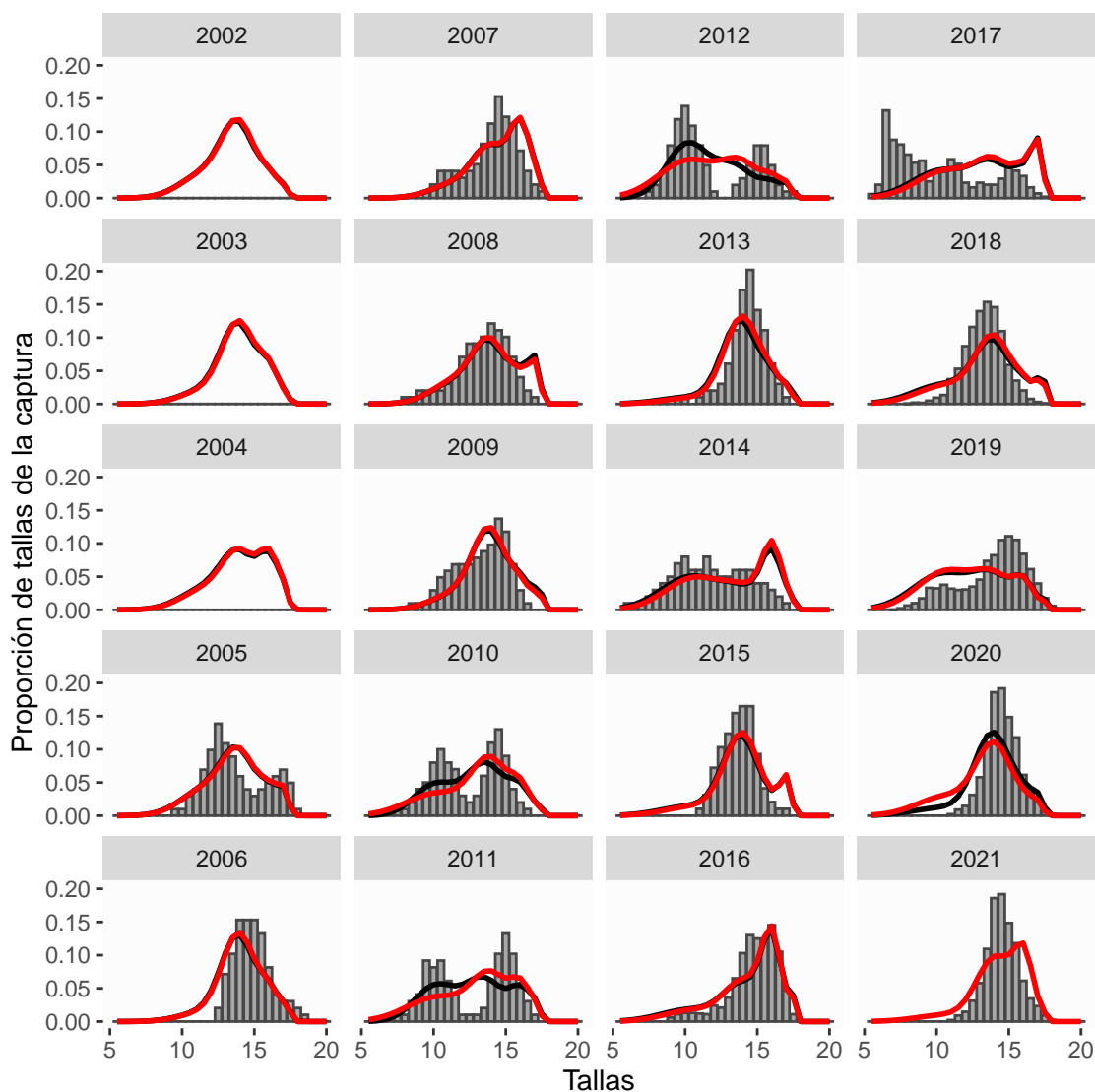


Figura 21. Ajuste de la estructura de longitud de la flota en la pesquería de sardina austral en el mar interior de la Región de Los Lagos, entre los años 2006 y 2020. Barras (datos observados), líneas (modelo ajustado).

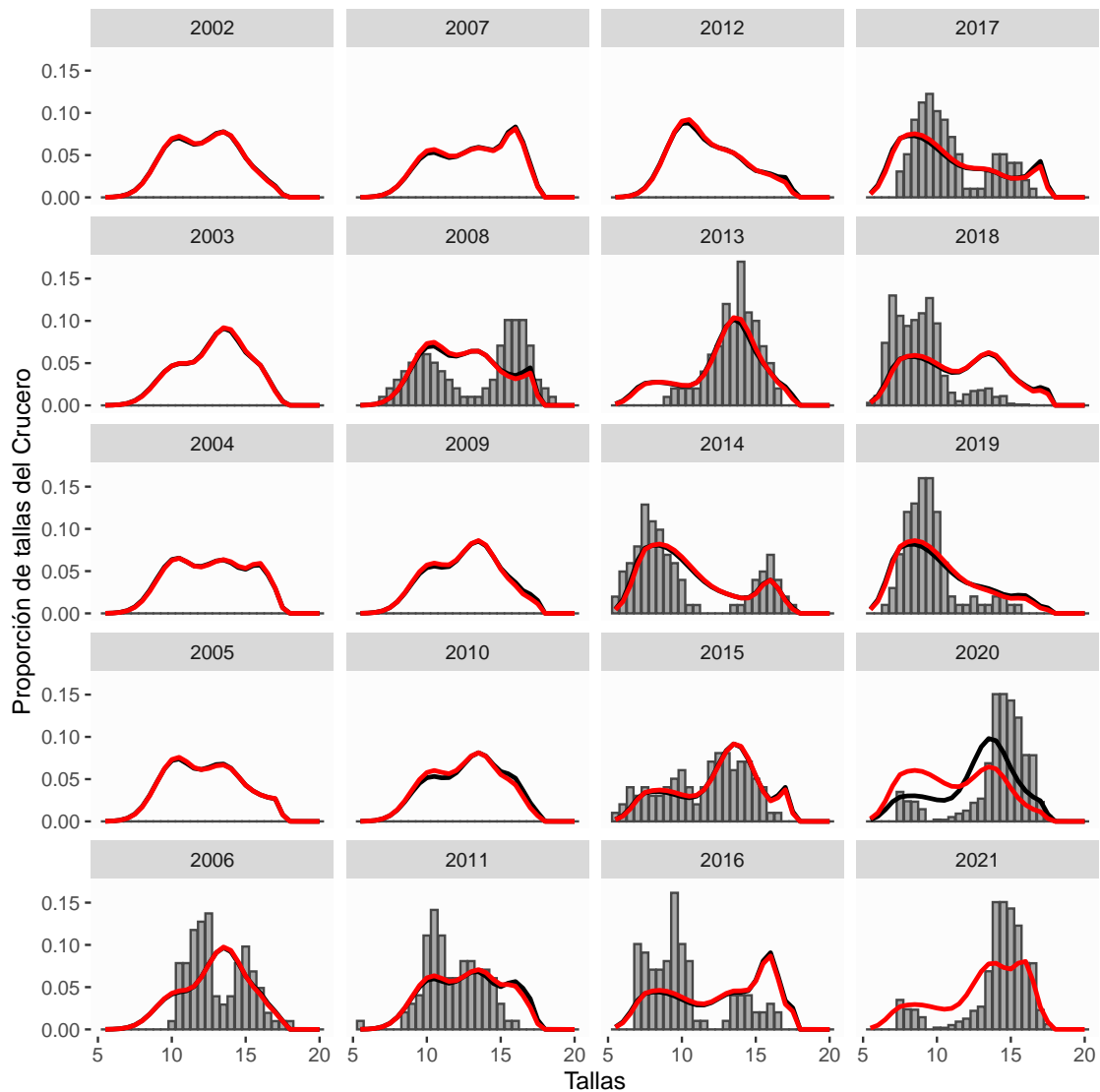


Figura 22. Ajuste de la estructura de longitud de sardina austral en los cruceros de evaluación directa en el mar interior de la Región de Los Lagos. Barras (datos observados), líneas (modelo ajustado).

Residuales de las composiciones de longitudes

En términos de la bondad de ajuste se entrega el cuadro de residuales por longitud vs los ajustes de las capturas y los cruceros. El comportamiento de los residuales sugiere, en la información de la flota y crucero, ciertos patrones que reflejan tendencia. Por ejemplo, en la flota se aprecia subestimación en el rango de longitudes de 14 y 15 cm y sobreestimación de las longitudes superiores (**Figura 23**). El análisis además confirma los inconvenientes en el ajuste de las estructuras de longitudes bimodales.

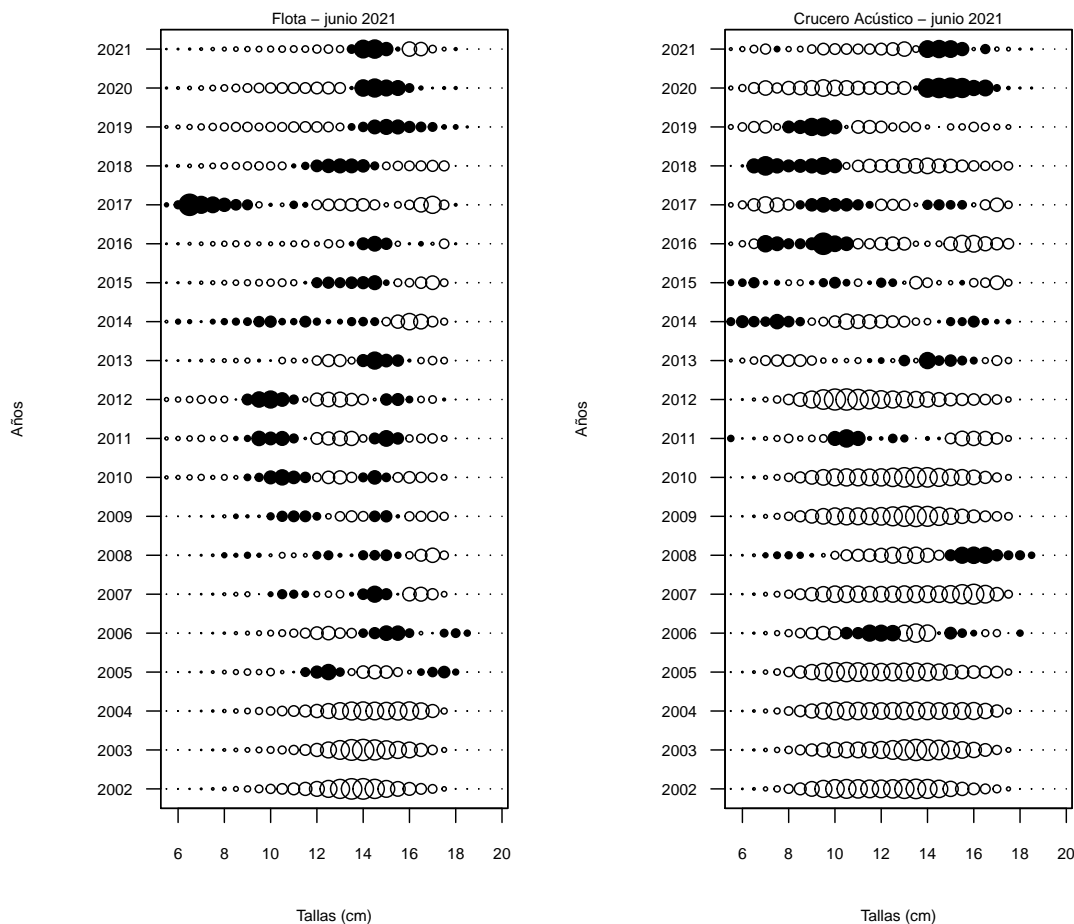


Figura 23. Residuales de las estructuras de tallas de la flota y cruceros. Subestimaciones (círculos negros) y sobreestimaciones (círculo blanco). El tamaño del globo indica la magnitud relativa del error por tallas.

Comparación con evaluaciones anteriores

Se comparan los resultados de los principales indicadores de la asesoría actual (jseptiembre 2020) con asesorías anteriores (junio 2020, septiembre 2019, junio 2019, septiembre 2018) para evaluar la consistencia de la evaluación presente. Al respecto, el desempeño retrospectivo empírico ilustra mayor incertidumbre en los tres últimos años de las series (**Figura 24**). Con el procedimiento de actualización, se aprecia un re-escalamiento de la biomasa desovante en toda la serie hacia valores menores (asesoría de septiembre 2018) y de la mortalidad por pesca hacia valores más altos (asesoría de septiembre 2018). Esto, como consecuencia de una disminución importante en los cruceros de los años 2018 y 2019, que mostraron los valores más bajos de toda la serie. Asimismo, se observó una reducción significativa durante el año 2017 y 2018 en la CPUE y desembarques. Otro efecto se genera producto del cambio en el caso base del año inicial (2002) a partir de la asesoría de septiembre 2018.

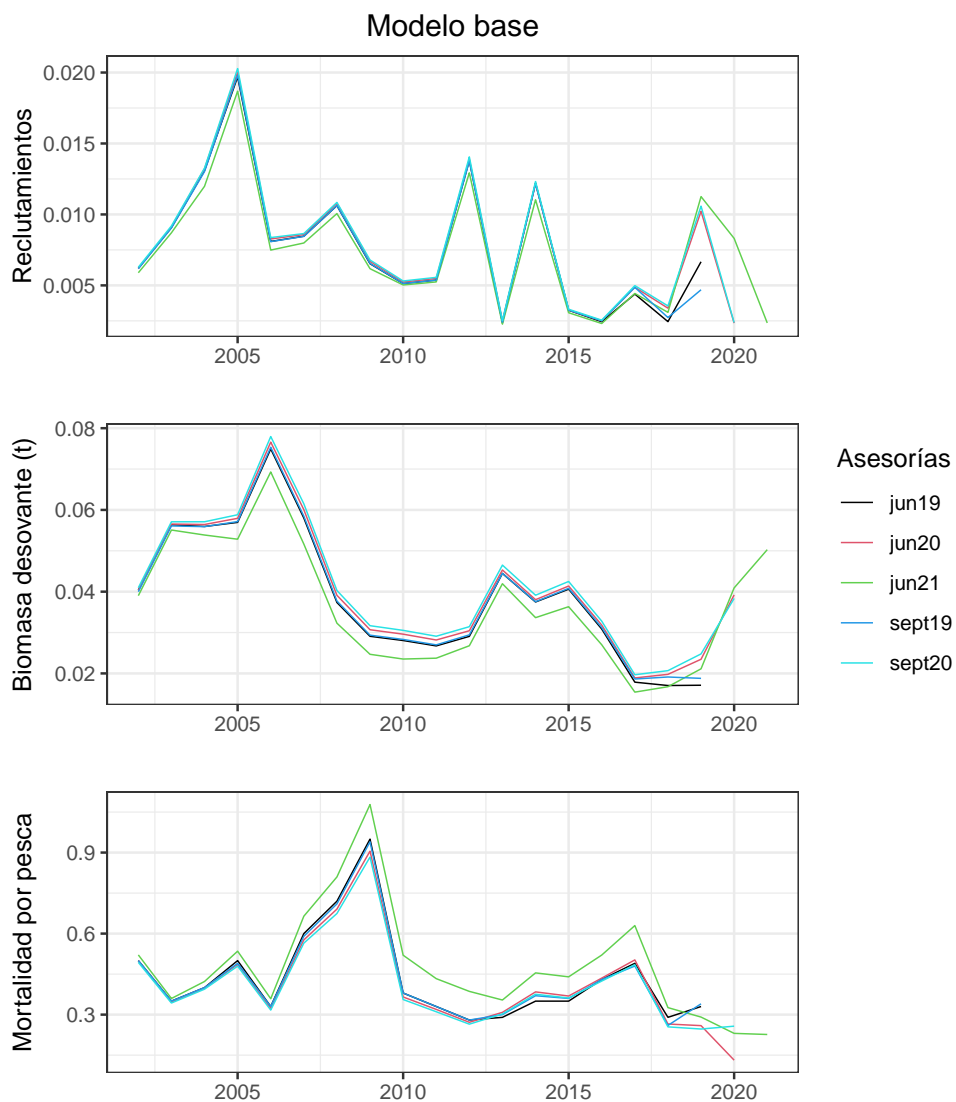


Figura 24. Análisis retrospectivo empírico de los reclutamientos, biomasa desovante y mortalidad por pesca (F año-1).

Análisis retrospectivo

En la **Figura 25** se muestra el patrón retrospectivo estándar y relativo de la biomasa desovante y mortalidad por pesca para el modelo base actual (septiembre 2020). El análisis retrospectivo del modelo de evaluación muestra que en términos de rho (promedio de anomalías retrospectivas) la reducción de información genera un patrón de sobreestimación del reclutamiento ($\rho = +0,22$) y de la biomasa desovante ($\rho = +0,2$), con una subestimación de la mortalidad por pesca ($\rho = -0,15$). En general, las estimaciones para el último año pueden variar sustancialmente entre las sucesivas actualizaciones, mientras que para los años previos tienden a converger a valores más estables. En el caso particular de la evaluación de stock de sardina austral, la fuerte reducción (por debajo de los niveles promedio) en los índices que conducen el modelo, generó cambios hacia menores valores de R_0 (Rmed) a partir del año 2018. Según el actual enfoque de evaluación, el stock debería ser de un tamaño menor, en términos de biomasa y abundancia, que los niveles estimados previo al año 2018.

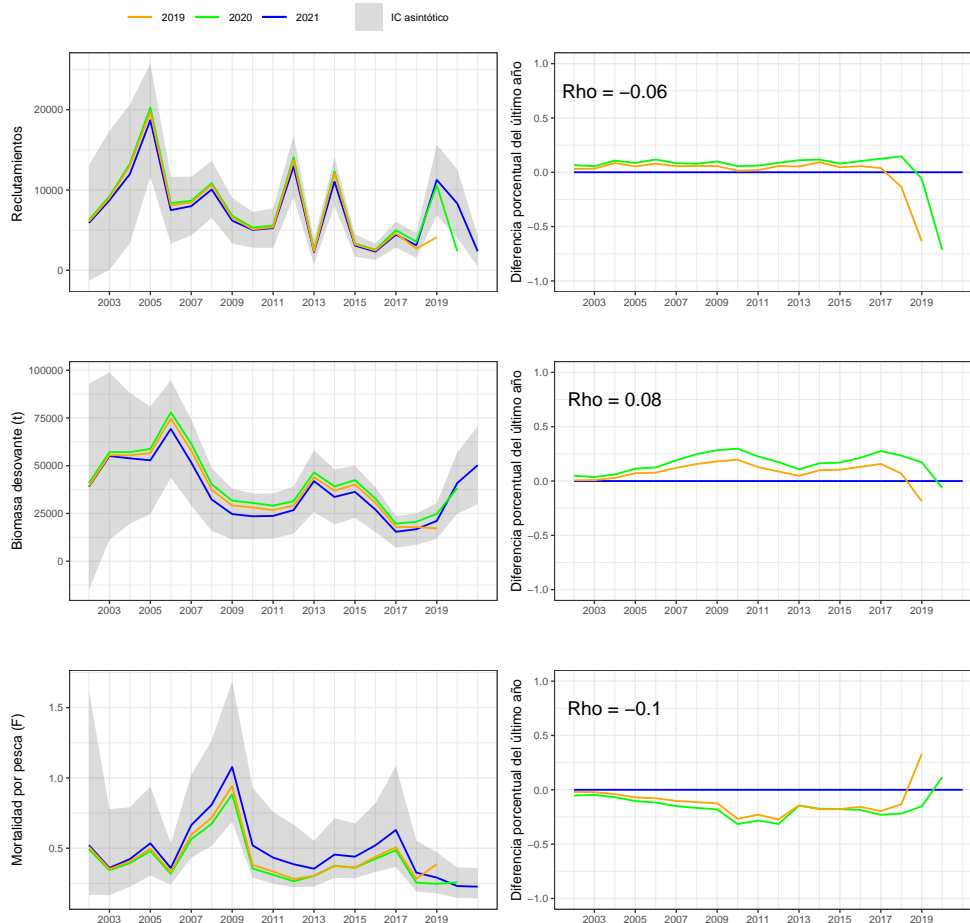


Figura 25. Patrón retrospectivo (panel izquierdo) estándar y (panel derecho) relativo de los reclutamientos, biomasa desovante y de la mortalidad por pesca de sardina austral para la asesoría septiembre 2020.

Perfil de verosimilitud

La **Figura 26** muestra el perfil de verosimilitud de cada fuente de dato cuyo mínimo representa la estimación máxima a posteriori del reclutamiento medio (R_0) para cada fuente de error del caso base. Los datos cuyos perfiles estuvieron más próximos entre si y la diferencia del log verosimilitud respecto del mínimo se elevó por sobre el criterio estadístico $X^2=1,92$ fue la biomasa del crucero (cru) y la proporción de tallas del crucero (procru).

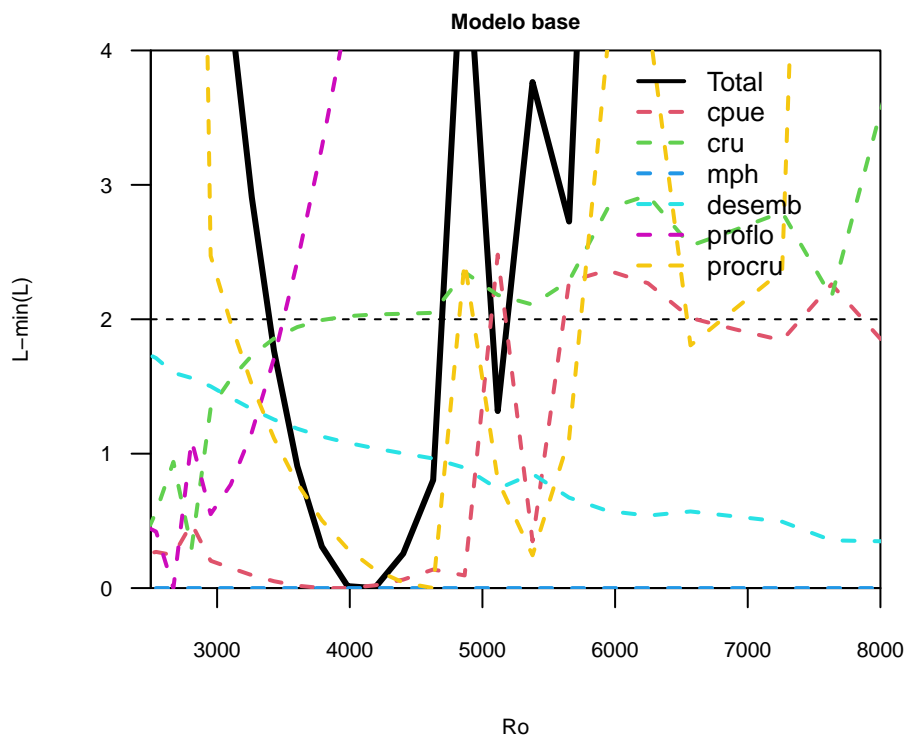


Figura 26. Perfil de verosimilitud donde la línea horizontal representa el nivel crítico para el test para la asesoría actual (septiembre 2020).



Sensibilidad a la actualización de datos

4.2. Objetivo específico 2:

“Establecer el estatus actualizado de estos recursos, sobre la base de sus principales indicadores estandarizados de estado y flujo, incorporando, cuantificando y propagando la incertidumbre subyacente a la pesquería.”

4.2.1. Indicadores del stock

Reclutamientos

Biomasas

Mortalidad por pesca

Selectividad

4.2.2. Estado de explotación

Puntos biológicos de referencia (PBR)

Indicadores del estado del stock



Diagrama de fases de explotación

4.3. Objetivo específico 3:

“Determinar niveles de Captura Biológicamente Aceptable (CBA) que lleven y/o mantenga la pesquería en torno al Rendimiento Máximo Sostenible (RMS), a partir de un análisis de riesgo en condiciones de incertidumbre de no alcanzar los objetivos de conservación y sostenibilidad conforme lo establece la LGPA y contenidos en el Plan de Manejo y/o en el Programa de Recuperación respectivo, según corresponda.”

4.3.1. Captura Biológicamente Aceptable (CBA) inicial 2021

4.3.2. Proyección del stock



4.4. Objetivo específico 4:

“Informar el avance del Programa de Mejoramiento Continuo de la Calidad en la Asesoría Científica (PMC-CAC) realizado durante el presente estudio, respecto al cumplimiento de recomendaciones formuladas en procesos de RPEI y priorizadas por el CCT, cuando corresponda.”

4.4.1. Matriz de transición de crecimiento talla-talla (Modelo base)

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

$$\bar{\Delta}_l = (L_\infty - l^*)(1 - e^{-k}) \quad (14)$$

Donde, L_∞ 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 α_l y β_p , los cuales se relacionan entre si según:

$$\alpha_l = \frac{\bar{\Delta}_l}{\beta_p}, \quad (15)$$

Donde, α_l corresponde a la varianza (es función de L_∞ y k) proporcional a la media, β_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:

$$T_{ll'} = \int_l^{l'} \frac{(l' - l)^a \exp(-(l' - l)/\beta_p)}{\beta_p} dl \quad (16)$$

Donde, $T_{ll'}$ corresponde a la matriz de transición que modela el crecimiento entre l y l' (Sullivan *et al.*, 1990). La **Figura 19** muestra la matriz de transición estimada por el modelo base de sardina austral de la Región de Los Lagos.

El reclutamiento se plantea separable en un componente anual y uno talla-específico. Pr_l es el vector de distribución de reclutamiento (ecuación 17). La **Figura 20** muestra el patrón de reclutamiento estimado por el modelo base.

$$Pr_l = R \int_l^{l+1} \frac{1}{2\pi\sigma^2} \exp\left[-\frac{(l - \mu)^2}{\sigma^2}\right] dl, \quad (17)$$

Donde, μ y σ 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:

$$N_{l,t} = T_{ll'} N_{l,t-1} \exp(-Z_{l,t-1}) + Pr_l R_t, \quad (18)$$

$$\hat{C}_{l,t} = \frac{F_{l,t}}{Z_{l,t}} N_{l,t} (1 - S_{l,t}) \quad (19)$$

Donde, $N_{l,t-1}$ corresponde al número de peces de talla l , en el año $t - 1$, 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. \hat{C} corresponde a la captura en

número estimada sobre la base de la estimación de abundancia del número de peces a la talla. La **Figura 21** muestra la estimación de captura en número a la talla estimada por el modelo base, en la cual se evidencia un truncamiento en las tallas sobre los 18 cm, lo cual genera unos picos de abundancia en las tallas de 16 y 17 cm. Y se observa una talla media principal en torno a los 13.5 cm LT.

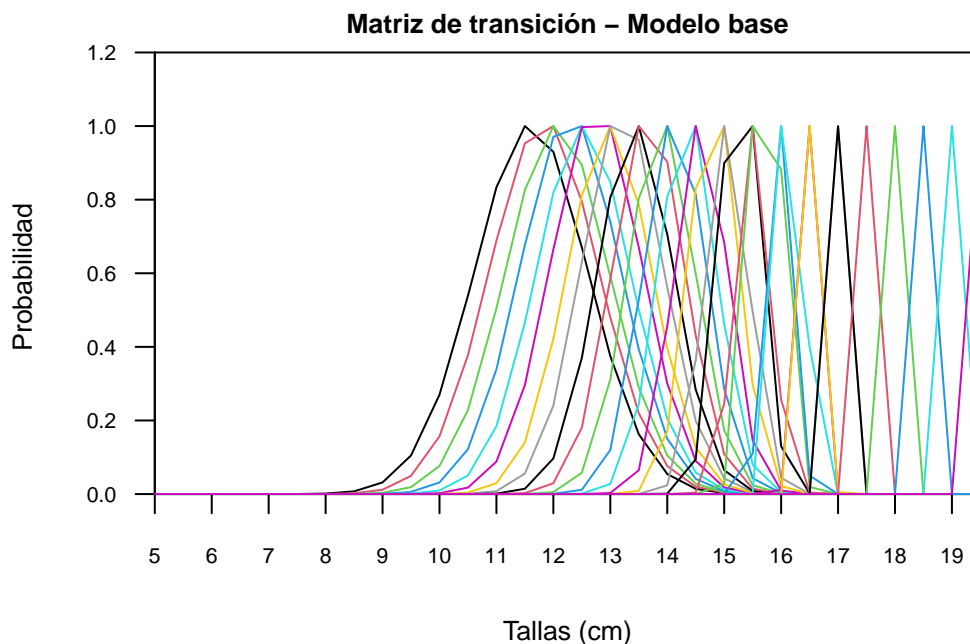


Figura 19. Matriz de transición de crecimiento talla a talla

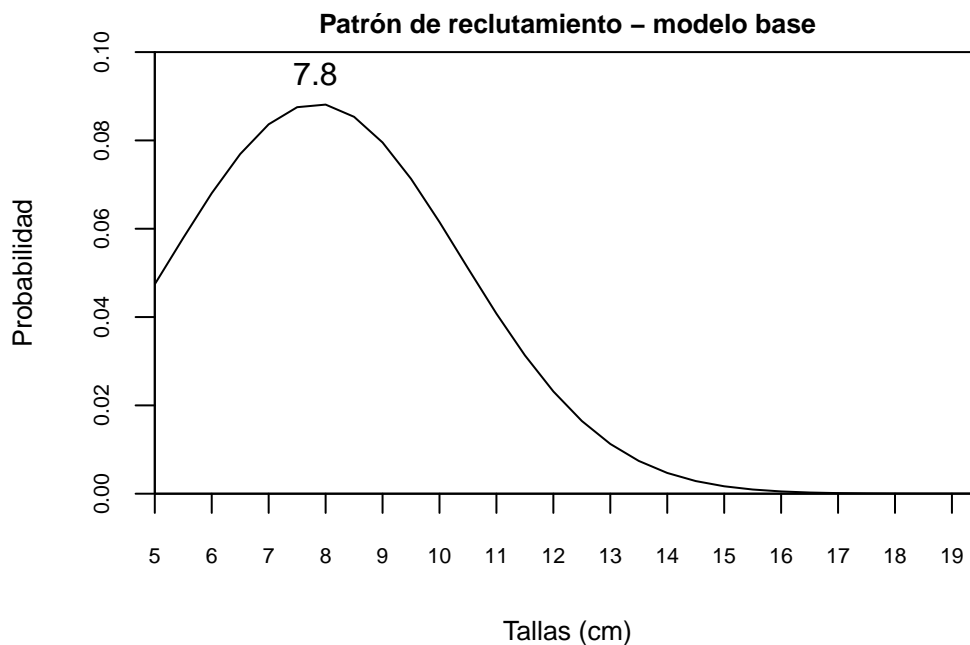


Figura 20. Distribución de probabilidad del reclutamiento

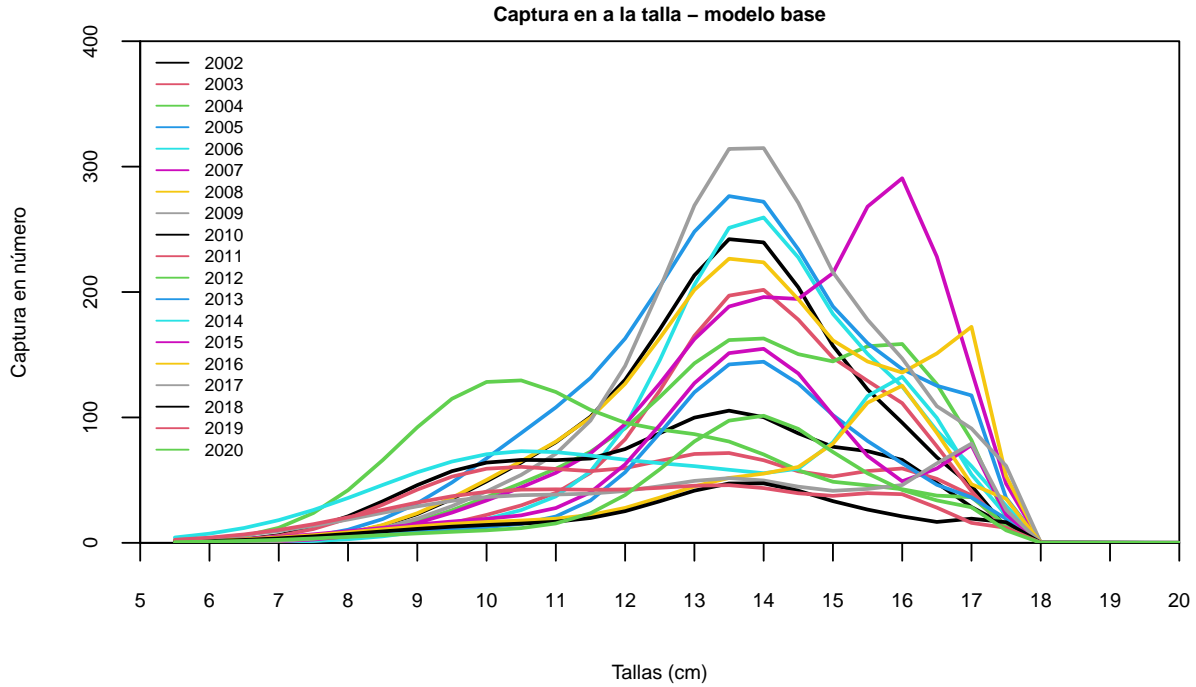


Figura 21. Captura en número estimada por el modelo a la talla utilizando la matriz de transición.

4.4.2. Clave talla-edad simulada en modelo alternativo

Dado que el modelo alternativo está basado en una dinámica edad-estructurada, es necesario transformar las estructuras de tallas a edades a través de una clave talla-edad simulada. Esta clave describe la probabilidad de que un individuo de talla l pertenece a una cierta edad a . De acuerdo a lo anterior, la proporción de ejemplares de edad a en un intervalo de longitud, $P_{l,a}$ es una función de la longitud promedio (l_a) a la edad (predicha por los parámetros de crecimiento) y la varianza (σ_a) de las longitudes a una edad determinada, según:

$$l_a = l_{\infty} (1 - e^{-k}) + e^{-k} l_{a-1} \quad (20)$$

$$\sigma_a = cv l_a \quad (21)$$

$$P_{l,a}(l_a, \sigma_a) = \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma_a^2}} e^{-\frac{(l-l_a)^2}{2\sigma_a^2}} \quad (22)$$

donde $P_{l,a}$ representa la matriz de distribución de probabilidad por talla l a la edad a . Y σ_a corresponde a la desviación estándar de la talla media para la edad a . La **Figura 22** muestra la clave talla-edad simulada por el modelo alternativo para obtener las capturas en número estimadas a la talla " l " y año " t ".

$$\hat{C}_{l,t} = P_{l,a} C_{a,t} \quad (23)$$

Donde $C_{a,t}$ corresponde a las capturas en número observadas a la talla provenientes de los monitoreos de la pesquería y cruceros acústicos. La **Figura 23** muestra las capturas estimadas a la talla utilizando la clave talla-edad antes descrita. Se observan dos modas principales, una en torno a los 9 cm correspondiente al grupo de edad 0 y una segunda moda en torno a los 14 cm. Se observa una bimodalidad más marcada que la captura a la talla estimada por el modelo base (**Figura 21**).

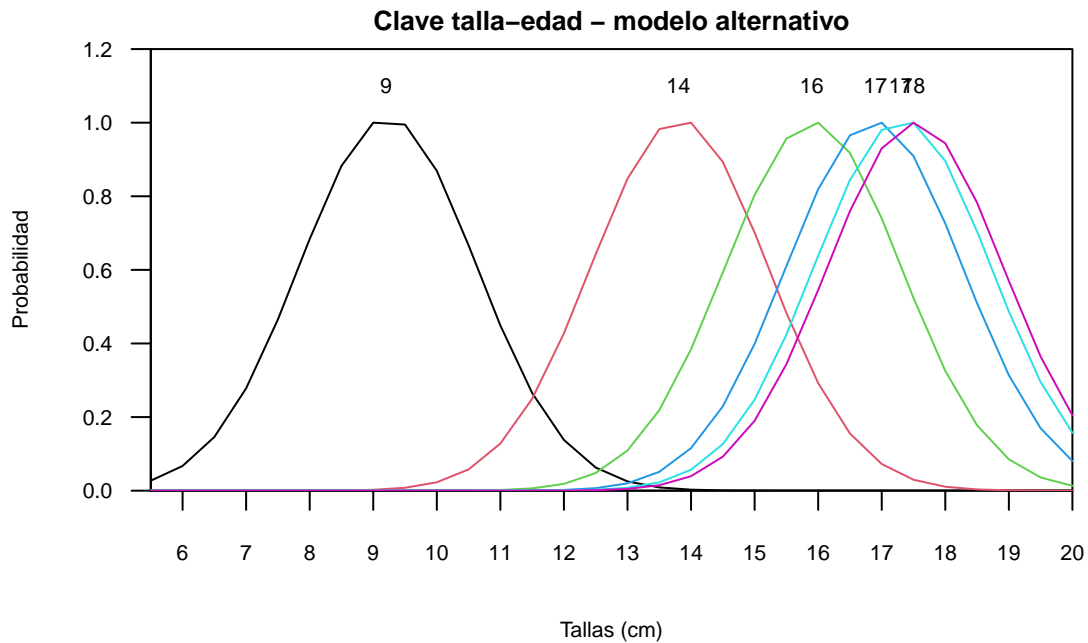


Figura 22. Probabilidad de que un individuo de talla "l" pertenece a una cierta edad "a" estimada en el modelo alternativo. Los números sobre cada curva corresponden a la longitud promedio de cada grupo de edad (edades de 0 a 5 años).

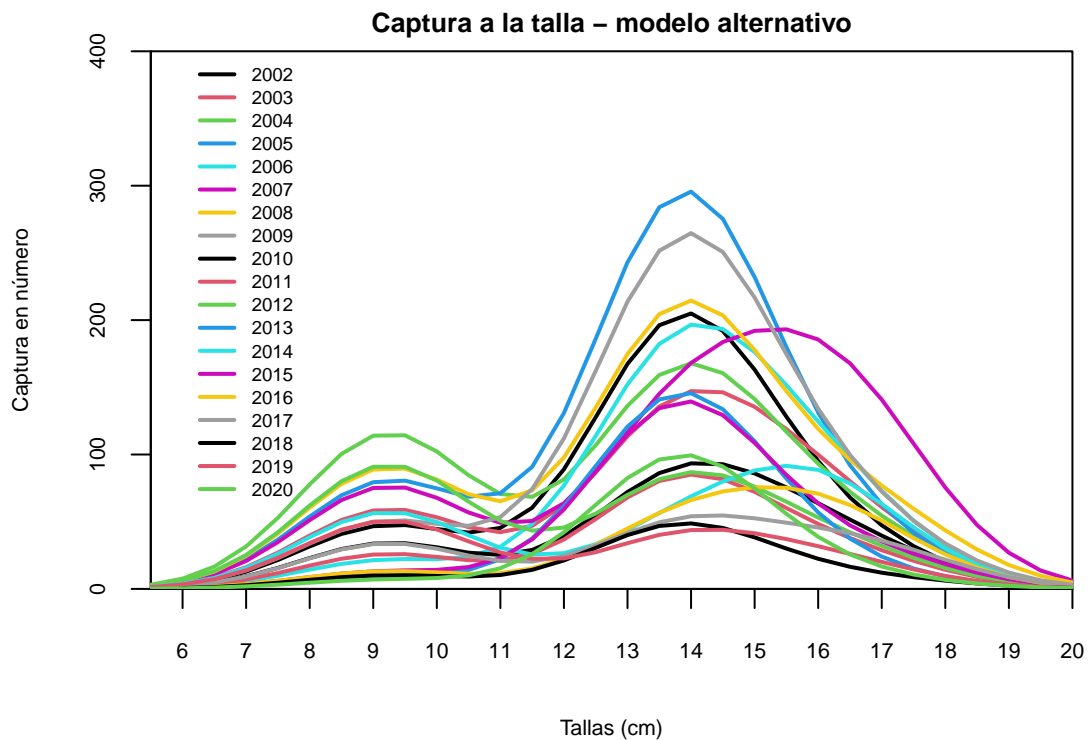


Figura 23. Captura en número estimada por el modelo alternativo utilizando clave talla-edad simulada.



4.4.3. Comparación del ajuste y residuales del modelo base y alternativo a los datos

Ambos modelos: Modelo base y Modelo alternativo, reproducen la tendencia general de los índices y no parecen mostrar diferencias importantes, excepto en la CPUE, donde el modelo alternativo, parece ajustar de mejor manera algunos años respecto del modelo base actual (**Figura 24**). Esto queda de manifiesto en el análisis de residuos (**Figura 25**). En relación al ajuste del modelo a la información de composiciones de tallas (**Figuras 26 y 27**), se observa que el modelo alternativo parece ser más eficiente en capturar la bimodalidad en la estructura de longitudes observada durante algunos años en la flota y las fuertes modas de los cruceros acústicos. El ajuste del modelo base evidencia un truncamiento en las tallas sobre los 18 cm, lo cual genera unos picos de abundancia en las tallas de 16 y 17 cm en algunos años. Las **Figuras 28 y 29** evidencian un patrón similar en los residuales de las composiciones de tallas de ambos modelos.

4.4.4. Comparación del análisis retrospectivo del modelo base y alternativo

En las **Figuras 30 y 31** se muestra los patrones retrospectivos estándar y relativo de la biomasa desovante y mortalidad por pesca para el modelo base y alternativo. En el caso particular de la evaluación de stock de sardina austral de la Región de Los Lagos, la fuerte reducción (por debajo de los niveles promedio) en los índices que conducen el modelo, generó cambios hacia menores valores de R_0 (R_{med}) a partir del año 2018 (cambio de productividad). Según el actual enfoque de evaluación, el stock debería ser de un tamaño menor, en términos de biomasa y abundancia, que los niveles estimados previo al año 2018. Este cambio genera un conflicto en la estimación de parámetros del modelo base que impide generar estimaciones para los años previos al 2018 considerando los mismos supuestos del caso base actual. El modelo alternativo si permite generar estimaciones para los años previos al 2018 pero evidencia un cambio de productividad al parecer influenciado por la disminución abrupta registrada en los índices del modelo. Para los tres últimos años, ambos modelos muestran una tendencia a subestimar los valores de reclutamientos y biomasa desovante y a sobreestimar los niveles de mortalidad por pesca. Para comprobar la hipótesis de un cambio de productividad es necesario realizar un análisis de posibles cambios demográficos de la población en la zona. Otra hipótesis a evaluar es el efecto de cambios espaciales y/o temporales de la capturabilidad de la flota que se podría estar confundiendo con cambios de productividad de la población. Para corregir posibles errores de proceso del modelo es necesario evaluar estas hipótesis y de esta forma mejorar el patrón retrospectivo observado en ambos modelos de evaluación de stock de sardina austral de la Región de Los Lagos.

4.4.5. Comparación de los perfiles de verosimilitud del modelo base y alternativo

Las **Figuras 32 y 33** muestran el perfil de verosimilitud de cada fuente de dato cuyo mínimo representa la estimación máxima a posteriori del reclutamiento medio (R_0) para cada fuente de error del modelo base y alternativo. El perfil de la verosimilitud total del modelo base muestra un mínimo en los 4100 aprox, con una tendencia a buscar un segundo mínimo en torno a los 5000. Mientras que el modelo alternativo encuentra un mínimo en torno a los 5000 millones de peces. Para ambos modelos, los datos cuyos perfiles estuvieron más próximos entre si y la diferencia del log verosimilitud respecto del mínimo se elevó por sobre el criterio estadístico $X^2=1,92$ fue la proporción de tallas del crucero (procru), al parecer la proporción de tallas de la flota indicaría un menor nivel de R_0 en ambos modelos. Ambos modelos muestran mucho ruido en los perfiles de verosimilitud de los datos de entrada, por lo tanto, es necesario revisar las hipótesis antes señaladas para corregir posibles errores de procesos producto de mala especificación de algunos supuestos empleados.

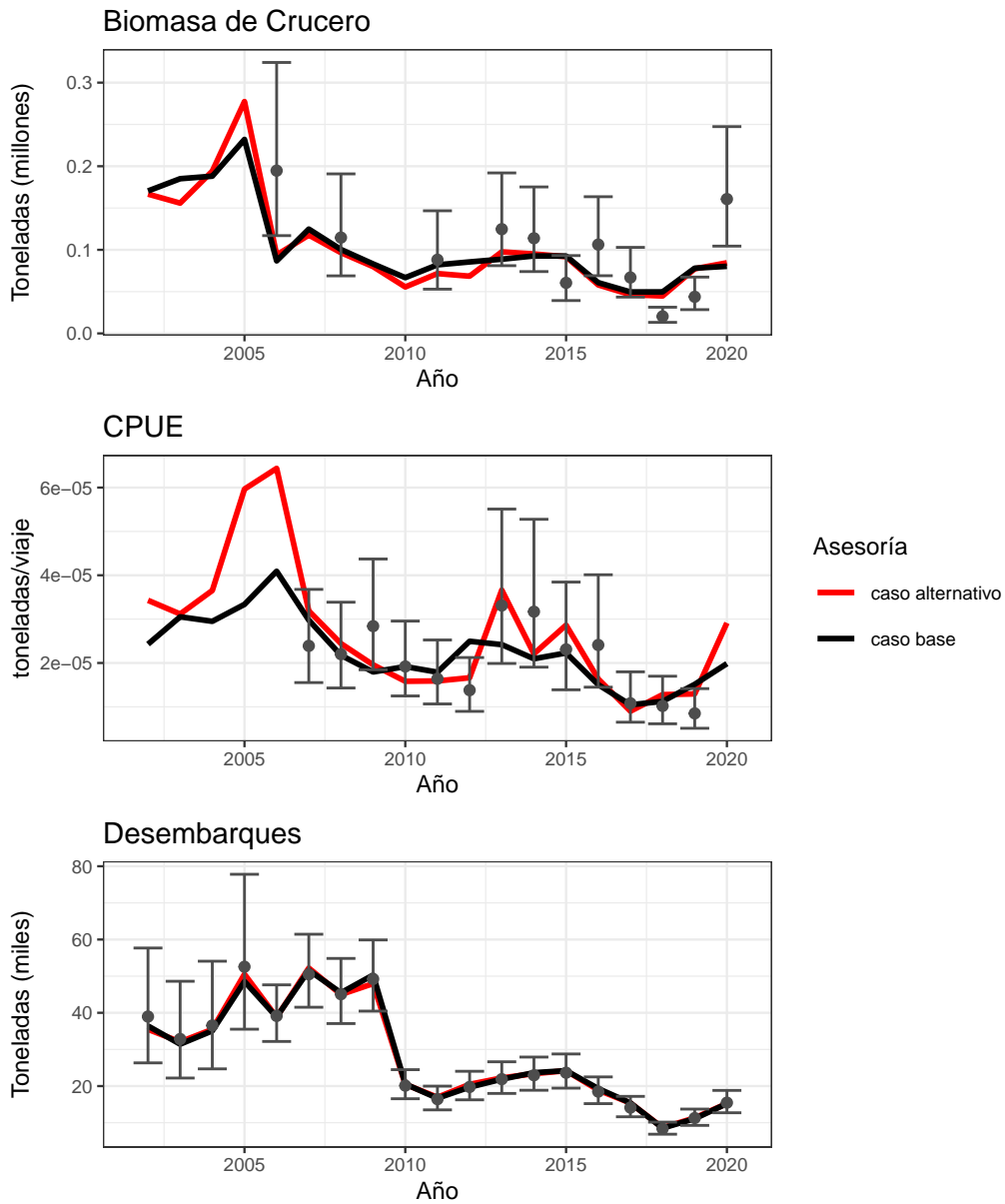


Figura 24. Ajuste del modelo base y alternativo a los valores de biomasa del crucero, CPUE y desembarques de sardina austral Región de Los Lagos. Las barras corresponden al intervalo de confianza asintótico y el círculo al valor del estimador central.

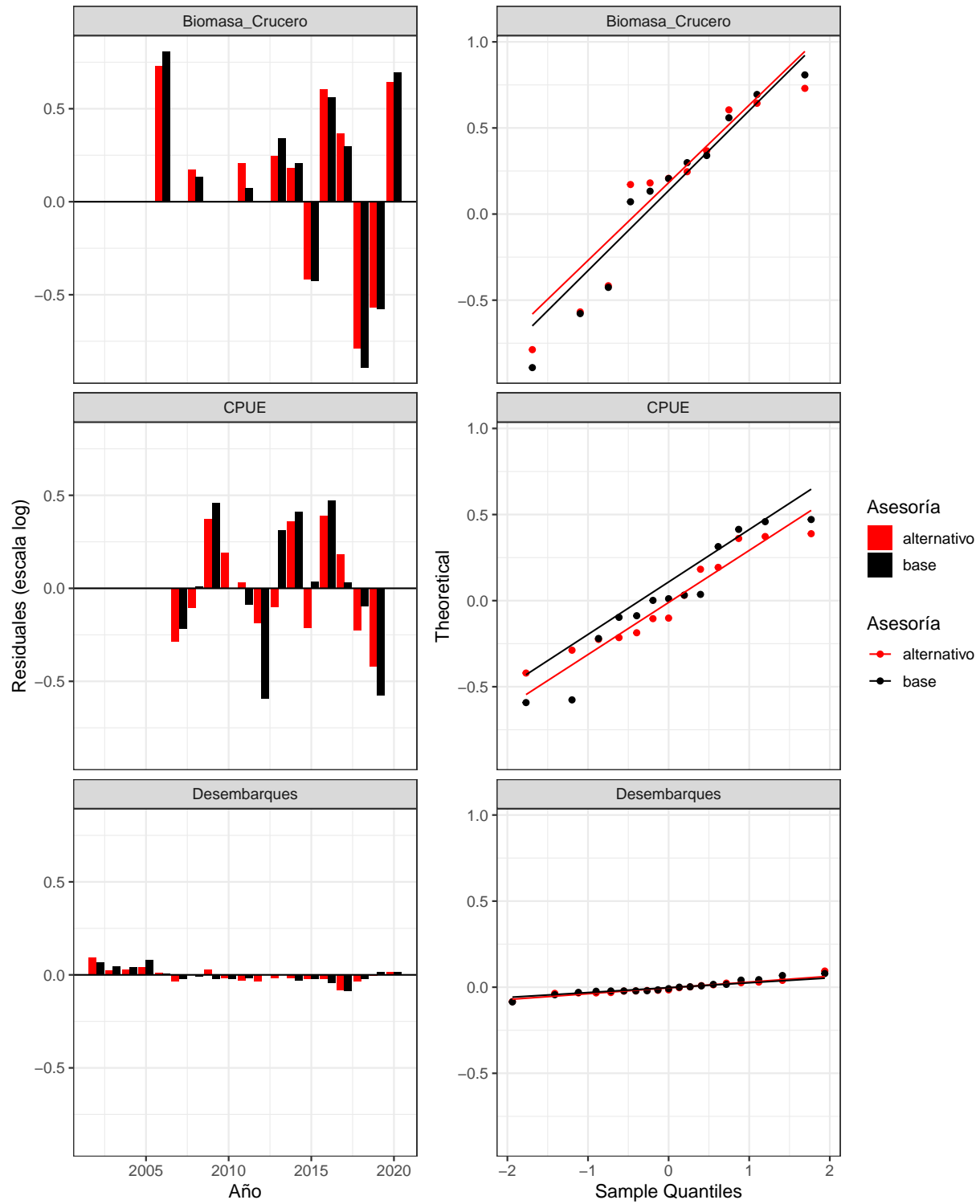


Figura 25. Análisis de los residuos para cada índice del modelo base y alternativo a los valores de biomasa del crucero, CPUE y desembarques de sardina austral Región de Los Lagos.

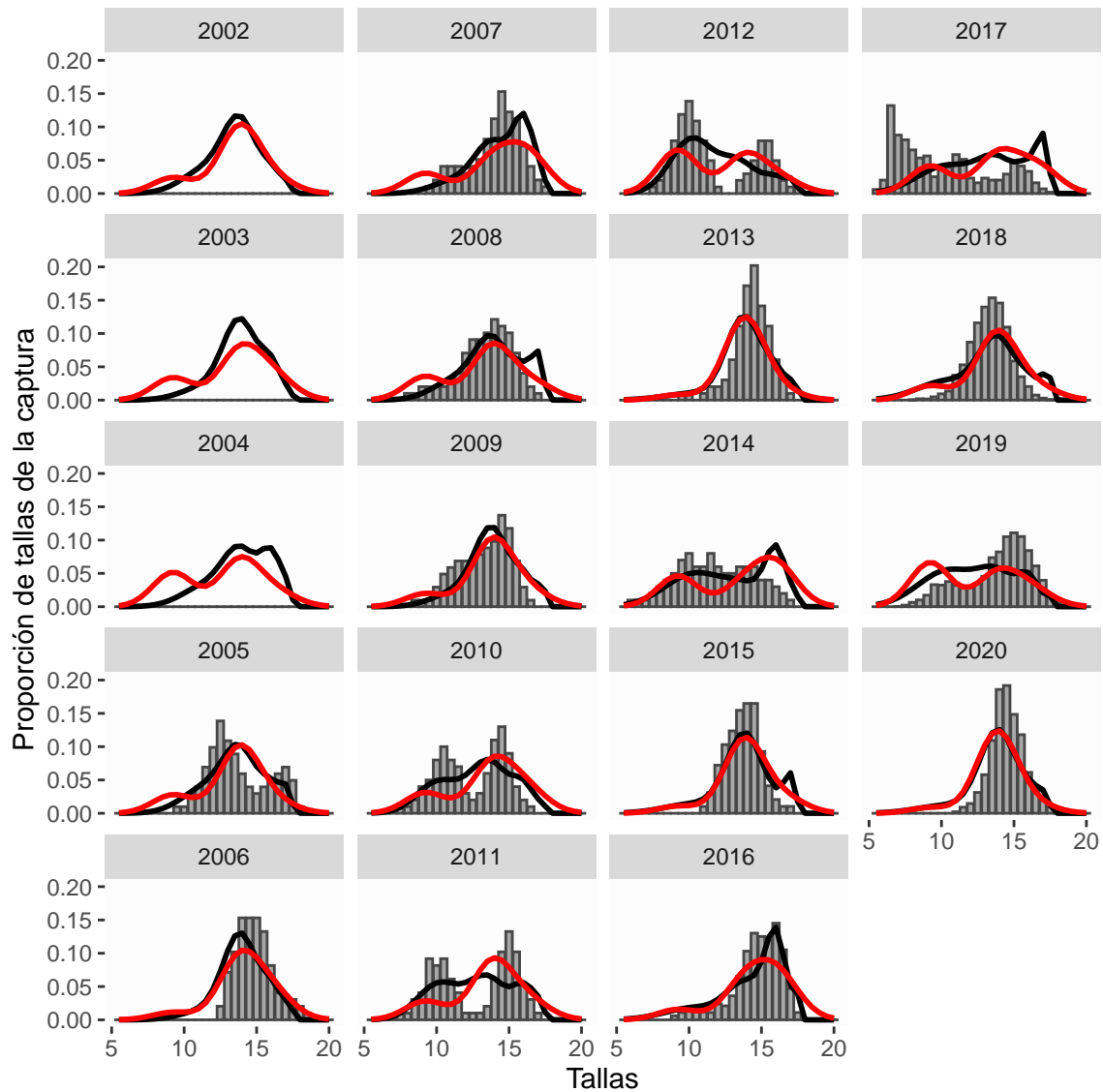


Figura 26. Ajuste del modelo base (línea negra) y alternativo (línea roja) a la estructura de longitud de la flota en la pesquería de sardina austral de la Región de Los Lagos, entre los años 2006 y 2020. Barras (datos observados), líneas negra y roja (modelo ajustado).

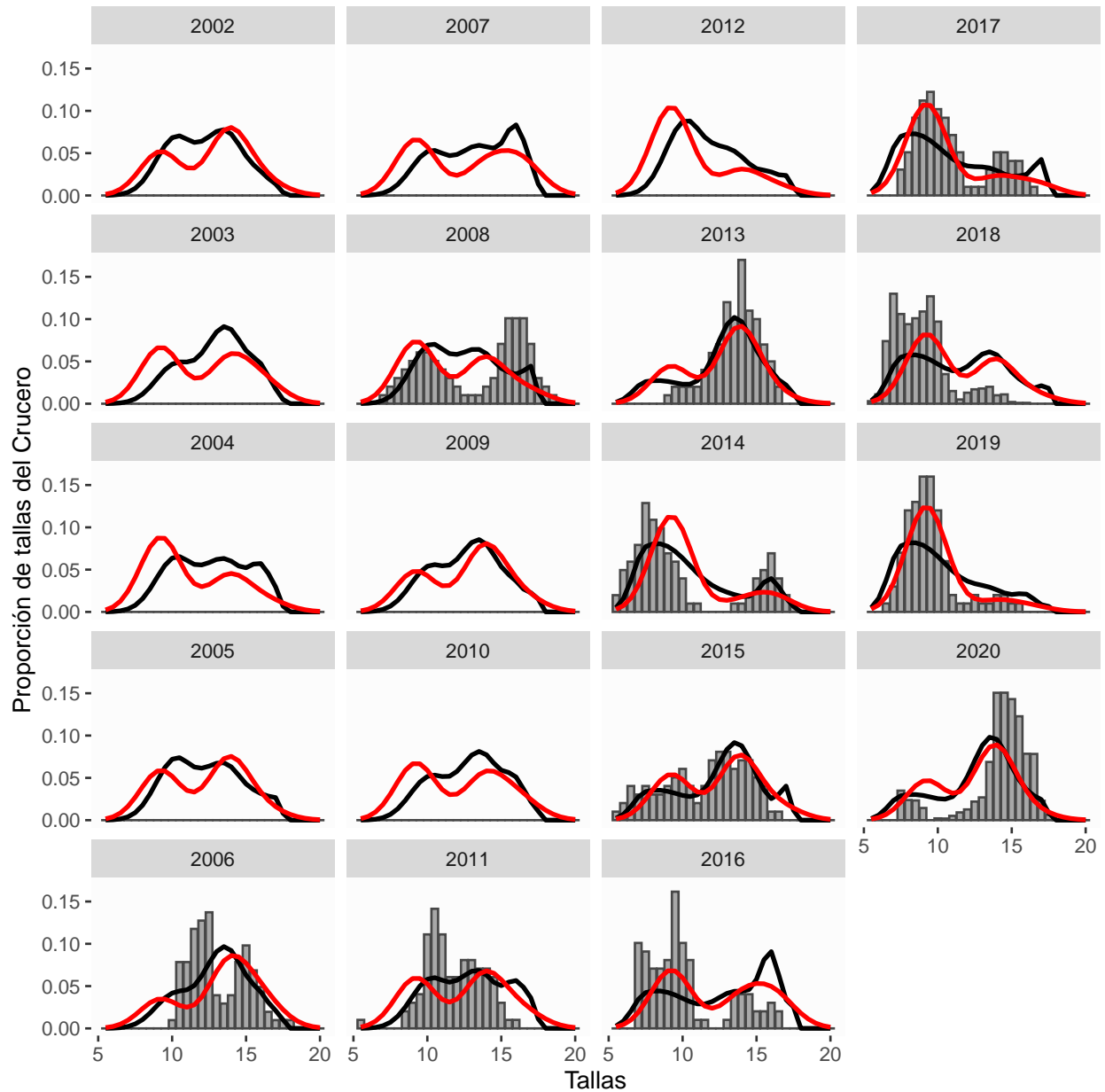


Figura 27. Ajuste del modelo base (línea negra) y alternativo (línea roja) a la estructura de longitud del crucero de evaluación hidroacústica de sardina austral de la Región de Los Lagos. Barras (datos observados), líneas negra y roja (modelo ajustado).

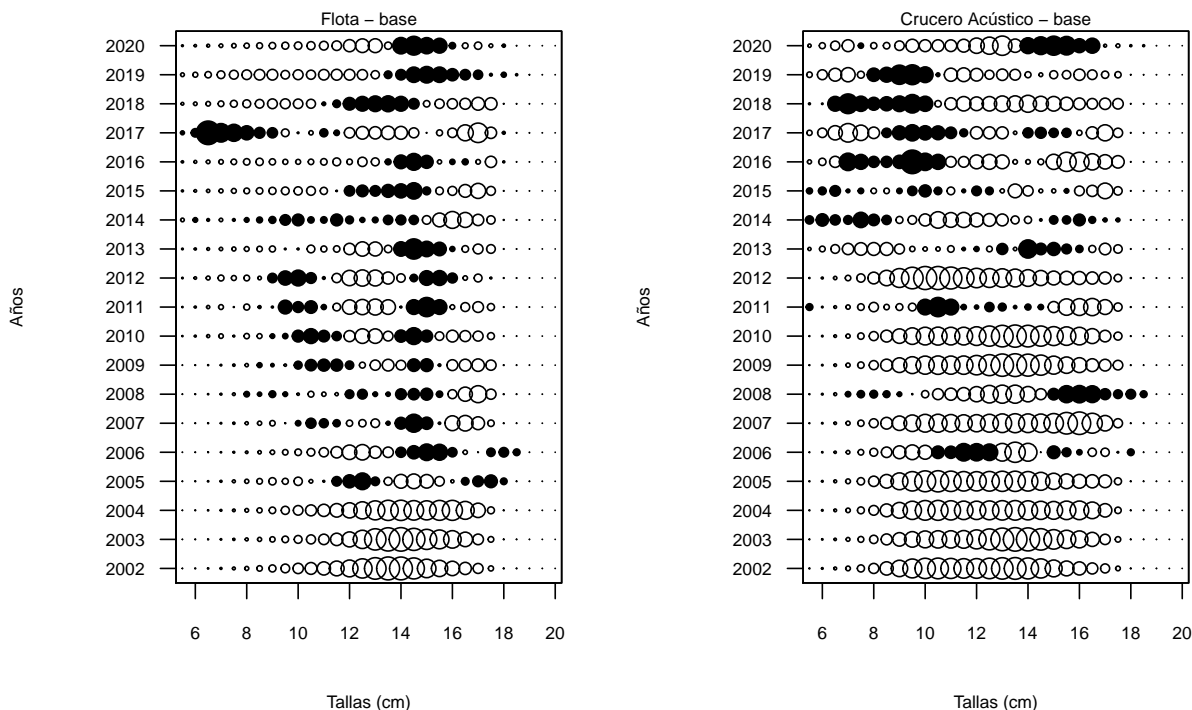


Figura 28. Residuales de las estructuras de tallas de la flota y cruceros. Subestimaciones (círculos negros) y sobrestimaciones (circulo blanco). El tamaño del globo indica la magnitud relativa del error por tallas. **Modelo base.**

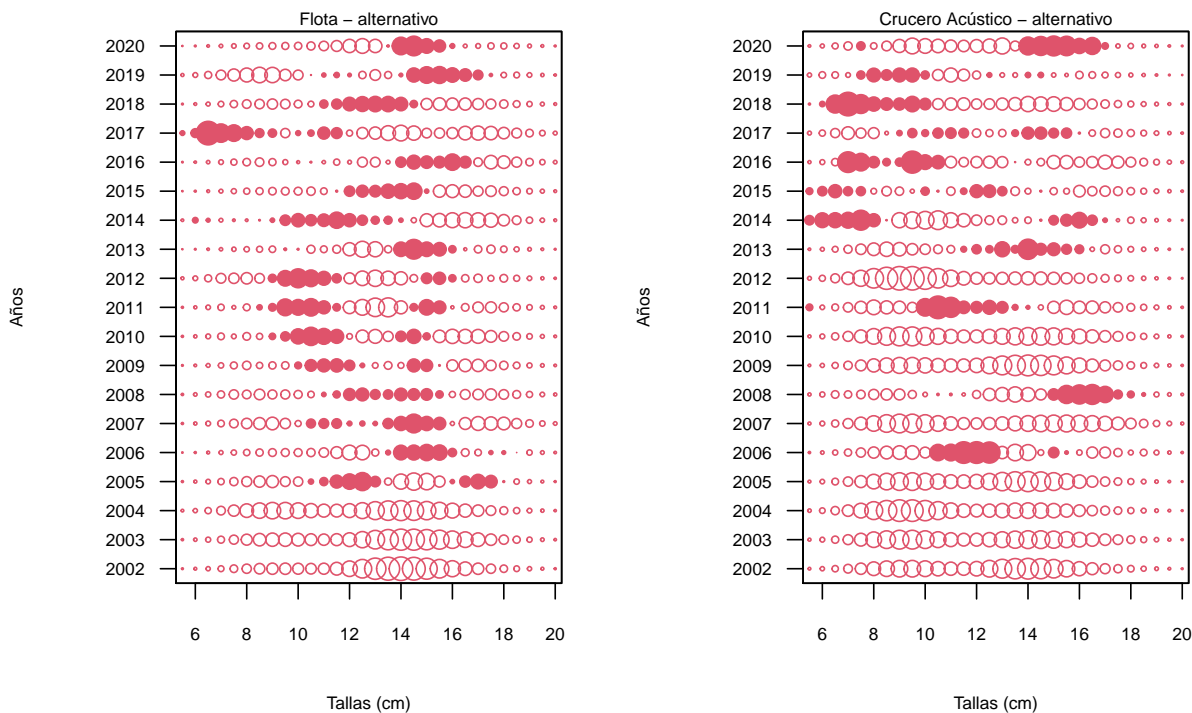


Figura 29. Residuales de las estructuras de tallas de la flota y cruceros. Subestimaciones (círculos rojos) y sobrestimaciones (circulo blanco). El tamaño del globo indica la magnitud relativa del error por tallas. **Modelo alternativo.**



Figura 30. Patrón retrospectivo estándar (panel izquierdo) y relativo (panel derecho) de los reclutamientos, biomasa desovante y de la mortalidad por pesca de sardina austral de la Región de Los Lagos. **Modelo base.**

Figura 31. Patrón retrospectivo estándar (panel izquierdo) y relativo (panel derecho) de los reclutamientos, biomasa desovante y de la mortalidad por pesca de sardina austral de la Región de Los Lagos. **Modelo alternativo.**



Figura 33: Perfil de verosimilitud donde la línea horizontal representa el nivel crítico para el test χ^2 . **Modelo base.** **Modelo alternativo.**

4.4.6. Comparación de las tendencias poblacionales del modelo base y alternativo

La **Figura 34** muestra las estimaciones de las variables poblacionales de biomasa, reclutamientos y mortalidad por pesca obtenidas por el modelo base y alternativo. No se observan diferencias significativas entre ambos modelos, generando las mismas tendencias y magnitudes poblacionales. Las principales diferencias se observan en la estimación de la mortalidad por pesca, donde el modelo alternativo presenta mayor variabilidad interanual que el modelo base. La **Figura 35** muestra el patrón de explotación estimado a la talla por el modelo base y estimado a la edad por el modelo alternativo. En el caso del modelo base se consideran tres bloques de selectividad cuyo objetivo fue predecir de mejor manera la variabilidad y bimodalidad en las estructuras de tallas, aunque sin mejoras importantes en los ajustes en las estructuras de longitudes de la flota y crucero. El modelo alternativo no reconoce cambios en la selectividad de la flota aunque se utilice el mismo supuesto de bloques del modelo base. Mientras que la selectividad del crucero ambos modelos estiman cambios en la selectividad a partir del año 2013.

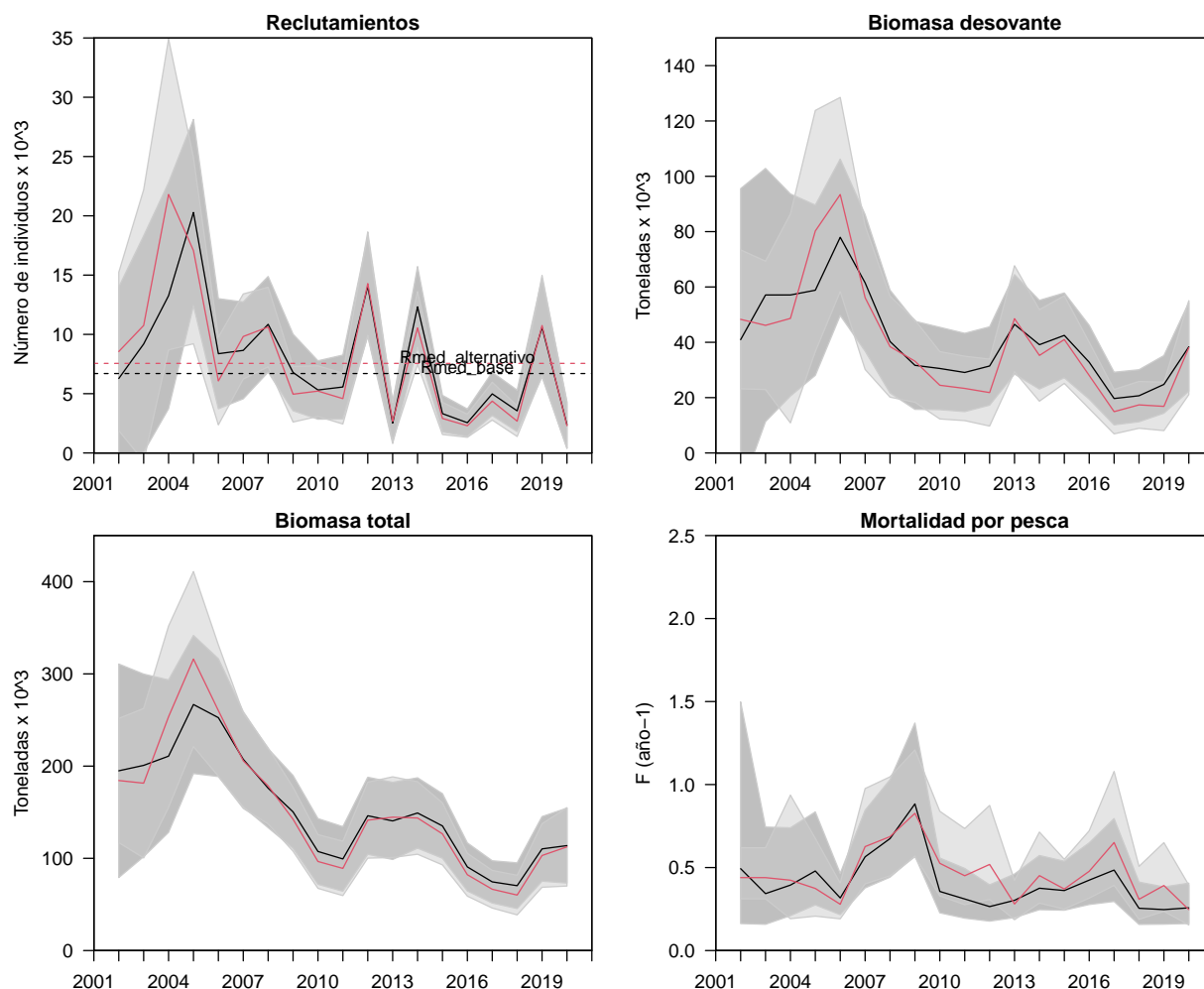


Figura 34. Comparación de los reclutamientos, mortalidad por pesca, biomasa total y desovante entre el modelo base y alternativo de sardina austral Región de Los Lagos. Línea negra (modelo base), línea roja (modelo alternativo), región sombreada corresponde al Intervalo de Confianza respectivo de cada modelo (IC).

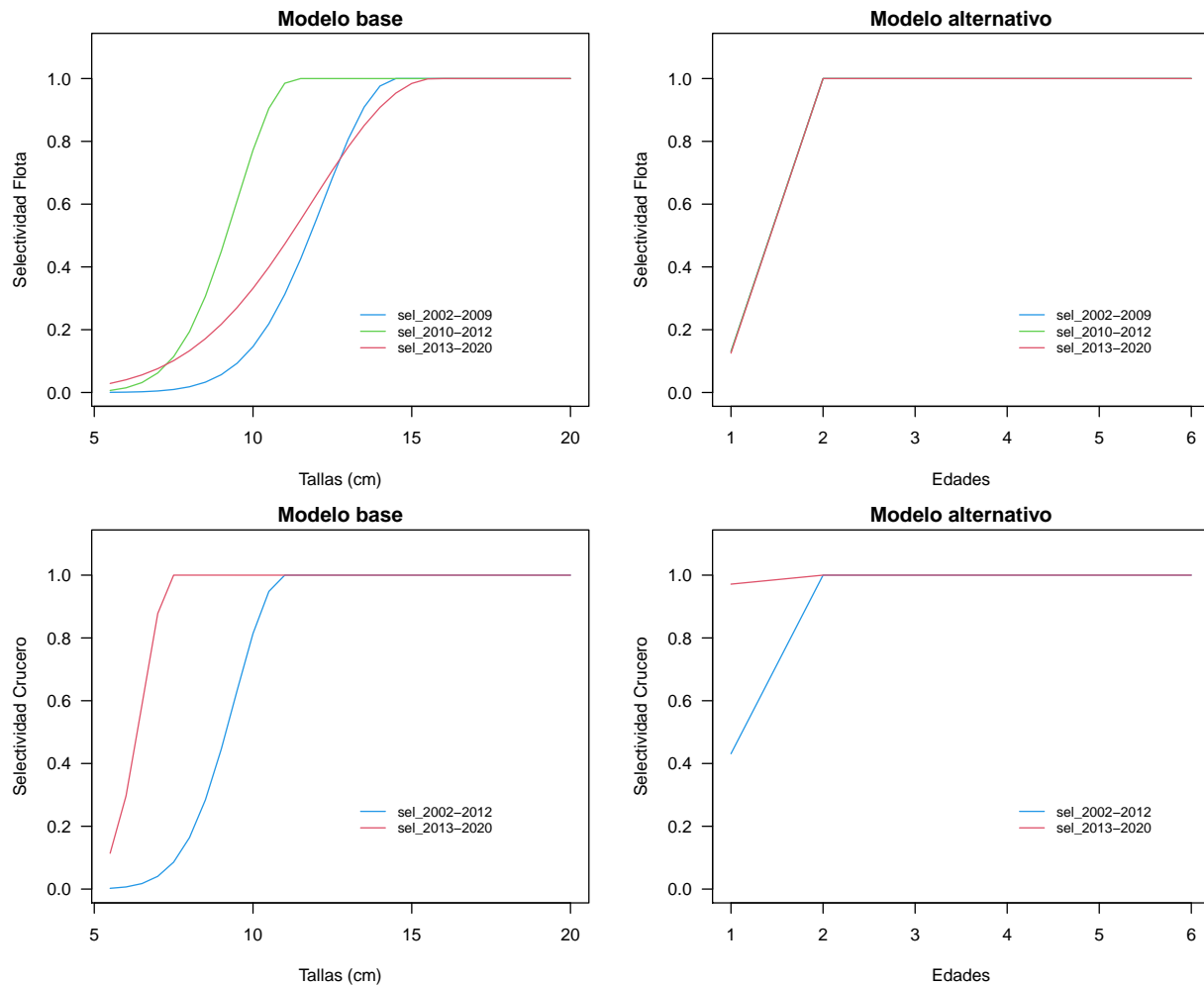


Figura 35. Patrón de explotación o selectividad de la flota (panel superior) y de los cruceros acústicos (panel inferior) estimados por el modelo base y alternativo de la sardina austral Región de Los Lagos.

4.4.7. Comparación del Estado de explotación estimado por el modelo base y alternativo

Los PBRs fueron estimados a partir de un análisis de rendimiento y biomasa por recluta, dado el patrón de selectividad de la flota, pesos medios y madurez sexual a la edad, se estima el nivel de mortalidad por pesca (F_{RMS}) asociado a la proporción de la Biomasa Desovante virginal (BD_0) considerada objetivo o un proxy basado en la literatura (Clark, 1993; Mace y Sissenwine, 1993). Cabe señalar que la biomasa desovante se calcula al mes de agosto y considera el efecto edad específico de la mortalidad (natural y por pesca). En este análisis se identifica el nivel de referencia biológico 60 %BDPR que se supone debería minimizar el impacto de la pesca sobre el stock, permitiendo el escape en torno al 55 % de BD_0 , valor que existiría en ausencia de explotación pesquera (Tabla 15 y Figura 36). El valor de BD_0 estimado por el modelo alternativo es un 13 % mayor al estimado por el modelo base, esto genera que los valores de referencia BD_{RMS} y BD_{LIM} también sean mayores en el modelo alternativo. Estas diferencias impactan levemente en los indicadores del estatus utilizados para definir la condición del recurso, principalmente en términos de BD/BD_{RMS} (Figura 37). No obstante, el nivel de F_{RMS} para los últimos años de la serie es similar entre ambos modelos (0.31 modelo base y 0.30 modelo alternativo), no obstante, la mayor variabilidad estimada por el modelo alternativo en la mortalidad por pesca también genera diferencias en la serie de F/F_{RMS} , excepto para el último año (Figura 37).

Tabla 15.

Puntos Biológicos de Referencia (PBRs) y probabilidades de estar bajo BD_{RMS} y sobre F_{RMS} y en sobreexplotación, colapsado o sobrepesca, calculados por el modelo base y alternativo.

	base	alternativo
BD_0	53.725	60.844
BD_{RMS}	29.549	33.464
BD_{LIM}	14.774	16.732
F_{RMS}	0.310	0.298
$p(BD_{2020} < BD_{RMS})$	0.080	0.250
$p(F_{2020} > F_{RMS})$	0.190	0.200
$p(\text{sobreexplotación})$	0.030	0.120
$p(\text{agotado/colapsado})$	0.000	0.000
$p(\text{sobrepesca})$	0.080	0.100

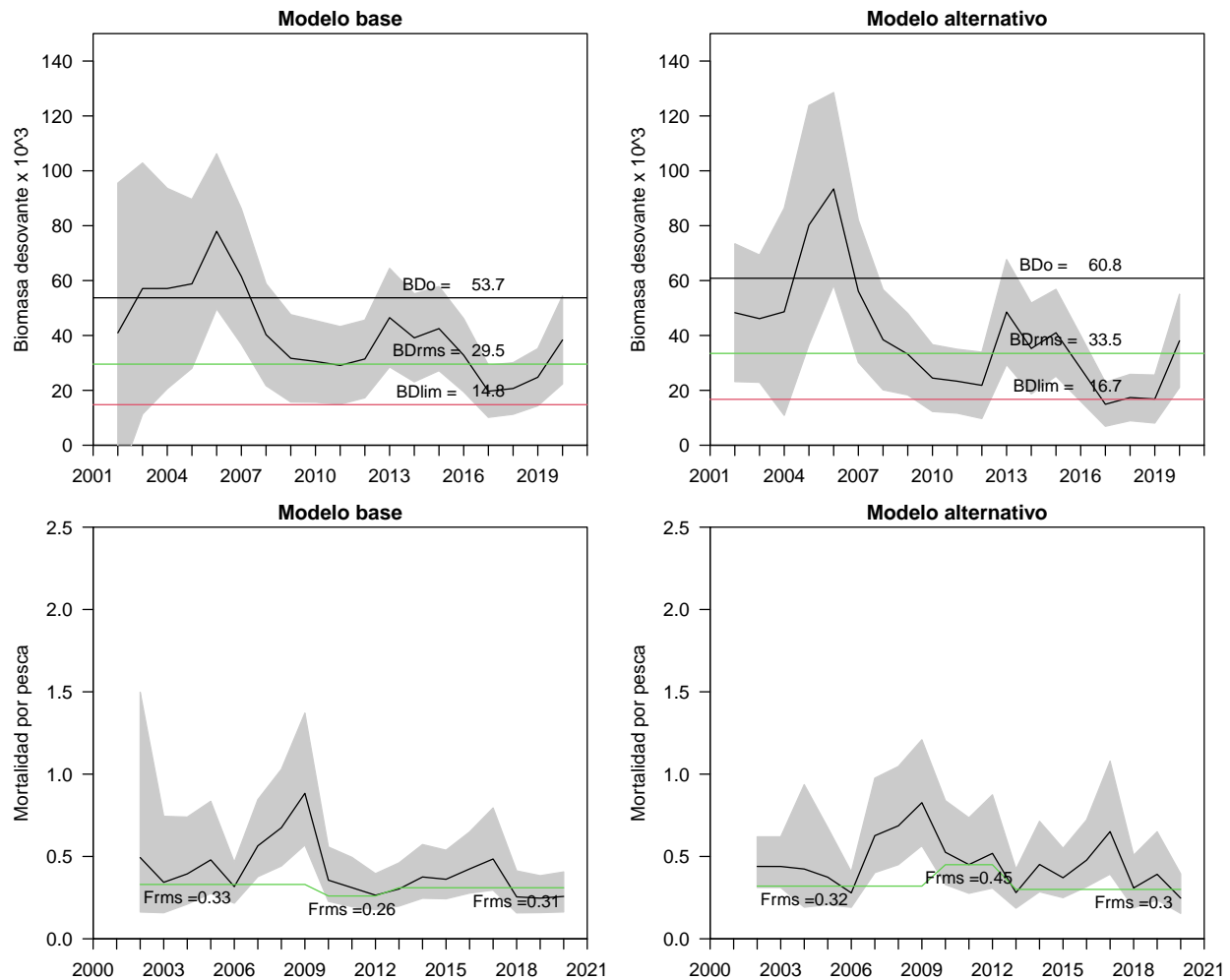


Figura 36. Serie de biomasa desovante y mortalidad por pesca junto a los PBRs correspondientes. las líneas horizontales corresponden a los siguientes PBRs: línea negra es BD_0 , línea verde es BD_{RMS} y F_{RMS} y línea roja es BD_{LIM} calculados por el modelo base (panel izquierdo) y modelo alternativo (panel derecho).

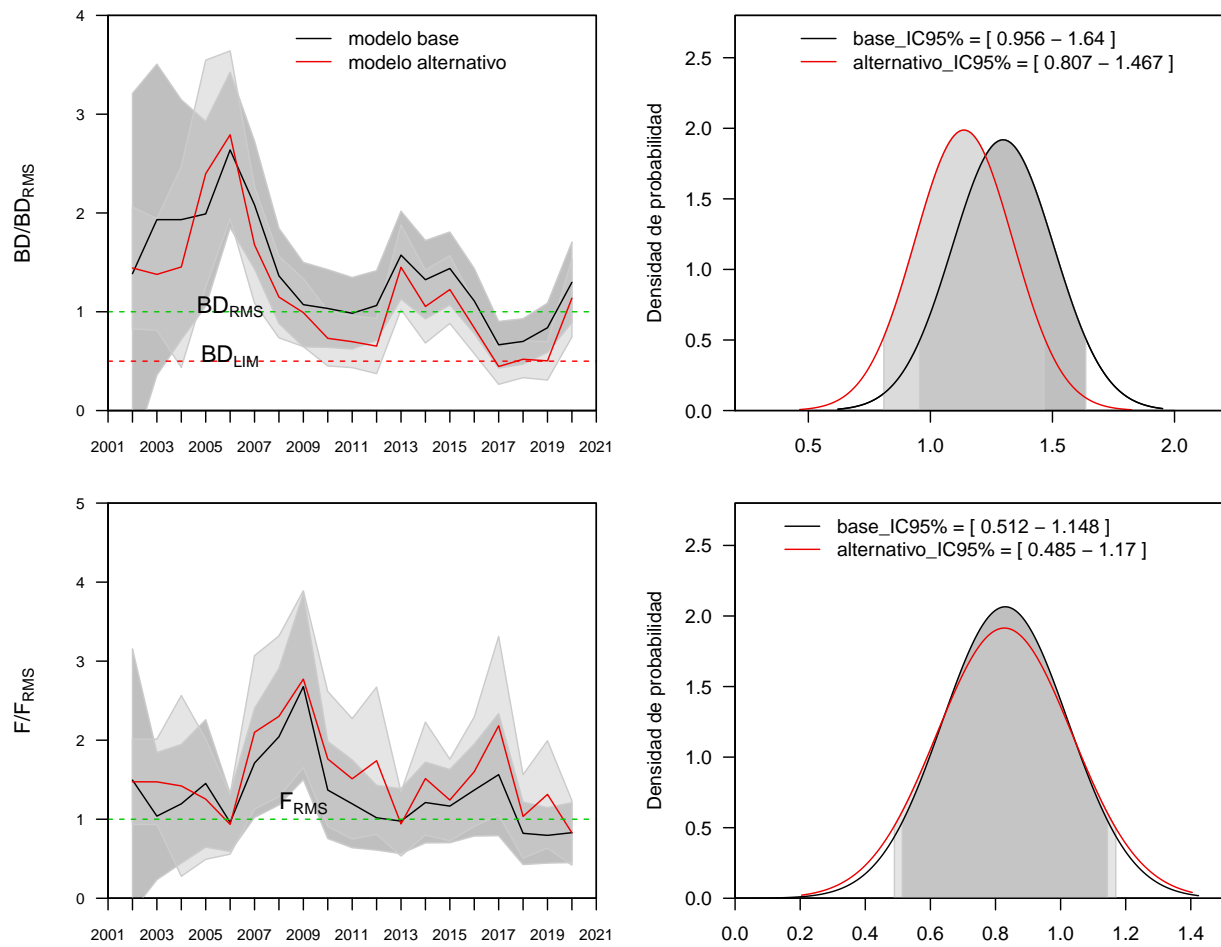


Figura 37. Comparación de la razón BD/BD_{RMS} , distribución de probabilidad de BD_{2020}/BD_{RMS} . Razón F/F_{RMS} y la distribución de probabilidad F_{2020}/F_{RMS} . Modelo base (línea negra) y alternativo (línea roja).

4.4.8. Comparación con asesorías previas

Se comparan los resultados de los principales indicadores de estado para el modelo base y alternativo para asesorías previas (septiembre 2020, junio 2020, septiembre 2019, abril 2019) para evaluar la consistencia de cada modelo. El desempeño histórico se ilustra en la **Figura 38**, en las cuales se observa un adecuado nivel de convergencia histórica. Las diferencias ocurren en los tre últimos años (2018, 2019 y 2020), observándose una tendencia a subestimar los niveles de reclutamientos, biomasa desovante y mortalidad por pesca. Esta última debido a la utilización del supuesto de captura en cada hito de manejo. Esto se observa con mayor detalle en la determinación del estatus 2020 de la asesoría de junio y septiembre 2020 para el modelo base (**Figura 39**) y para el modelo alternativo (**Figura 40**).

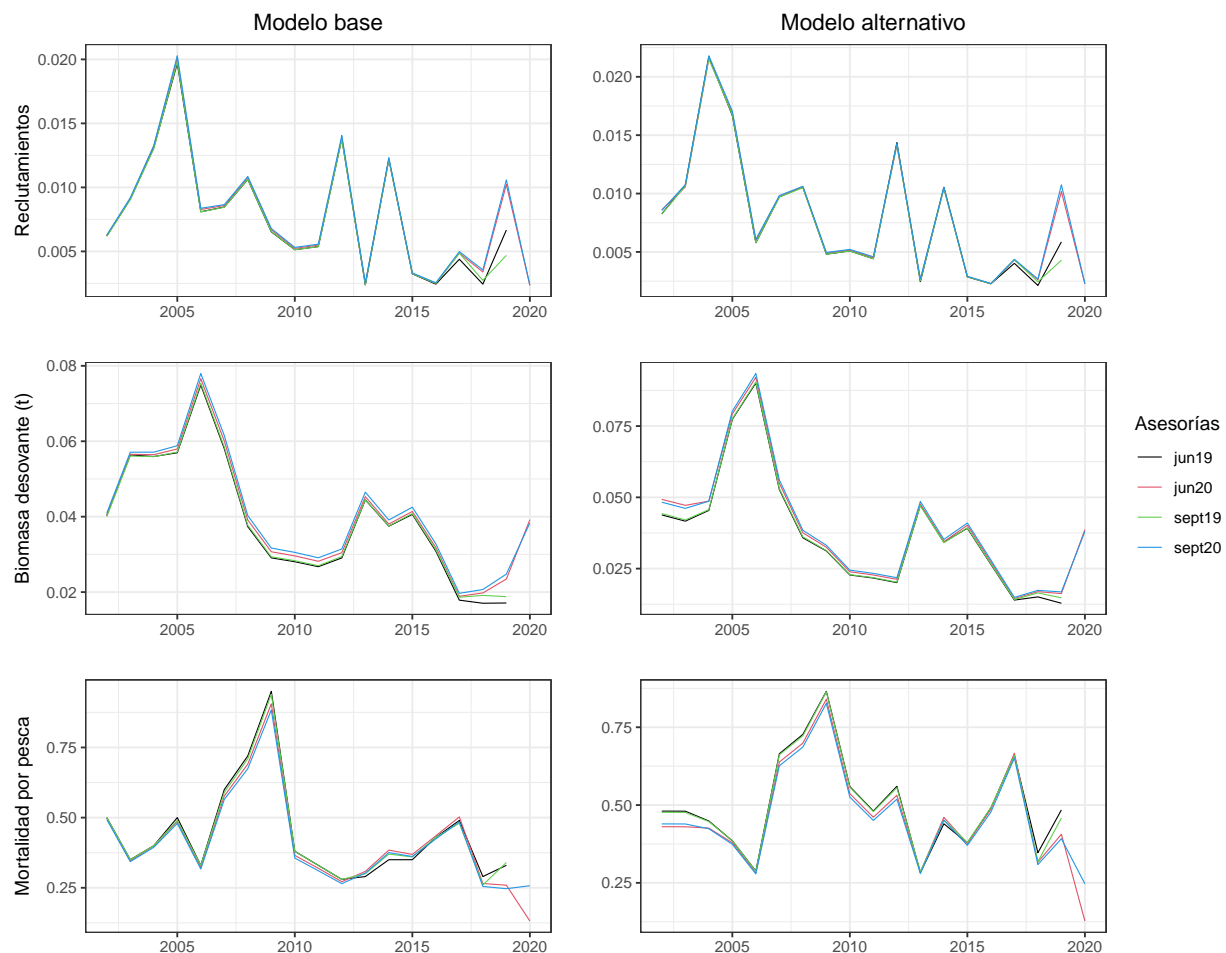


Figura 38. Comparación de los reclutamientos, biomasa desovante y mortalidad por pesca estimadas en asesorías anteriores por el modelo base (panel izquierdo) y modelo alternativo (panel derecho).

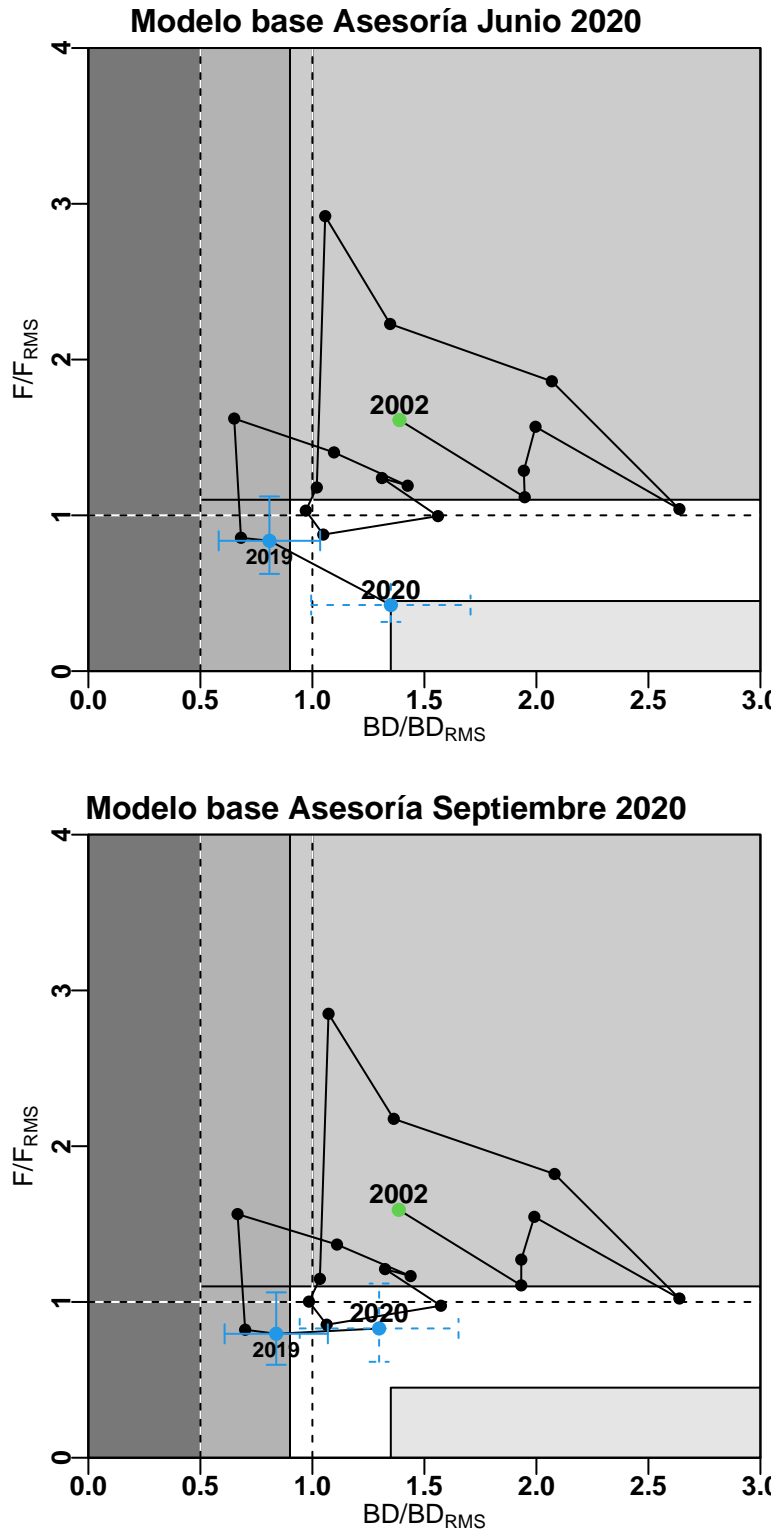


Figura 39. Diagrama de fases de explotación de la biomasa desovante respecto de la mortalidad por pesca de la evaluación del modelo base para la asesoría de junio 2020 (panel superior) y septiembre 2020 (panel inferior). Cruz azul corresponde a los intervalos de confianza de la razón BD/BD_{RMS} y F/F_{RMS} . El año con cruz continua corresponde a "*Estatus completo*" y la cruz con línea discontinua a "*Estatus preliminar*".

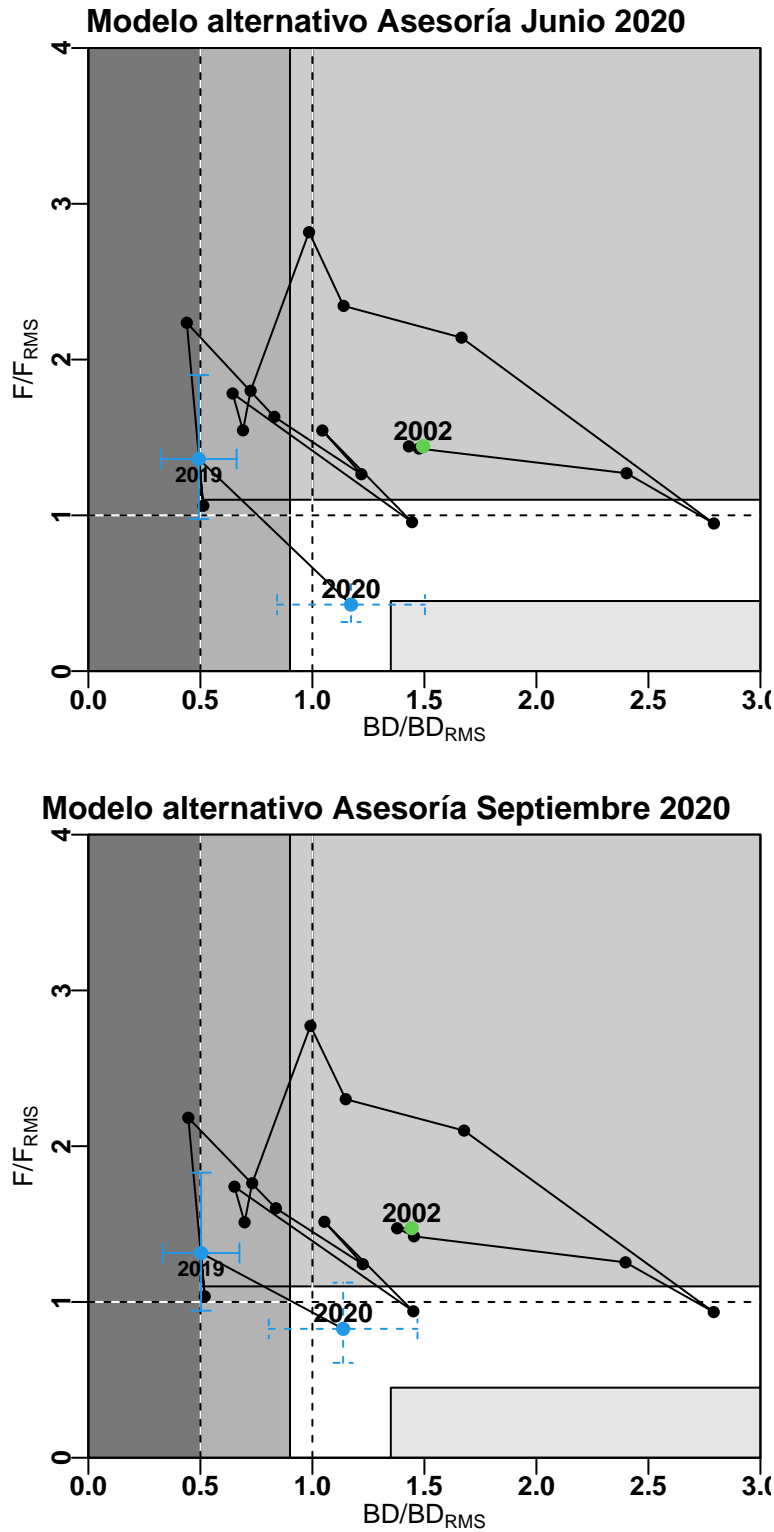


Figura 40. Diagrama de fases de explotación de la biomasa desovante respecto de la mortalidad por pesca de la evaluación del modelo alternativo para la asesoría de junio 2020 (panel superior) y septiembre 2020 (panel inferior). Cruz azul corresponde a los intervalos de confianza de la razón BD/BD_{RMS} y F/F_{RMS} . El año con cruz continua corresponde a "*Estatus completo*" y la cruz con línea discontinua a "*Estatus preliminar*".



4.4.9. Comparación de la proyección de la Captura Biológicamente Aceptable (CBA inicial - Hito 1)

La CBA inicial es estimada bajo tres escenarios de posibles estados de la naturaleza (reclutamiento alto, medio y bajo) y para distinto percentiles de probabilidad en el primer hito de determinación de CBA (septiembre de cada año). La **Figura 41** muestra los escenarios de reclutamiento utilizados para el cálculo de CBA 2020 y 2021 estimada por el modelo base y alternativo. La **Tabla 16** muestran los valores de CBA proyectada para el año 2020 y 2021 por el modelo base y alternativo bajo los tres escenarios de reclutamiento y percentiles de probabilidad de captura entre el 10 % y 50 %. Al respecto, en ambos modelos el escenario de reclutamientos altos es el que genera los mayores niveles de captura, siendo el modelo base quien estima los mayores niveles. Al respecto. Las **Figuras 42 y 44** muestra el efecto del escenario de reclutamiento sobre la estructura de tallas vulnerada, reflejando que los escenarios de reclutamiento impactan a un mayor rango de tallas en el modelo base, generando mayores niveles de captura en el escenario de reclutamiento alto. Este efecto tiene relación con el patrón de selectividad de la flota y en segundo lugar por la amplitud del patrón de reclutamiento estimada por el modelo base. Las **Figuras 43 y 45** indican que la CBA proyectada por el modelo base es un 12 % mayor al estimado por el modelo alternativo, considerando el escenario de reclutamiento medio como referencia.

4.4.10. Comparación de CBA calculado para el mismo año (Revisión de CBA - Hito 2)

El valor de CBA resultante desde el modelo base y alternativo se muestra en la **Tabla 17**. Se aprecian mínimas diferencias entre ambas aproximaciones, siendo tales diferencias estadísticamente no significativas. La densidad de probabilidad de la CBA 2020 para el percentil del 50 % muestra coincidencia entre ambos enfoques de modelación (**Figura 46**). La diferencia gráfica para cada percentil de probabilidad es también mínima.

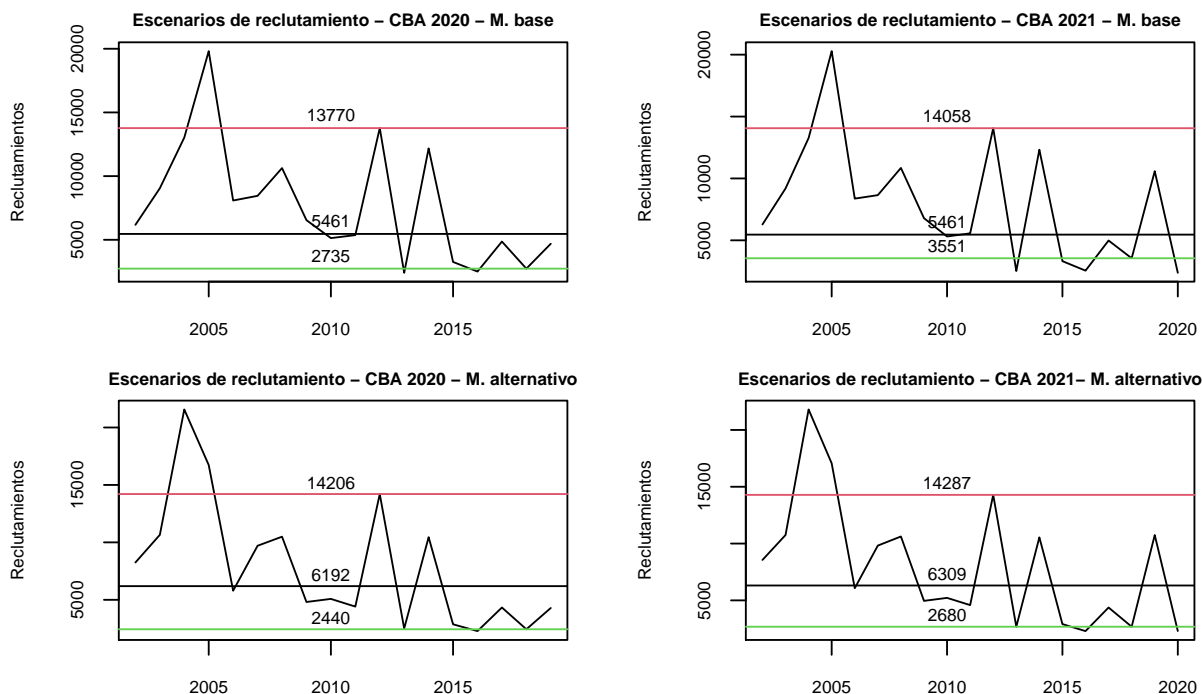


Figura 41. Comparación de los escenarios de reclutamientos utilizados para la proyección de CBA 2020 y 2021 calculada por el modelo base (panel superior) y alternativo (panel inferior). Línea roja es Ralto, línea negra es Rmed y línea verde es Rbajo.

Tabla 16.

CBA proyectada para el año 2020 (Asesoría de septiembre 2019) y CBA proyectada para el año 2021 (asesoría septiembre 2020) para percentiles de probabilidad entre el 10 % y 50 % y bajo tres escenarios de reclutamiento, utilizando el modelo base y alternativo.

Modelo	Año proyección	Percentil de probabilidad de captura	Reclutamiento medio	Reclutamiento alto	Reclutamiento bajo
M. base	CBA 2020	10 %	7415	10716	6142
		20 %	8432	11952	7154
		30 %	9166	12842	7883
		40 %	9793	13604	8506
		50 %	10379	14315	9089
M. alternativo	CBA 2020	10 %	6107	7415	5425
		20 %	7149	8526	6459
		30 %	7901	9328	7204
		40 %	8543	10012	7841
		50 %	9143	10652	8436
M. base	CBA 2021	10 %	10899	14253	10005
		20 %	12213	15766	11300
		30 %	13161	16857	12234
		40 %	13971	17789	13032
		50 %	14728	18660	13778
M. alternativo	CBA 2021	10 %	8932	9961	8451
		20 %	10294	11364	9799
		30 %	11277	12377	10771
		40 %	12116	13242	11601
		50 %	12900	14050	12377

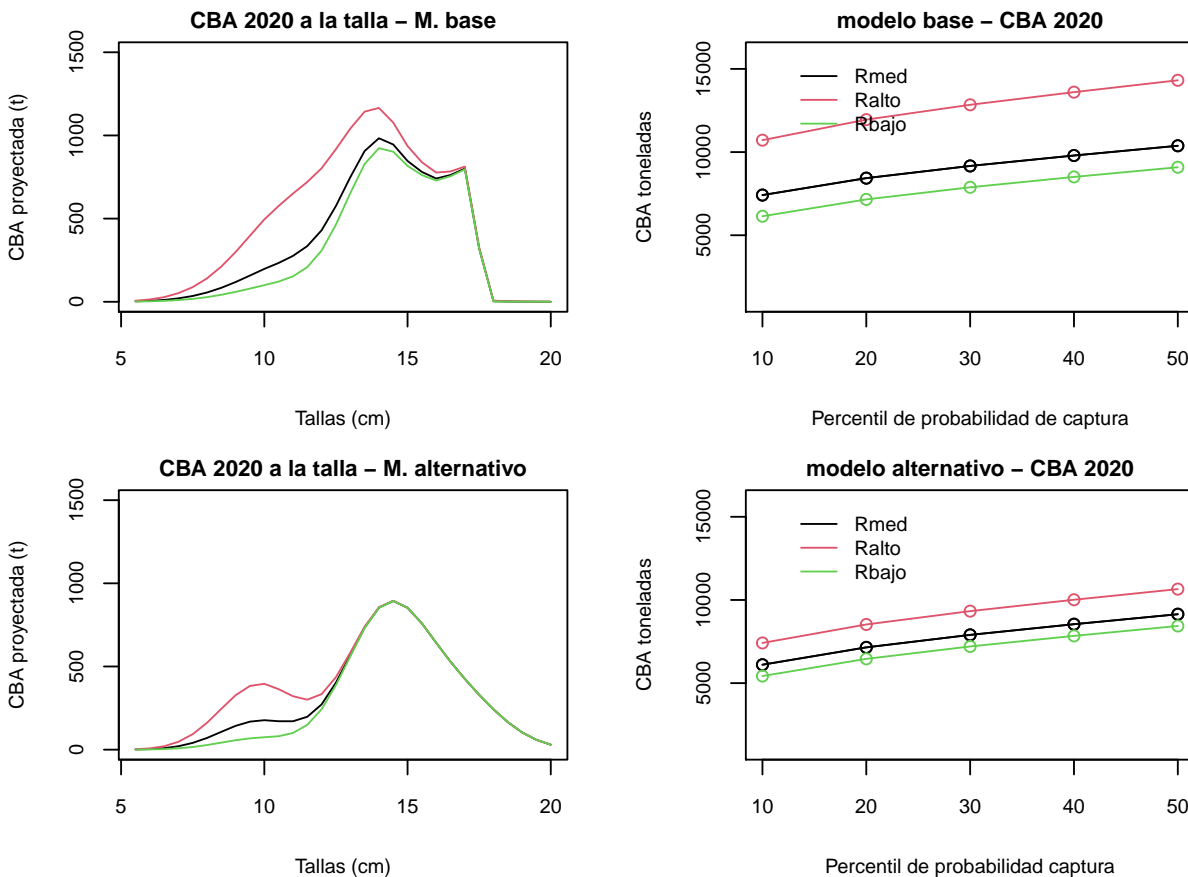


Figura 42. CBA proyectada al 2020 estimada a la talla (panel izquierdo) y para cada percentil de captura (panel derecho). Estimaciones realizadas bajo los tres escenarios de reclutamiento por el modelo base y alternativo.

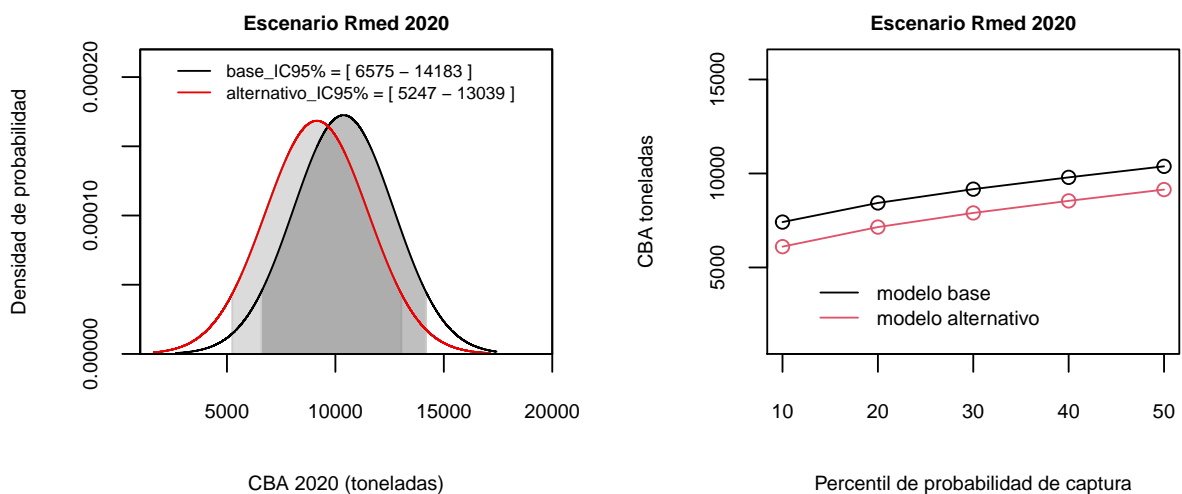


Figura 43. Distribución de probabilidad de la CBA proyectada para el año 2020 (panel izquierdo) y la CBA estimada para cada percentil de probabilidad de captura (10 % - 50 %) estimada con el modelo base y alternativo.

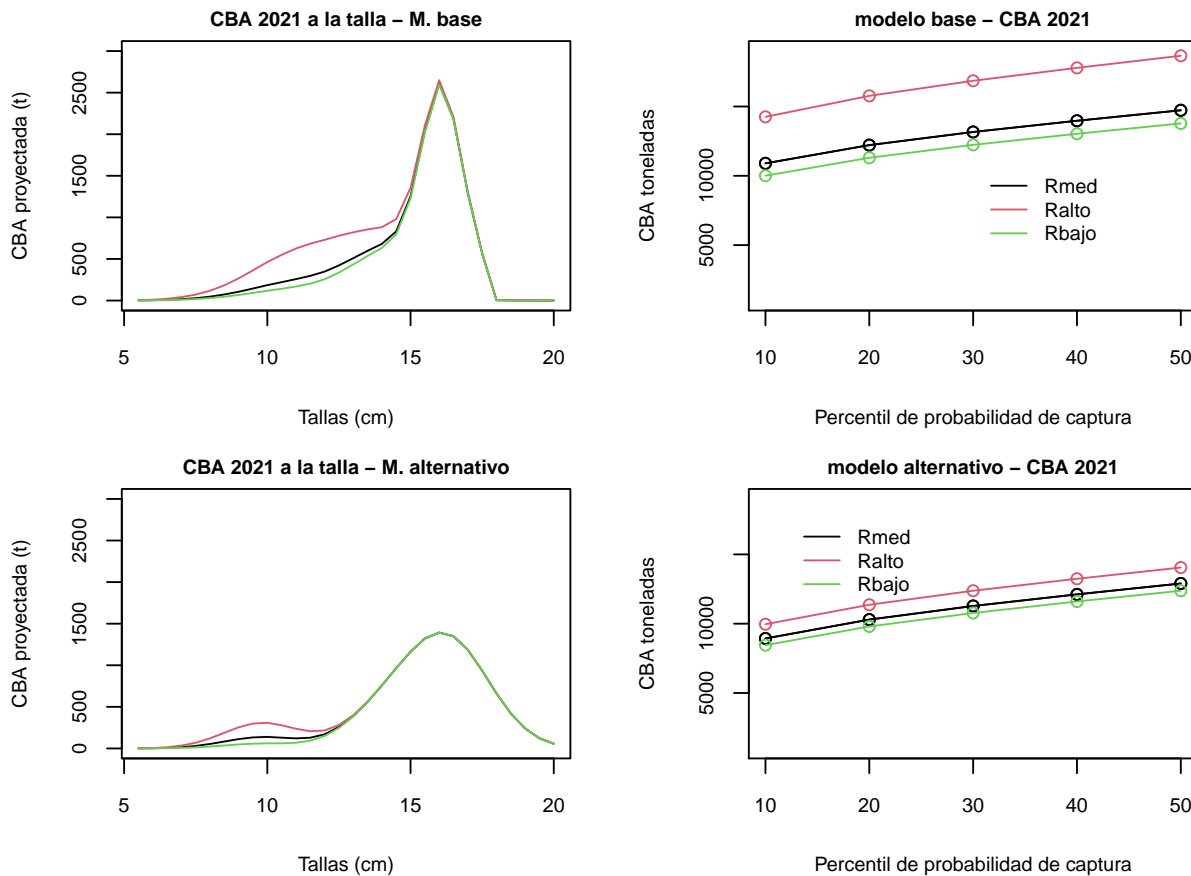


Figura 44. CBA proyectada al 2021 estimada a la talla (panel izquierdo) y para cada percentil de captura (panel derecho). Estimaciones realizadas bajo los tres escenarios de reclutamiento por el modelo base y alternativo.

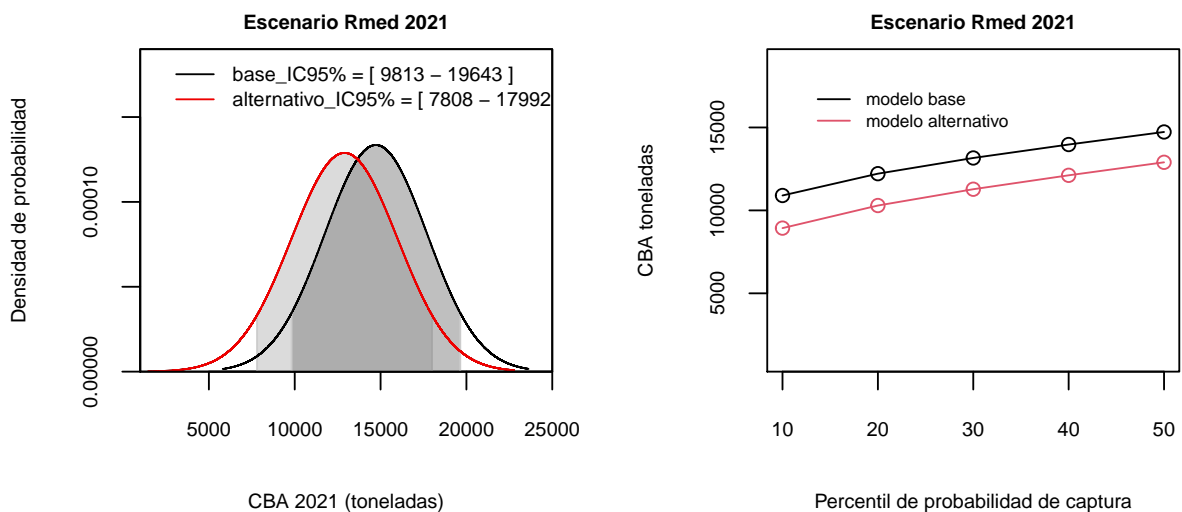


Figura 45. Distribución de probabilidad de la CBA proyectada para el año 2021 (panel izquierdo) y la CBA estimada para cada percentil de probabilidad de captura (10 % - 50 %) estimada con el modelo base y alternativo.

Tabla 17.

Revisión de CBA 2020 (Asesoría de junio 2020) para percentiles de probabilidad entre el 10 % y 50 % y bajo tres escenarios de reclutamiento, utilizando el modelo base y alternativo.

Modelo	Año	Percentil de probabilidad	CBA	Resguardo
M. base	CBA 2020	10 %	12898	0.25
		20 %	14393	0.17
		30 %	15471	0.10
		40 %	16391	0.05
		50 %	17252	0.00
M. alternativo	CBA 2020	10 %	12391	0.28
		20 %	14011	0.18
		30 %	15179	0.11
		40 %	16178	0.05
		50 %	17111	0.00

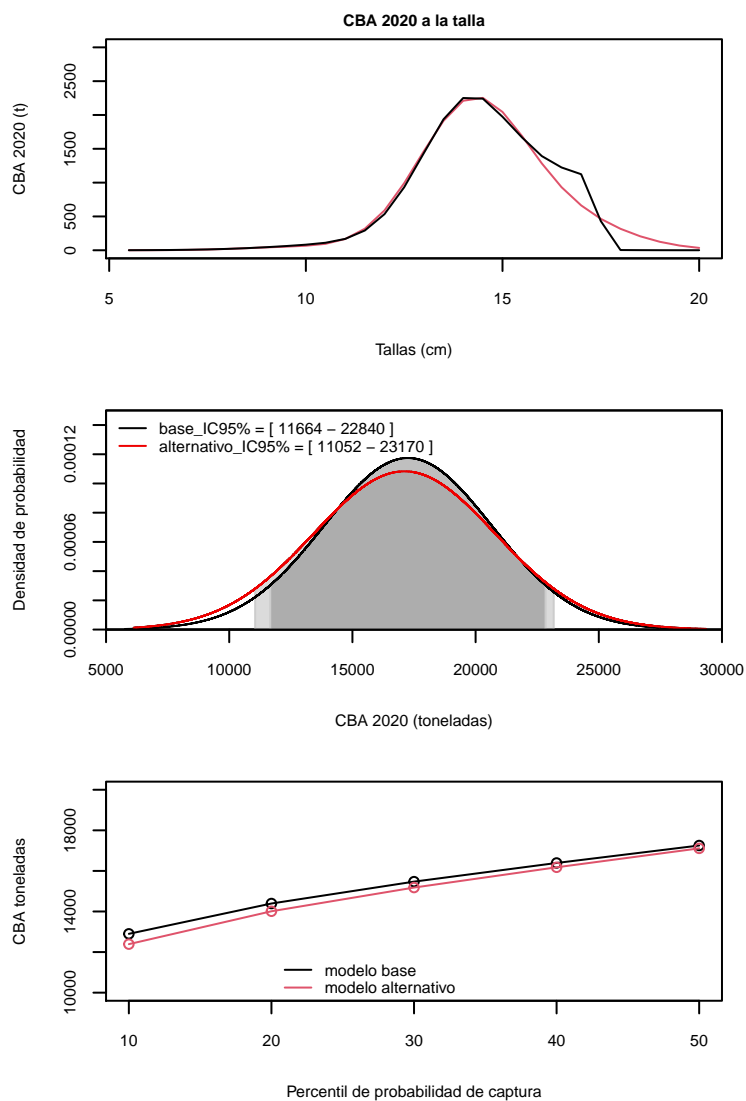


Figura 46. Actualización de CBA 2020 estimada a la talla (panel superior). Distribución de probabilidad de la actualización de CBA 2020 (panel central) y la CBA estimada para cada percentil de probabilidad (10 % - 50 %) estimada con el modelo base y alternativo.



5. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

En el contexto del Programa de Mejoramiento Continuo de la Calidad de la Asesoría Científica (PMCCAC), se establece como tarea prioritaria el desarrollo de un modelo alternativo que describa la dinámica de la sardina austral de la Región de Los Lagos en edades. La implementación de un modelo en edad cumple con el objetivo de estandarizar las metodologías utilizadas en las especies pelágicas que hoy presentan diferentes estructuras, dificultando la interpretación de los procesos que describen la dinámica de estas especies y la comparación de sus resultados. También, permite soslayar algunas de las desventajas que podría presentar un modelo con dinámica en tallas, como por ejemplo, la confusión en la estimación de parámetros debido a la dificultad para discernir entre cohortes (Punt *et al.*, 2013).

Se desarrolló un plan de actividades que incluyó la presentación al CCT-PP, de estados de avance y resultados comparativos entre el modelo base en tallas y el modelo en edad, estos avances fueron reportados en Leal & Zúñiga (2020). En este documento se presentan las similitudes tanto en el desempeño del modelo como en las tendencias, magnitudes de las principales variables de estado, determinación de estatus, efecto de los escenarios de reclutamiento en la proyección de CBA (Hito 1 de manejo) y en la revisión de CBA (Hito 2 de manejo). Ambos modelos utilizaron la misma información de entrada y configuración.

Al respecto, ambos modelos reproducen la tendencia general de los índices y no parecen mostrar diferencias importantes, excepto en la CPUE, donde el modelo alternativo, parece ajustar de mejor manera algunos años respecto del modelo base actual. El modelo alternativo parece ser más eficiente en capturar la bimodalidad en la estructura de longitudes observada durante algunos años en la flota y las fuertes modas de los cruceros acústicos. El ajuste del modelo base evidencia un truncamiento en las tallas sobre los 18 cm, lo cual genera unos picos de abundancia en las tallas de 16 y 17 cm en algunos años. No obstante, ambos modelos evidencian un patrón similar en los residuales de las composiciones de tallas de ambos modelos.

A partir del año 2017, los desembarques y la CPUE se redujeron fuertemente. Los rendimientos de pesca (CPUE) también mostraron una importante reducción, disminuyendo desde 24,1 toneladas por viaje (t/v) el año 2016 hasta valores en torno a las 10 t/v a partir del año 2017. La misma situación se observó en el índice acústico a partir del año 2016. Esta reducción en el índice acústico fue mayor en los años 2018 y 2019, provocando un cambio de escala en los niveles de biomasa del stock respecto de evaluaciones previas al año 2018. La biomasa acústica disminuyó desde 106 mil t el año 2016 hasta 20,3 mil t en el 2018. Este último valor fue el más bajo de toda la serie. No obstante, en el estudio de abril de 2019, la biomasa mostró una recuperación hasta 43,7 mil t y el año 2020, un incremento significativo hasta las 160 mil t. alcanzando el segundo valor más alto desde el año 2006. Los años 2017 y 2018, las cifras de desembarques oficiales de sardina austral en la Región de Los Lagos no alcanzaron a completar la cuota asignada. En el 2017 el desembarque oficial alcanzó 14 mil t para una cuota de 20 mil t. El año 2018 en tanto, el desembarque oficial fue de 8,35 mil t para una cuota de 17,2 mil t y el año 2019 se completó la cuota de 11,2 mil t, y el 2020 se registraron 14,2 mil t de 15,5 mil t de cuota. Durante el año 2017 se informó sobre la escasa presencia de certificadores en esta pesquería. Esto se viene presentando de manera creciente desde el 2012 e implica una mayor incertidumbre sobre el valor real del desembarque. Este aspecto es importante debido a que dicho índice representa una fuente de información relevante dentro del modelo de evaluación de stock.

Ambos modelos de evaluación realizan un balance de todas las piezas de información para modelar la dinámica del stock. La reducción de los índices los años 2017 y 2019 producen un cambio de escala en los estimados poblacionales. El año 2020, tanto la información de la flota como del crucero sugieren escasos reclutamientos de individuos a la población. Así, en términos de ajuste, los modelos reconocen medianamente el incremento en la biomasa del stock estimado en la última evaluación directa.

De este modo, el análisis retrospectivo indica que la fuerte reducción (por debajo de los niveles promedio) en los índices que conducen a ambos modelos (base y alternativo), generó cambios hacia menores valores de R_0 (R_{med}) a partir del año 2018 (posible cambio de productividad). Para ambos enfoques de evaluación, el stock debería ser de un tamaño menor, en términos de biomasa y abundancia, que los niveles estimados previo al año 2018. Este cambio de escala genera un conflicto en la estimación de parámetros del modelo base que impide generar estimaciones para los años previos al 2018 considerando los mismos supuestos



del caso base actual. El modelo alternativo si permite generar estimaciones para los años previos al 2018 pero evidencia un cambio de productividad influenciado por la disminución abrupta registrada en los índices del modelo. El análisis retrospectivo para los tres últimos años, indica que ambos modelos muestran una tendencia a subestimar los valores de reclutamientos y biomasa desovante y a sobreestimar los niveles de mortalidad por pesca. No se descarta que un posible incremento en los índices (biomasa en acústica y CPUE) en estudios futuros, junto con un incremento en los desembarques, reescalen nuevamente la biomasa que estima el modelo hacia valores más altos. Por lo tanto, es necesario realizar un estudio que permita comprobar la hipótesis de un cambio de productividad generado por posibles cambios demográficos de la población en la zona. Otra hipótesis a evaluar es el efecto de cambios espaciales y/o temporales de la capturabilidad de la flota que se podría estar confundiendo con cambios de productividad de la población. Para corregir posibles errores de proceso del modelo es necesario evaluar estas hipótesis y de esta forma mejorar el patrón retrospectivo observado en ambos modelos de evaluación de stock de sardina austral de la Región de Los Lagos.

El perfil de la verosimilitud total del modelo base muestra un mínimo en los 4100 millones de individuos aprox, con una tendencia a buscar un segundo mínimo en torno a los 5000 millones de peces. Mientras que el modelo alternativo encuentra un mínimo en torno a los 5000 millones de peces. Para ambos modelos, los datos cuyos perfiles estuvieron más próximos entre si y la diferencia del log verosimilitud respecto del mínimo se elevó por sobre el criterio estadístico $X^2=1,92$ fue la proporción de tallas del crucero (procrú), al parecer la proporción de tallas de la flota indicaría un menor nivel de R_0 en ambos modelos. Ambos modelos muestran mucho ruido en los perfiles de verosimilitud de los datos de entrada, por lo tanto, es necesario revisar las hipótesis relacionadas a un posible cambio de productividad de la población o cambios en la operación de pesca. Identificar la causa de la reducción de los índices a partir del 2018 permitirá corregir posibles errores de procesos producto de mala especificación de algunos supuestos empleados. Al respecto, se recomienda utilizar el modelo de evaluación con dinámica en edad (modelo alternativo) que facilita el análisis de posibles cambios demográficos asociados a disminución o aumento de la talla/peso a una misma edad.

Las variables poblacionales de biomasa, reclutamientos y mortalidad por pesca obtenidas por el modelo base y alternativo no mostraron diferencias significativas, generando las mismas tendencias y magnitudes poblacionales. Las principales diferencias se observan en la estimación de la mortalidad por pesca, donde el modelo alternativo presenta mayor variabilidad interanual que el modelo base. El patrón de explotación estimado a la talla por el modelo base considera tres bloques de selectividad cuyo objetivo fue predecir de mejor manera la variabilidad y bimodalidad en las estructuras de tallas, aunque sin mejoras importantes en los ajustes en las estructuras de longitudes de la flota y crucero. El modelo alternativo no reconoce cambios en la selectividad de la flota aunque se utilice el mismo supuesto de bloques del modelo base. Mientras que la selectividad del crucero ambos modelos estiman cambios en la selectividad a partir del año 2013.

Respecto a la estimación de los puntos biológicos de referencia, el valor de BD_0 estimado por el modelo alternativo es un 13% mayor al estimado por el modelo base, esto genera que los valores de referencia BD_{RMS} y BD_{LIM} también sean mayores en el modelo alternativo. Estas diferencias impactan levemente en los indicadores del estatus utilizados para definir la condición del recurso, principalmente en términos de BD/BD_{RMS} . Sin embargo, el nivel de F_{RMS} para los últimos años de la serie es similar entre ambos modelos (0.31 modelo base y 0.30 modelo alternativo), no obstante, la mayor variabilidad estimada por el modelo alternativo en la mortalidad por pesca también genera diferencias en la serie de F/F_{RMS} , excepto para el último año de la serie.

En relación a la comparación con asesorías previas, las principales diferencias entre hitos ocurren en los tres últimos años (2018, 2019 y 2020) en ambos modelos, observándose una tendencia a subestimar los niveles de reclutamientos, biomasa desovante y mortalidad por pesca. La utilización del supuesto de captura utilizado en cada hito de manejo genera alta incertidumbre en la condición respecto a F/F_{RMS} .

Finalmente, para la proyección de CBA, en ambos modelos el escenario de reclutamientos altos es el que genera los mayores niveles de captura. En general, los escenarios de reclutamiento impactan a un mayor rango de tallas en el modelo base, generando mayores niveles de captura en el escenario de reclutamiento alto. Este efecto tiene relación con el patrón de selectividad de la flota y por la amplitud del patrón de reclutamiento estimada por el modelo base. De este modo, la CBA proyectada por el modelo base es un



12 % mayor al estimado por el modelo alternativo, considerando el escenario de reclutamiento medio como referencia. Mientras que el valor de la CBA calculada para el mismo año (Hito 2) no muestra diferencias significativas entre ambos enfoques de modelación.

Análisis crítico de los datos

Aunque existen diversas metodologías para describir la variabilidad de la CPUE, su estimación para el caso de la sardina austral, posee algunos sesgos que podrían ser considerados de relevancia. Ya sea por los supuestos involucrados (homogeneidad espacial, orientación del lance), por las características de operación de la flota, por el número de registros o simplemente por las complejidades documentadas para su utilización en pesquerías de pequeños pelágicos. El factor ambiental en la dinámica de los peces pelágicos de pequeño tamaño, ya ha sido indicado como de alta importancia (Bakun y Parrish, 1982; Cushing, 1990), afectando su capturabilidad y, por lo tanto, muchas veces enmascara la verdadera variabilidad del índice. Por ejemplo, la agregación del stock de peces por distintos factores (preferencia por un determinado hábitat o reproducción) podría incrementar su capturabilidad aun cuando la abundancia total dentro de un área es la misma o incluso menor (Maunder y Langley 2004). Además de lo anterior, la CPUE podría ser menos robusta a partir del año 2013, cuando disminuye notoriamente el número de registros. Este aspecto fue abordado dentro de la modelación considerando un escenario con un coeficiente de variación (CV) más alto para el índice desde el año 2013 en adelante. Sin embargo, es importante que en el futuro se mejore la capacidad de recolección de información desde 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.

En relación al índice acústico, los estudios hasta ahora realizados, han sido ejecutados por diversas instituciones (IFOP, UACH, UDEC), cada una con un diseño de muestreo particular, cubriendo diferentes zonas y en diferentes meses del año. De la misma manera, el valor del parámetro de “fuerza de blanco” (TS) tuvo, en los primeros estudios, dificultades operativas en su estimación. De las estimaciones disponibles de TS, aún no existe acuerdo técnico para adoptar un único valor para convertir la señal acústica en un estimado de biomasa. Asimismo, las particularidades geográficas del área de distribución del recurso, dificulta la prospección afectando las estimaciones. A pesar de estas limitaciones, se considera que, a partir del estudio del año 2013, el índice podría ser más robusto, representando de mejor manera los cambios en la biomasa del recurso en la zona durante el periodo de realización del crucero.

Respecto de los desembarques, la serie se inicia el año 2002. No obstante, la información previa al año 2006 proviene de los desembarques oficiales de sardina común en la zona evaluada. Siguiendo la recomendación realizada en la revisión por pares (Ernst *et al.*, 2015) y discutida en el CCT-PP, se estimó que un 70 % de los registros de sardina común, correspondía a sardina austral. Este porcentaje proviene de los registros obtenidos en la pesca de investigación realizada por IFOP entre el 2006 y 2012 y donde en promedio se obtiene este valor en la proporción de especie presentes en las capturas. En este periodo de la serie (2002-2005), se consideró un cv más alto (0,2) para el ajuste del desembarque en comparación al resto de la serie (cv=0,1).

La estructura de longitudes de la flota, aunque está construida con un número de registros suficientemente, con una apropiada cobertura espacial y temporal a lo largo del año, no ha contado con un contraste permanente desde los cruceros acústicos. Esto puede ocasionar un sesgo en la estimación de los reclutamientos. Durante el 2012 por ejemplo, la información de la flota sugiere un incremento en la fracción recluta, que 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.

De esta manera, se considera que la información utilizada en el modelo de evaluación contiene importantes fuentes de incertidumbre, como los supuestos en torno a los parámetros de historia de vida (crecimiento, mortalidad, madurez), la incertidumbre en los índices, sumado al error de proceso inherente a los modelos de evaluación y corta historia de la pesquería, los cuales deben ser revisados en el mediano a largo plazo.



Se recomienda utilizar el modelo de evaluación con dinámica en edad (modelo alternativo) que facilita el análisis de posibles cambios demográficos asociados a disminución o aumento de la talla a una misma edad.



6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aranis A., A. Gómez; L. Caballero; K. Walker; M. Ramírez; G. Eisele; F. Cerna; C. Valero; A. López; C. Machuca; L. Muñoz; J. Letelier; C. Toledo; V. Valdebenito y M. Albornoz. 2018. Informe Final, Programa de Seguimiento de las principales Pesquerías Pelágicas de la Zona Centro-Sur de Chile, 2017. Subsecretaría de Economía y EMT, Inst. Fom. Pesq. Valparaíso, Chile.
- Aranis A., Mora S., González M., Gómez A., Caballero L., Cerna F., y Muñoz G. 2012. Monitoreo de anchoveta y sardina en las aguas interiores de la X Región 2011. Pesca de Investigación. Informe Final IFOP/SUBPESCA. 202 pp.
- Aranis A, R Meléndez, G Pequeño y F Cerna. 2007. *Sprattus fuegensis* en aguas interiores de Chiloé, Chile (Osteichthyes: Clupeiformes: Clupeidae). *Gayana* 71 (1): 102 – 113.
- Bakun, A. y 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.
- Cadigan NG y PJ Farrell. 2005. Local influence diagnostics for the retrospective problem in sequential population analysis. *ICES Journal of Marine Science*, 62: 256-265.
- Cadrin SX y DS Vaughn. 1997. Retrospective analysis of virtual population estimates for Atlantic menhaden stock assessment. *U.S. National Marine Fisheries Service Fishery Bulletin*, 95: 445–455.
- Caddy J y R Mahon. 1995. References point for fisheries management. *FAO, Doc. Téc. Pesca.* (347): 65 pp.
- Canales TM, J Castillo, F Cerna y A Aranis. 2007. Análisis de la pesquería de sardina austral en las aguas interiores del mar de Chiloé y estimación de ctp 2007. 14 pp.
- CAPAM. 2015. Workshop tackles best practices in treatment of multiple data sources in stock assessments. Center for the Advancement of Population Assessment Methodology. October, 2015. (https://www.nwfsc.noaa.gov/news/features/data_source_workshop/index.cfm).
- Castillo J, Legua J, E Molina, F Sánchez. 2019. Evaluación hidroacústica de pequeños pelágicos en aguas interiores de la X y XI Regiones, año 2019. Informe de avance. 38 pp + anexos
- Cerna F, E Leal, A López y G Plaza. 2013. Age, growth and natural mortality of the Patagonian sprat *Sprattus fuegensis* (Jenyns, 1842) in Chiloé inland sea, southern Chile. *Latin American Journal of Aquatic Research*. 42(3): 580-587.
- Cerna F, J Quiroz, A López y 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, C Castillo, J Paramo y A Rodríguez. 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, A Hernández, A Sepúlveda y D Arcos. 2007. Spawning, daily egg production, and spawning stock biomass estimation for common sardine (*Strangomera bentincki*) and anchovy (*Engraulis ringens*) off central southern Chile in 2002. *Fisheries Research* 86 (2007): 228-240.
- 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.
- Doubleday, G. 1976. A least squares approach to malysgh catch at age data. *Res. Bull. Hnt. Com. Pdorthw. Ad. Fish.* 12: 69-81. Ernst B, J Valero y O Hamel. 2015. Programa anual de revisión experta a la asesoría científica de las principales pesquerías nacionales, año 2013: sardina austral (*Sprattus fuegensis*). Informe Final. Proyecto N° 2013-125-FAP-20. 176 pp.
- FAO. 1996. Orientaciones técnicas para la pesca responsable. N°2. Enfoque precautorio para la pesca de captura y la introducción de especies. Organización de las naciones unidas para la agricultura y la alimentación. Roma. 64 pp.



- Francis, R. 2011. Data weighting in statistical fisheries stock assessment models. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 68:1124 -1138.
- Galleguillos R, S Ferrada, C Canales, C Hernández, M Oliva, MT González, L Cubillos, E Niklitschek y P Toledo. 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 y J Ianelli. 2002. Statistical Issues in fisheries' stock assessments. *Scandinavian Journal of Statistics*. 29: 245-271.
- Herrera G, E Tarifeño y M Orellana. 1987. Descripción de huevos y primeras fases larvales de sardina común (*Strangomera bentincki*) y del machuelo (*Ethmidium maculatum*). *Biología Pesquera* 16: 107-113.
- Hilborn, R. & M. Mangel. 1997. *The Ecological Detective: Confronting Models With Data*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA.
- Landaeta M, C Bustos, P Palacios, P Rojas y 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, MJ Zúñiga. 2020. PRIMER INFORME. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de sardina austral, Región de Los Lagos, año 2021. Subsecretaría de Economía y EMT. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), Valparaíso, Chile. 80 p + Anexos.
- Leal E, C Canales, MJ Zúñiga y D Bucarey. 2018. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales 2019: Sardina austral Región de Los Lagos. Primer Informe (septiembre 2018). Convenio de Desempeño Subsecretaría de Economía y EMT / IFOP, Chile: 60 pág. + Anexos.
- Leal E, C Canales, MJ Zúñiga y D Bucarey. 2017. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales 2018: Sardina austral Región de Los Lagos. Informe 2 de Estatus. Convenio de Desempeño Subsecretaría de Economía y EMT / IFOP, Chile: 89 pág. + Anexos.
- Leal E y TM Canales. 2012. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2012. Sardina austral, 2013. Segundo Informe Estatus. 36 pp + anexos.
- Leal E, TM Canales, A Aranis y M González. 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.
- Maunder MN y AD Langley. 2004. Integrating the standardization of catch-per unit-of-effort into stock assessment models: testing a population dynamics model and using multiple data types. *Fisheries Research*. 70: 389-395.
- McCullagh P y J Nelder. 1989. *Generalized linear models*. Chapman and hall. London. 511 pp.
- Methot R. 2009. Stock assessment: operational models in support of fisheries management R.J. Beamish, B.J. Rothschild (Eds.), *Future of Fishery Science – Proceedings of the 50th Anniversary Symposium of the American Institute of Fishery Research Biologists*, Fish y Fisheries Series, vol.31, pp.137-165.
- Mohn, R. 1999. The retrospective problem in sequential population analysis: An investigation using cod fishery and simulated data. *ICES Journal of Marine Science*, 56: 473-488.
- Neira S, H Arancibia, M Barros, L Castro, L Cubillos, E Niklitschek y R Alarcón. 2014. Rol ecosistémico de sardina austral e impacto de su explotación en la sustentabilidad de otras especies de interés comercial. Pre-Informe Final Proyecto FIP 2012-15 (mayo). Universidad de Concepción, 220 págs.



- Niklitschek E, J Cornejo, E Hernández, P Toledo, R Merino, A Lafon y A Meza. 2009. Evaluación Hidroacústica de *Sprattus fueguensis* en los canales interiores de la Región de Los Lagos. Informe Final. 31 pp.
- Ortiz M y 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.
- Payá I, C Canales, D Bucarey, M Canales, F Contreras, F Espíndola, E Leal, C Montenegro, J Quiroz y R. Tascheri. 2014. Revisión de los puntos biológicos de referencia (Rendimiento Máximo Sostenible) en las pesquerías nacionales." Primer Taller internacional. Informe de Avance 1. Subsecretaría de Economía - IFOP. 32 pp.+ 4 Anexos.
- Pikitch E., P. Boersma, I. Boyd, O. Conover, P. Cury, T. Essington, S. Heppell, E. Houde, M. Mangel, D. Pauly, E. Plagányi, K. Sainsbury y R. Steneck. 2012. Little Fish, Big Impact: Managing a Crucial Link in Ocean Food Webs. Lenfest Ocean Program. Washington, DC. 108 pp.
- Punt, A. and R.B. Kennedy. 1997. Population modelling of Tasmanian rock lobster, *Jasus edwardsii*, resources. Mar.Freshwater Res., 48: 967-980.
- Schaefer M. 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. Bull Inter-Amer. Trop. Tuna Comm. (I-ATTC)/Bol. CIAT, 1(2): 27-56.
- Shono H. 2008. Application of the Tweedie distribution to zero-catch data in CPUE analysis. Fish. Res. 93, 154–162.
- Sullivan P. J., H.L. Lai y V.F. Gallucci.1990. A catch-at-length analysis that incorporates a stochastic model of growth. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47: 184-198.
- 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 (*Macruronus magellanicus*) off Southern Chile. Fish. Res. 105, 200–214.
- Thompson, W. y Bell F. 1934. Biological statistics of the Pacific halibut fishery. 2. Effect of changes in intensity upon total yield and yield per unit of gear. Report Internal Fisheries (*Pacific Halibut*) Commission 8: 49.
- Zhou S, S Pascoe, N Dowling, M Haddon, N Klaer, J Larcombe, M Smith, O Thebaud, S Vieira & S Wayte. (2013). Quantitatively defining biological and economic reference points in data poor and data limited fisheries. Final Report on FRDC Project 2010/044. Canberra, Australia.
- Zhou S, S Yin, T Thorson, M Smith & M Fuller. 2012. Linking fishing mortality reference points to life history traits: an empirical study. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science, 69: 1292–1301