



PRIMER INFORME

Convenio de Desempeño 2020
Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables
de sardina austral, Región de Los Lagos, año 2021

SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA Y EMT / Septiembre 2020



PRIMER INFORME

Convenio de Desempeño 2020
Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables
de sardina austral, Región de Los Lagos, año 2021

SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA Y EMT / Septiembre 2020

REQUIRENTE

SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA Y
EMPRESAS DE MENOR TAMAÑO

Subsecretario de Economía y Empresas de Menor Tamaño
Esteban Carrasco Zambrano

EJECUTOR

INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO, IFOP

Director Ejecutivo
Luis Parot Donoso

Jefe (I) División Investigación Pesquera
Sergio Lillo Vega

JEFE DE PROYECTO

María José Zúñiga Basualto

AUTORES

Elson Leal Faundez
María José Zúñiga Basualto

COLABORADORES

Antonio Aranís Rodríguez
Leonardo Caballero Gonzalez
Alejandra Gómez Aguilera
Karen Walker Vergara

**ÍNDICE GENERAL**

	Página
ÍNDICE GENERAL	i
RESUMEN EJECUTIVO.....	ii
1. OBJETIVOS	1
2. ANTECEDENTES.....	2
2.1. Distribución del recurso y localización del área de estudio.....	2
2.2. Unidades de stock y ecología	3
2.3. Pesquería.....	3
2.4. Reclutamiento	4
2.5. Reproducción.....	6
2.6. Crecimiento y mortalidad natural	6
2.7. Captura Biológicamente Aceptable (CBA)	7
3. METODOLOGÍA.....	8
3.1. Objetivo Especifico N°1	8
3.2. Objetivo Especifico N°2	27
3.3. Objetivo Especifico N°3.....	32
3.4. Objetivo Especifico N°4	35
4. RESULTADOS	36
4.1. Objetivo Especifico N°1	36
4.2. Objetivo Especifico N°2	55
4.3. Objetivo Especifico N°3.....	66
4.4. Objetivo Especifico N°4	68
5. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS	71
5.1. Datos de entrada actualizados	71
5.2. Indicadores del stock	72
5.3. Estado del stock.....	72
5.4. Captura Biológicamente Aceptable (CBA)	73
5.5. Análisis crítico de los datos e índices usados en la evaluación	73
5.6. Biología, ecología y estrategias de explotación	75
6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	77

ANEXOS:

Anexo 1. Datos e índices usados en la evaluación.

Anexo 2. Avances en la implementación de un modelo alternativo (Modelo Anual edad estructurado con información en Tallas, MAET).

Anexo 3. Datos – Modelo.



RESUMEN EJECUTIVO

El presente documento corresponde al primer informe técnico de estatus y Captura Biológicamente Aceptable (CBA) para el año 2021 en la pesquería de sardina austral (*Sprattus fuegensis*) en aguas interiores de la Región de Los Lagos. Se utiliza la información más reciente a nivel nacional, incluyendo el crucero de evaluación directa realizado en abril/mayo de 2020.

Para realizar la evaluación de stock, se utilizó una aproximación talla-estructurada con información de los desembarques totales (2002-2019), estructura de longitudes de la flota desde el año 2005 hasta el mes de junio del año en curso (2020), el índice de CPUE estandarizado (2007-2019) y la estructura de tallas y biomasa del crucero de evaluación directa (2006-2020). El desembarque del año 2020 es supuesto en un valor de 15471 toneladas, correspondiente a la CBA recomendada por el Comité Científico Técnico de Pequeños Pelágicos (CCTPP).

De acuerdo al actual escenario de modelación, los resultados de la evaluación de stock indican que la Biomasa total (BT) de sardina austral en la Región de Los Lagos, alcanzó un valor máximo de 267 mil t. el año 2005 y se redujo significativamente hasta 70 mil t el año 2018. El año 2020, consecuente con el fuerte incremento en la biomasa acústica, la biomasa BT estimada por el modelo de evaluación, aumenta hasta 114 mil t. Sin embargo, a pesar de esta recuperación en la biomasa, los reclutamientos observados durante el 2020 son los más bajos de la serie.

El diagrama de fase, utilizando información completa del año 2019, indica que el stock, presentó un valor de biomasa por debajo del nivel objetivo ($0,84 \cdot BD_{RMS}$) y una mortalidad por pesca ($F = 0,25 \text{ año}^{-1}$) por debajo del valor de referencia ($0,31 F_{RMS}$). El estatus del recurso durante el año 2020, mejora significativamente situándose en la zona de plena-explotación, con bajos niveles de mortalidad por pesca ($1,3 \cdot BD_{RMS}$; $F = 0,26 \text{ año}^{-1}$). Sin embargo, dicha condición es más incierta, ya que se basa en un supuesto de la captura para el año en curso y utiliza información parcial de la estructura de longitudes.

A partir del año 2017 se observaron fuertes reducciones en los índices que calibran el modelo de evaluación. Los bajos niveles de la biomasa acústica, junto con la reducción en la CPUE y desembarques, produjeron un re-escalamiento de la biomasa del stock hacia valores por debajo de los estimados hasta las evaluaciones previas año 2018. El crucero de evaluación directa del año 2020, aunque evidencia una recuperación del stock en términos de biomasa, debe ser tomado con precaución. Se observaron mayoritariamente ejemplares adultos y sólo una pequeña fracción de individuos reclutas. Así las proyecciones del stock para el año siguiente son menos favorables.

El rango de captura inicial para la pesquería de sardina austral durante el año 2021 en la Región de Los Lagos, bajo un escenario de reclutamientos promedio, que ha utilizado habitualmente el CCTPP, podría situarse entre 10,9 mil t y 14,7 mil t. Este rango de CBA, para los percentiles de probabilidad entre el 10% y 50%.



1. OBJETIVOS

1.2. 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. Esta especie 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, como baja una 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°90'S, 43°50'S). Esto, debido a que la pesquería se desarrolla mayoritariamente en esta zona y la información disponible proviene casi exclusivamente de este sector.

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).

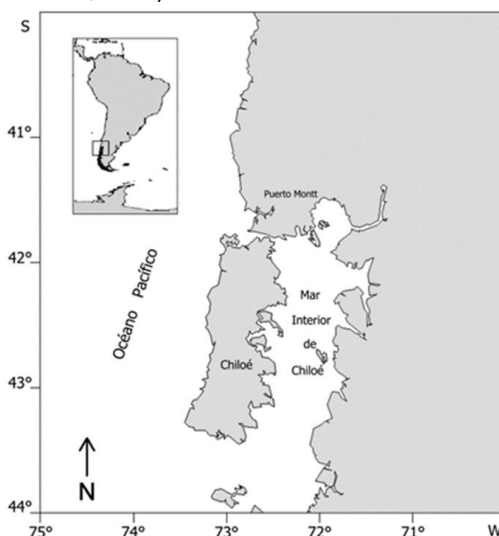


Figura 1. Distribución de *S. fuegensis* en el extremo sur de Sudamérica y focalización del área de estudio (recuadro) en el mar interior de la isla de Chiloé, Chile (41°9' a 43°5' S).



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 100 m³ de capacidad de bodega. 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 en curso, se espera que los desembarques alcancen el nivel de CBA actualizado hasta 15,5 mil toneladas.

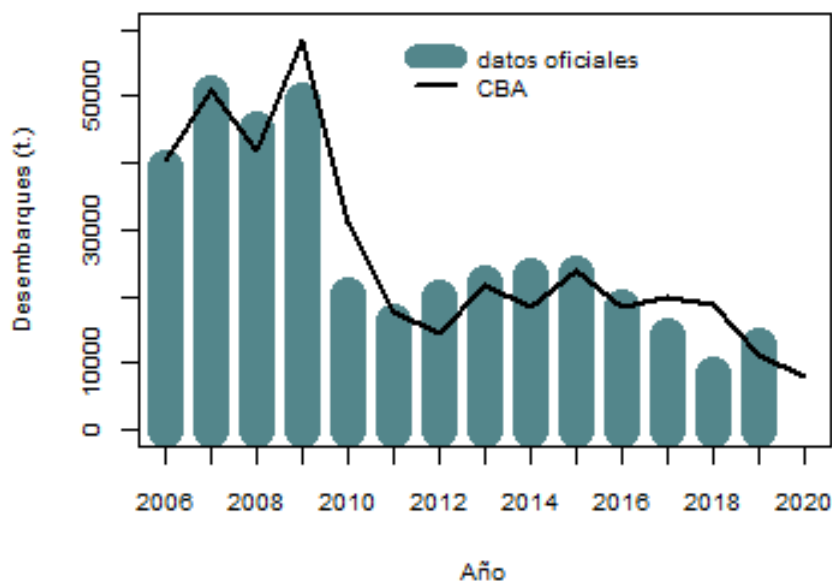


Figura 2. Desembarques oficiales anuales de sardina austral en aguas interiores del Mar de Chiloé entre los años 2006 y 2019 (fuente: Sernapesca).

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**).

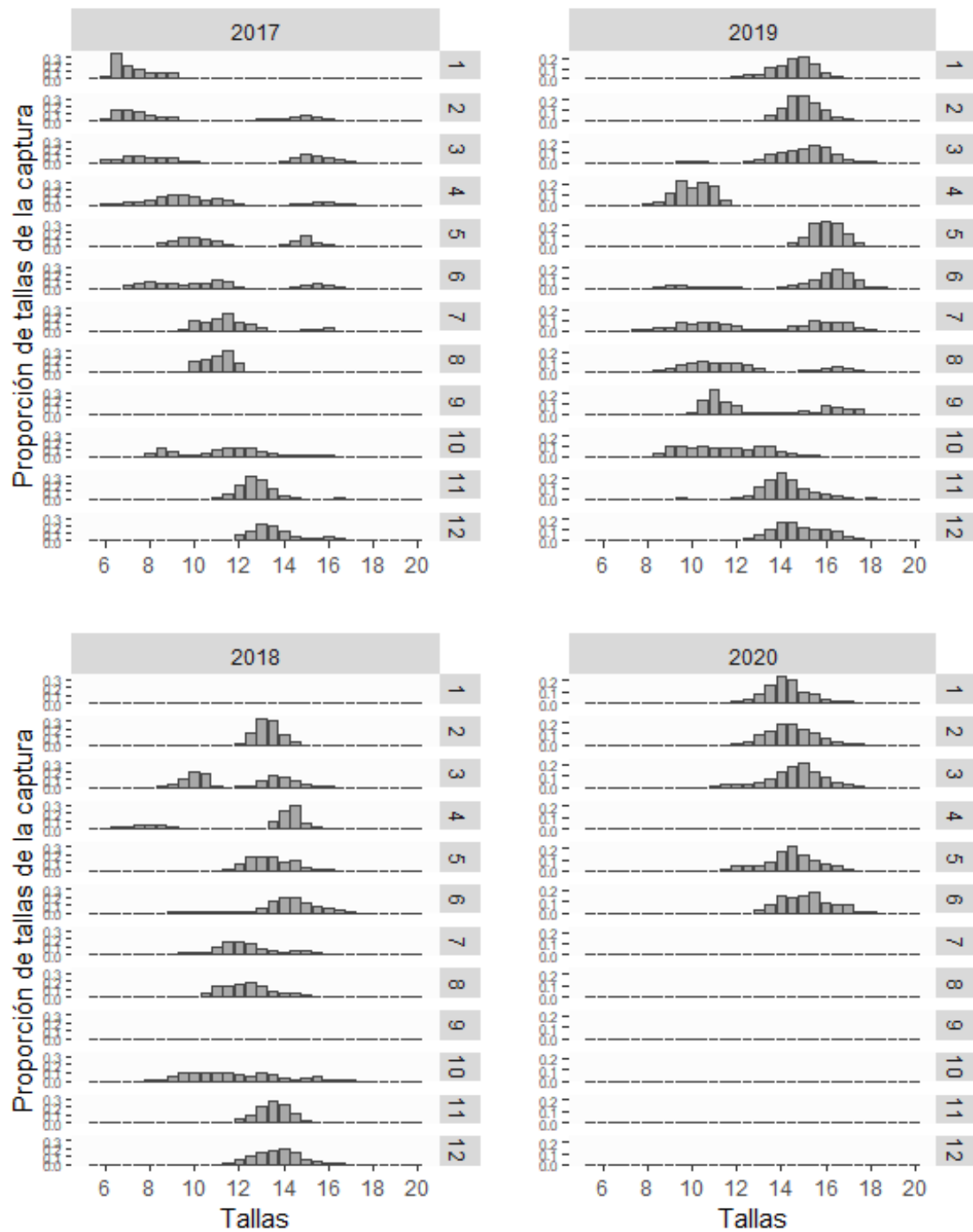


Figura 3. Estructura de tallas mensual de las capturas de sardina austral (enero 2017 – junio 2020), en aguas interiores de la Región de Los Lagos.



2.5. Reproducci3n

Los antecedentes biol3gicos de la especie provienen principalmente de estudios realizados en aguas interiores de la Regi3n de Los Lagos. Sobre su reproducci3n, Leal *et al.*, (2011) se~alan que la especie corresponde a un desovante parcial con una estaci3n 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 tambi3n discuten que debido a las condiciones del h3bitat de la especie, esta tendría una fecundidad baja, en beneficio de huevos de mayor tama~o. Esta hip3tesis es apoyada por antecedentes recopilados posteriormente. Por ejemplo, Landaeta *et al.*, (2011) determinan un mayor tama~o del huevo de sardina austral en aguas interiores de la Regi3n de Los Lagos en comparaci3n a lo informado por Herrera *et al.*, (1987) para sardina com3n (*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 Regi3n de Los Lagos.

2.6. Crecimiento y mortalidad natural

Cerna *et al.*, (2007), reportan los par3metros de crecimiento (**Tabla 1**) y mortalidad natural (M) de sardina austral, indicando que la especie presenta un patr3n de crecimiento característicos de los peces pel3gicos de peque~o tama~o como la sardina com3n y anchoveta. Es catalogada como una especie de crecimiento r3pido y ciclo de vida corto.

Tabla 1.

Par3metros de crecimiento y mortalidad natural reportados para sardina austral en diferentes estudios.

Par3metro	Cerna <i>et al.</i> , (2007)
k	0.78
Linf	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.

El año 2013 se realiza el establecimiento del nuevo Reglamento (D:S: N° 77, Mayo 2013) dispuesto en la Ley General de Pesca y Acuicultura (LGPA) que establece que las pesquerías deberán alcanzar o mantenerse en torno del Rendimiento Máximo Sostenido (RMS) considerando las características biológicas de los recursos explotados. La nueva LGPA establece que el Comité Científico Técnico será quien recomiende el marco biológico de referencia, estatus de conservación biológica y rango de CBA.



3. METODOLOGÍA

3.1. Objetivo Especifico N°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).

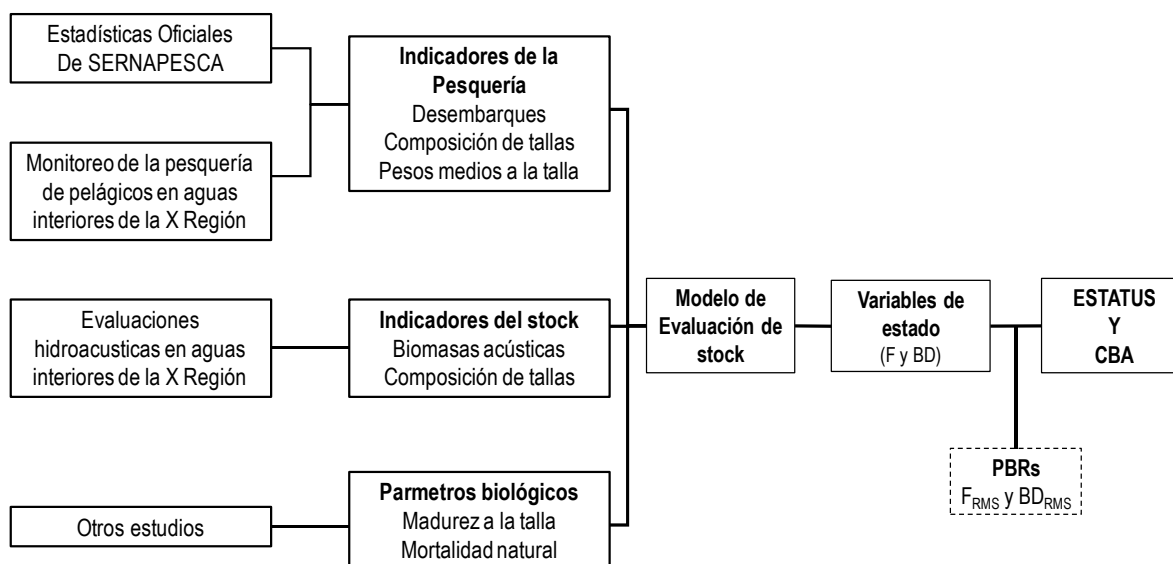


Figura 4. Procedimiento de evaluación de stock de sardina austral Región de Los Lagos.

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.

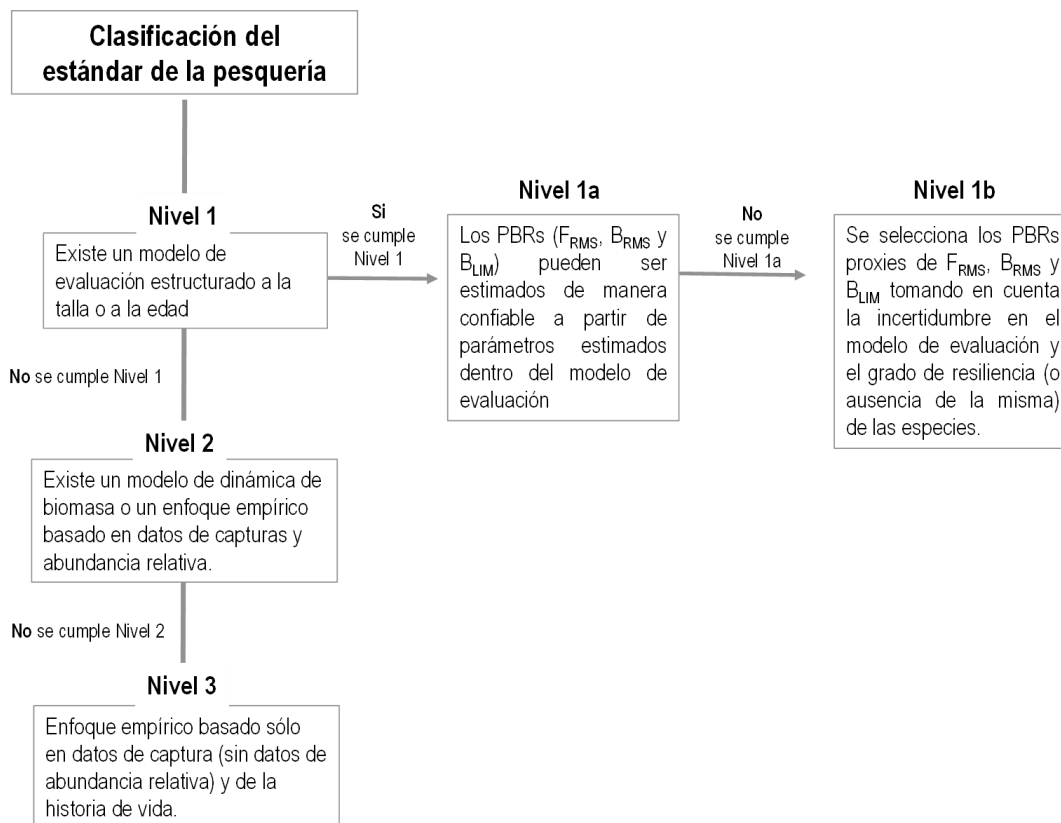


Figura 5. Sistema de niveles para la determinación de los PBRs de acuerdo a la cantidad, tipo y la calidad de la información disponible y, métodos de evaluación de stock empleados en cada pesquería.

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- 2020). 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).

Los detalles sobre todas las fuentes de información, índices y parámetros, están contenidos en el **Anexo I**.

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 2019. Previo al año 2006 y siguiendo la recomendación realizada en la revisión por pares (Ernst *et al.*, 2015) y priorizada en el CCTPP, 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 (Aranís *et al.*, 2012).

Sub- reporte

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.

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.

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.

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.

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.



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.

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 actualizar el estatus y CBA de sardina austral para el año en curso.

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:

a) 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).

b) 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.

c) 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.

c) 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.

d) 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.

f) 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.

Descripción del modelo base

La evaluación cubrirá el período 2002-2020 y considera información en escala anual que se resume en la **Tabla 2**. 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 2**

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

* Se supone para el año 2020 un nivel de desembarque de 15,5 mil t. Este valor corresponde a la recomendación de captura para el año en curso (CBA_{RMS}).

Datos de entrada	Período	Fuente de información
*Desembarques totales anuales	2002 a 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 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	Constante	Leal <i>et al.</i> , (2011)
Parámetros Crecimiento	Constante	Cerna <i>et al.</i> , (2007)

El modelamiento de la dinámica de sardina austral es en año calendario, vale decir que el cumpleaños ocurre a inicios del año calendario (inicios de enero), 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 3**) 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 4**)
- Identificación de la estructura del error a través de funciones de log-verosimilitud negativas (**Tabla 5**).
- 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 6**).

**Tabla 3.**

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 parte del error de observación $CV_f = 0,2 - 0,1$.
Biomasa total del crucero	B_t	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 informaci3n en tallas

El crecimiento medio es descrito por el modelo von Bertalanffy (VB) puede ser expresado seg3n:

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

Donde, L_∞ y k son parámetros de la funci3n VB, l^* corresponde al punto medio del intervalo de talla l .

La distribuci3n gamma es utilizada para representar la variaci3n en el crecimiento, ya que permite describir de mejor forma los patrones de crecimiento para peces de tallas muy pequeñas y muy grandes. La distribuci3n gamma puede ser expresada en t3rminos de dos parámetros α_l y β_p , $ND_{l,t}$ los cuales se relacionan entre si seg3n:

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

Donde, α_l corresponde a la varianza (es funci3n de L_∞ y k) proporcional a la media, β_p corresponde al coeficiente de variaci3n el que permite incorporar la variabilidad de los individuos en la poblaci3n. Con ello la proporci3n de ejemplares que crecen o se mueven de un intervalo a otro queda descrito por:

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

Donde, $T_{ll'}$ corresponde a la matriz de transici3n 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 seg3n:

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

Donde, μ y σ corresponden a la media y desviaci3n de una distribuci3n normal constante entre ańos.

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

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

Donde, $N_{l,t-1}$ corresponde al n3mero de peces de talla l , en el ańo $t-1$, $Z_{l,t}$ es mortalidad total para peces de talla l en el ańo $t-1$; $T_{ll'}$ es la matriz de transici3n de crecimiento entre la talla l y l' , Pr_l es el vector de distribuci3n de reclutamiento y R_t corresponde al reclutamiento anual.

Siguiendo la hip3tesis 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 seg3n:

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



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

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

150% 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 4.
Modelo de las observaciones del Modelo Anual con información en longitudes

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 en el año t
Desembarques en peso	$\hat{Y}_t = \sum_l \hat{C}_{l,t} w_{l,t}$	$w_{l,t}^{med}$ 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	$\hat{B}_t^c = q^c \sum_l \hat{N}_{l,t}^{cv} w_l^{med}$	w_l^{med} es el peso medio a la longitud q^c es la capturabilidad/ disponibilidad del crucero
Captura por Unidad de esfuerzo	$CPUE_t = q \left[\sum_{l_{min}}^{l_{max}} s_{l,t} N_{l,t} w_l \frac{(1 - \exp(-Z_{l,t}))}{Z_{l,t}} \right] q$	q : coeficiente de capturabilidad



Tabla 5.
Modelo de los errores del Modelo Anual con información en Tallas.

Variable	Error	Ecuación	Descripción
Desembarques	Lognormal	$L = -\frac{0.5}{\sigma_y^2} \sum_t \left(\ln \frac{Y_t}{\hat{Y}_t} \right)^2$	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	Lognormal	$L = -\frac{0.5}{\sigma_{Bc}^2} \sum_t \left(\ln \frac{Bc_t}{\hat{Bc}_t} \right)^2$	Bc_t : Biomasa crucero \hat{Bc}_t : Biomasa crucero predicha σ_{Bc} es la desviación estándar.
CPUE	Lognormal	$L = -\frac{0.5}{\sigma_{cpue}^2} \sum_t \left(\ln \frac{CPUE_t}{\hat{CPUE}_t} \right)^2$	$CPUE_t$: 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	Multinomial	$L = -n \sum_l \sum_t p_{l,t} * \ln(\hat{p}_{l,t})$	$p_{l,t}$ corresponde a la captura a la talla de la flota. n es el tamaño de muestra efectivo.



Tabla 6.
Parámetros y *prioris* empleadas en el Modelo Anual con información en Tallas

Parámetro	N° de parámetros	Prior	Descripción
Mortalidad natural	1	$M = 0,83(\text{fijo})$	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	$\ln R_0 \sim N[\log(8.8), 0.6]$	R_0 corresponde al reclutamiento medio, es multiplicado por una perturbación anual (ε_t). Se asume con un valor de partida de $\log(8.8)$
Desvíos de reclutamientos (ε_t) y estructura etaria inicial (ε_a)	12 + 4	$\ln \varepsilon_t \sim U[-10, +10]$ $\ln \varepsilon_a \sim U[-10, +10]$	
capturabilidad del crucero	1	$\ln q^{cv} \sim N[0.65, 0.15]$	La capturabilidad del crucero de otoño se asume con valor de partida de 0.65 y $cv = 0.15$
Longitud modal del reclutamiento (L_r)	1	$L_r \sim N[7, 0.1]$	Se asume un valor de partida de 7 cm para la longitud media del reclutamiento
Desviación de la Longitud modal del reclutamiento (S_r)	1	$S_r \sim N[1.5, 0.1]$	Se asume un valor de partida de 1.5 cm para la desviación de la longitud media del reclutamiento
Coefficiente 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.



Ponderadores de la informaci3n

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

Un factor relevante a emplear en la evaluaci3n 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 funci3n 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 informaci3n en evaluaci3n 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 utiliz3 en el modelo base, la metodología T.A 1.8, indicada por Francis (2011) y el cual comenz3 con el valor empleado por defecto en el anterior reporte, $n=25$ para la flota y $n=15$ para el crucero.

No obstante para los escenarios alternativos presentados, se utiliz3 tambi3n para la estimaci3n de los tamaños de muestra, la metodología propuesta por Gavaris Ianelli (2002), basado en la media aritmética, seg3n:

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

Donde $p_{l,t}$ es la proporci3n de talla (l) de la captura en el ańo 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 evaluaci3n 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.

- *Coefficientes de variaci3n (CV)*

Los coeficientes de variaci3n empleados en los distintos índices de abundancia reflejan el nivel de desviaci3n que el investigador supone tienen los datos respecto del valor central observado como parte del error de observaci3n. El coeficiente de variaci3n 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 $\pm 20\%$ la media) tiene un peso en la verosimilitud total de 4 veces m3s 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 a3n de reglas claras para su determinaci3n, sino m3s bien criterios a tomar en cuenta.

Com3nmente se asignan menores niveles de incertidumbre a la informaci3n de los desembarques y mayores a la CPUE y cruceros, esto por el hecho que los desembarques son mediciones “observables” directas y no as3 la CPUE y biomasa del crucero. Los 3ltimos 3ndices est3n 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 an3lisis exploratorio que considere aquel coeficiente de variaci3n te3rico que resulta de aplicar el “mejor” modelo de tendencia central a los datos aislados. Este primer procedimiento no depende del modelo de evaluaci3n de stock sino de la variabilidad de los datos

De esta manera, el enfoque de modelaci3n contempl3, para la ponderaci3n de la informaci3n, un escenario base que entrega mayor valor estad3stico a la informaci3n de desembarques ($cv = 10\%$). El nivel de credibilidad (robustez estad3stica) de los 3ndices usado para para ajustar el modelo, puede variar interanualmente. El an3lisis de los 3ndices, sugiere que al principio (2006-2012), la CPUE es m3s confiable que la informaci3n aportada por el crucero de evaluaci3n directa (**Anexo I**). Luego, a partir del a3o 2013, debido a cambios metodol3gicos y calidad de la informaci3n, la confiabilidad cada 3ndice se invierte. Se consider3 entonces CV en bloques para la CPUE y crucero (2006-2012, 2013-2017).

Capturabilidad de los cruceros (q)

Se asume que el crucero representa una fracci3n de la biomasa disponible, siguiendo una distribuci3n log-normal con media $\log(0,65)$ y error est3ndar 0,15. Lo anterior implica que el crucero de evaluaci3n directa observa algo m3s de la mitad de la biomasa total. Sin embargo, el valor a posterior que estima el modelo de evaluaci3n es de 0,89.

Crucero ac3stico (ΔtC)

La biomasa estimada por el crucero es proporcional a la Biomasa total en el periodo del a3o en que se realiza el crucero (Δt variable = ΔtC). Hasta el estudio del a3o 2016, se consider3 invariante entre a3os.

Selectividad

Se considera un patr3n de explotaci3n de la flota y crucero de tipo asint3tico y variable entre a3os, es decir se utilizan bloques. En el caso de la flota se utilizan tres bloques (2002-2009, 2010-2012 y 2013-2017) y para los cruceros, dos (2006-2012, 2013-2020). Esta configuraci3n se realiz3 con el objetivo de mejorar los ajustes a las estructuras de longitudes sin resultados satisfactorios. Adem3s, no se



justifican por cambios en la din1mica del recurso o de la flota y ser1n revisados en la siguiente evaluaci3n de stock.

La configuraci3n del actual escenario, se presenta en la **Tabla 7**. Se muestran los valores de los 1ndices (captura, CPUE y crucero) junto a sus respectivos coeficientes de variaci3n (cv). En el caso de los desembarques, se utiliz3 un cv m1s alto (0.2) al principio de la serie (2002-2005), debido a que los valores provienen de supuesto sobre la proporci3n de especie. Se presentan tambi3n los tama1os 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 a1o en que se realiz3 el crucero de evaluaci3n directa (ΔtC).

El modelo de evaluaci3n de stock actualmente en uso consiste en estimar principalmente:

- Coeficiente de capturabilidad para la biomasa ac1stica (q crucero) y coeficiente de capturabilidad de la CPUE (q CPUE).
- Par1metro de posici3n (L50%) y dispersi3n (Δ) que describen la selectividad de la flota y crucero.
- Longitud modal del reclutamiento (L_r) y su desviaci3n (S_r), el reclutamiento medio (R_{med}) y los desv1os anuales ($desv_{Rt}$).
- Los desv1os de N_0 y la mortalidad por pesca (F) para cada a1o.



Tabla 7.

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	15471	0.1	-	0.26	160742	0.22	25 / Sel_3	15	0.33

* Supuesto de desembarque 2020



3.1.4. Ajuste consistencia y error del modelo base

Ajuste del modelo a los datos

Corresponde a la presentaci3n gr3fica del ajuste del modelo a los datos observados y bondad de ajuste mediante diagrama QQ que permitir3 evaluar si los valores estimados se apartan significativamente del supuesto inicial, esto es, que las observaciones con una muestra aleatoria de una distribuci3n log-normal con media y varianza conocida. Si los datos se aproximan significativamente a la relaci3n lineal implica entonces que el supuesto es adecuado para los datos analizados.

An3lisis 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.

An3lisis retrospectivo empírico

Se incluir3 la comparaci3n de resultados con versiones anteriores u otros modelos para evaluar la consistencia de la evaluaci3n presente (an3lisis retrospectivo empírico). Sobre la base de estos an3lisis, se identificar3n las oportunidades de mejoras en la implementaci3n del procedimiento de evaluaci3n, los vacíos de conocimiento y de informaci3n, entre otros.

An3lisis retrospectivo tradicional

Este an3lisis es un diagnóstico que implica correr el modelo eliminando, de manera sucesiva, años de informaci3n. Esto, para estimar el sesgo del modelo (Cadrin y Vaughn 1997; Cadigan y Farrell 2005). Este an3lisis permitir3 evaluar la robustez de cada escenario frente a nuevas piezas de informaci3n lo que tambi3n permitir3 validar el escenario “caso base”. Este an3lisis consiste en una validaci3n cruzada de naturaleza sistem3tica en la que es removido secuencialmente el último año de informaci3n y se evalúa su impacto en las tendencias poblacionales. De esta forma podemos determinar si hubo un patr3n consistente de sobreestimaci3n o subestimaci3n en años sucesivos de las principales variables de estado utilizados en la determinaci3n del estatus de sardina austral.

Estadístico Rho: El estadístico rho de Mohn (1999), se ha utilizado comúnnmente para medir el patr3n 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.

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



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 mayor (positivo o negativo), cuando exista un patrón consistente de cambio en la serie de tiempo reducida respecto a la serie completa.

Proceso de ajuste del modelo

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 Especifico N°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 ($60\%BDPR_0$). 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:

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

Donde:

P_l = 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: $W = a \cdot L^b$.

M = Mortalidad Natural.

N_l = Proporción de sobrevivencia de individuos, a la longitud l en cualquier instante de tiempo t viene estimada por la ecuación:

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

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

Donde, $N_{l,t+1}$ 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:

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



- *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 8** (Acta Sesión N°5/2014).

Tabla 8

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

RECURSO	F_{RMS} proxy	B_{RMS} proxy	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).

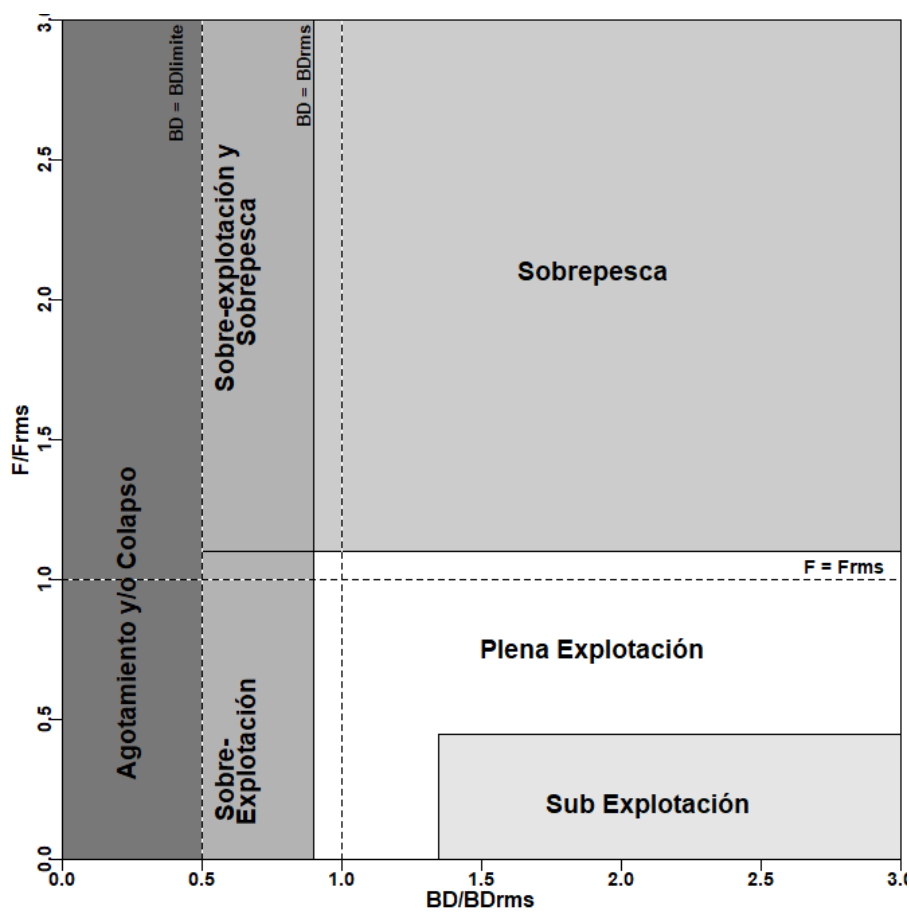


Figura 6. Diagrama de fase definido por el CCT-PP para las pesquerías de pelágicos pequeños.



3.3. Objetivo Específico N°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) F_{60} , 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 2020. 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. 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} .

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 2021 para las dos etapas del ciclo de manejo de sardina austral (**Tabla 9**) consiste en los siguientes pasos:



Paso 1: Estimación de la captura al RMS proyectada (Yp_{RMS}) 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 $F_{RMS}=F60\%_{BDPR}$

Tabla 9.

Métodos de estimación de la CBA 2021 para las dos etapas del ciclo de manejo de sardina austral

Mes de Asesoría	Etapas de cálculo	Métodos de estimación
Septiembre 2020	$CBA_{inicial}$	$Yp_{RMS_{t+1}}$
Junio 2021	CBA_{Final}	Y_{RMS_t}

La información disponible en cada etapa de estimación de cuota se resume en la **Tabla 10** se indica que la estimación de CBA inicial cuenta con información parcial del año 2020, mientras que en la estimación de CBA final, la información es completa para el año 2019 y además se incorpora la información del año 2020.

Tabla 10.

Información relevante para el cálculo de CBA 2021 en las dos etapas de estimación.

Datos de entrada al modelo	CBA INICIAL sept-20	CBA FINAL jun-21
Estructura temporal	2002-2020	2002-2021
Desembarques	2002 - 2020 + <i>Supuesto de captura 2020</i>	2002 - 2021 + <i>Supuesto de captura 2021 igual a CBA_{RMS}</i>
CPUE	2006 – 2019	2006 – 2020
Biomasa Crucero hidroacústicos	2006 – 2020	2006 – 2021
Composición de tallas flota	2006 – 2020 parcial	2006 – 2020 completa
Composición de tallas Cruceros	2006 – 2020	2006 – 2021
Pesos medios a la talla	<i>Constante</i>	<i>Constante</i>
Madurez sexual a la talla	<i>Constante</i>	<i>Constante</i>
Mortalidad natural	<i>Constante</i>	<i>Constante</i>
Proyección del reclutamiento	<i>1 año calendario</i>	<i>No se proyecta</i>



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 Especifico N°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.”

Para el cumplimiento de este objetivo, se informan los avances alcanzados durante el desarrollo del estudio, conforme al Programa de Mejoramiento Continuo de la Calidad de la Asesoría Científica (PMCCAC), elaborado para esta pesquería. Este PMCCAC se enfoca a las brechas de datos, información y conocimiento, en relación con la situación general de la pesquería acorde con los requerimientos de asesoría solicitados por la administración pesquera.

En el contexto del desarrollo metodológico del trabajo, se realiza un listado de comprobación en el que se da cuenta de todas las recomendaciones emanadas de los revisores expertos, con el propósito de verificar el cumplimiento de cada uno de las observaciones, correcciones y recomendaciones señaladas por los revisores.

A continuación, se detalla el contenido presentado la **Sección 4.4** de este informe:

- i. Esquema de trabajo y plan de actividades 2020-2021 acordado con SUBPESCA.
- ii. Mejoras realizadas al modelo de evaluación de stock actual, donde se describen los cambios realizados en el tiempo y que llevaron al modelo base actual.



4. RESULTADOS

4.1. Objetivo Específico N°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. Datos de entrada al modelo de evaluación de stock

El período de análisis de la evaluación de stock actual, 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 11**) desarrollado por IFOP en aguas interiores de la isla de Chiloé. En la presente actualización, se usa la composición de tallas de la flota a junio 2020 y un supuesto de captura 2020 igual a la CBA recomienda por el CCT-PP, el crucero de abril/mayo, mostró un incremento significativo en la biomasa del recurso en la zona evaluada 2020.

Tabla 11.
Índices usados en la evaluación de stock de sardina austral.

Años	Desembarque (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



Datos utilizados

- *Desembarques*: La serie de desembarques utilizados para la evaluación considera información completa hasta el año 2019 (**Figura 7**).
- *CPUE*: Se actualiza la serie histórica de captura por unidad de esfuerzo estandarizada al año 2019. El proceso de estandarización se presenta en **Anexo I**.
- *Composición de tallas flota*: Se utiliza la composición de talla de la flota hasta diciembre 2019 y a junio 2020.
- información del crucero hidroacústico realizado en abril/mayo del año 2020.

Datos supuestos

- *Desembarques*: Se supone al principio de la serie (2002-2005) que un 70% de los registros indicados como sardina común correspondían a sardina austral. Para el año 2020 se supone un desembarque en torno al valor definido por el CCTT, es decir la CBA de 15,5 mil t.

Descripción de datos de entrada

- *Desembarques*

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.

Previo al año 2006, como una forma de extender la serie temporal para entregar mayor robustez al modelo de evaluación, se siguió la recomendación realizada en la revisión por pares (Ernst et al., 2015) y priorizada en el CCTPP. Se utilizaron los desembarques oficiales asignados a sardina común, asumiendo que un 70% correspondía a sardina austral. Esto, basado en la proporción de especies reportada en los estudios de IFOP entre los años 2006 y 2012 (Aranís et al. 2012)

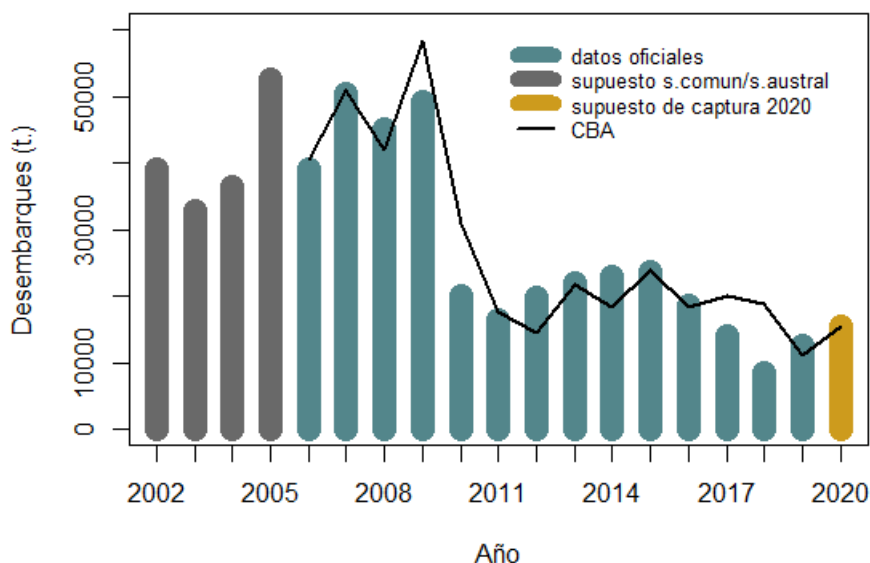


Figura 7. Serie de desembarques utilizada en la evaluación de stock. Las barras grises al inicio de la serie corresponden a un supuesto de proporción de especies (sardina común/sardina austral). Las barras azules a los desembarques oficiales en el período 2006-2019 y la barra amarilla, el supuesto de captura 2020. La línea corresponde a la CBA establecida anualmente.

- *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 desviación. En la **Figura 8**, 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.

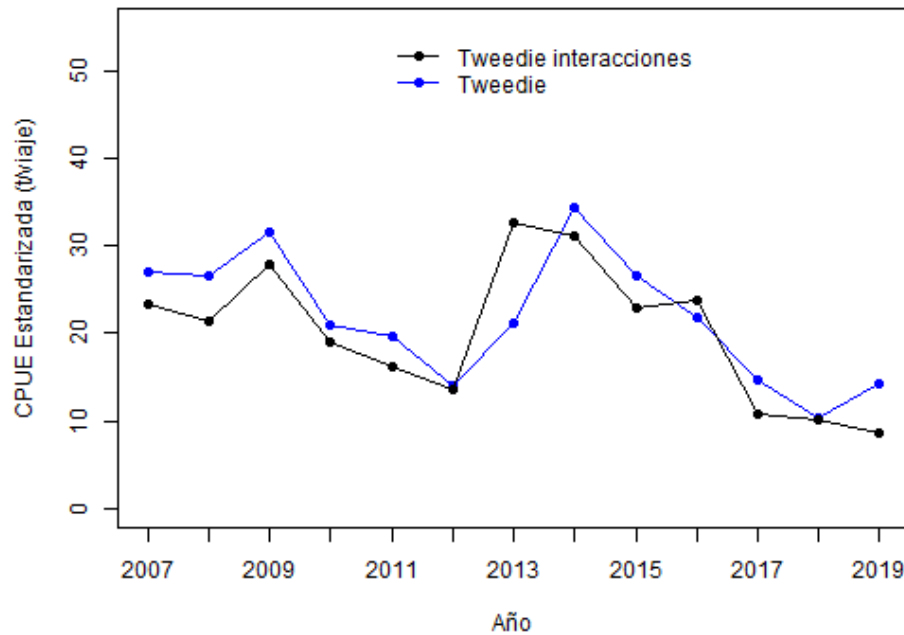


Figura 8. CPUE estandarizada por Modelos Lineales Generalizados (tweedie original y con interacciones), en la pesquería de sardina austral en aguas interiores de la Región de Los Lagos.

- *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. La variabilidad del índice acústico, se muestra en la **Figura 9**. 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 último 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. Se espera que este aumento en la biomasa acústica, tenga un efecto significativo en los estimados poblacionales respecto del último reporte basado en el modelo de evaluación indirecta del stock.

De esta manera, el principal input que actualiza el presente hito de evaluación es incorporado en el este informe para establecer el estatus y la CBA para el año en curso.

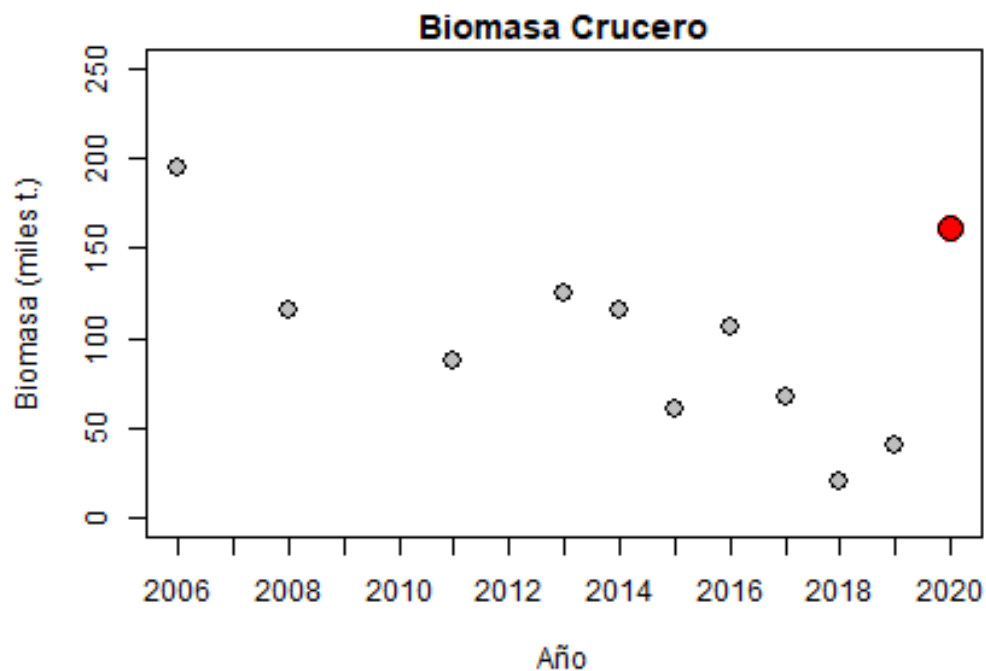


Figura 9. Biomasa total de sardina austral en aguas interiores de la Región de Los Lagos estimada en los cruceros de evaluación directa (2006-2020). Se destaca en círculo rojo de mayor tamaño el último valor obtenido en abril del año 2020.

- *Estructura de longitudes*

Esta fuente de información, varió en un aspecto respecto del reporte previo (junio 2020), incorporando información del mes de junio del año en curso (**Figura 10a**).

La **Figura 10b** muestra la estructura de longitudes obtenida por el crucero de evaluación directa entre los años 2006 y 2020.

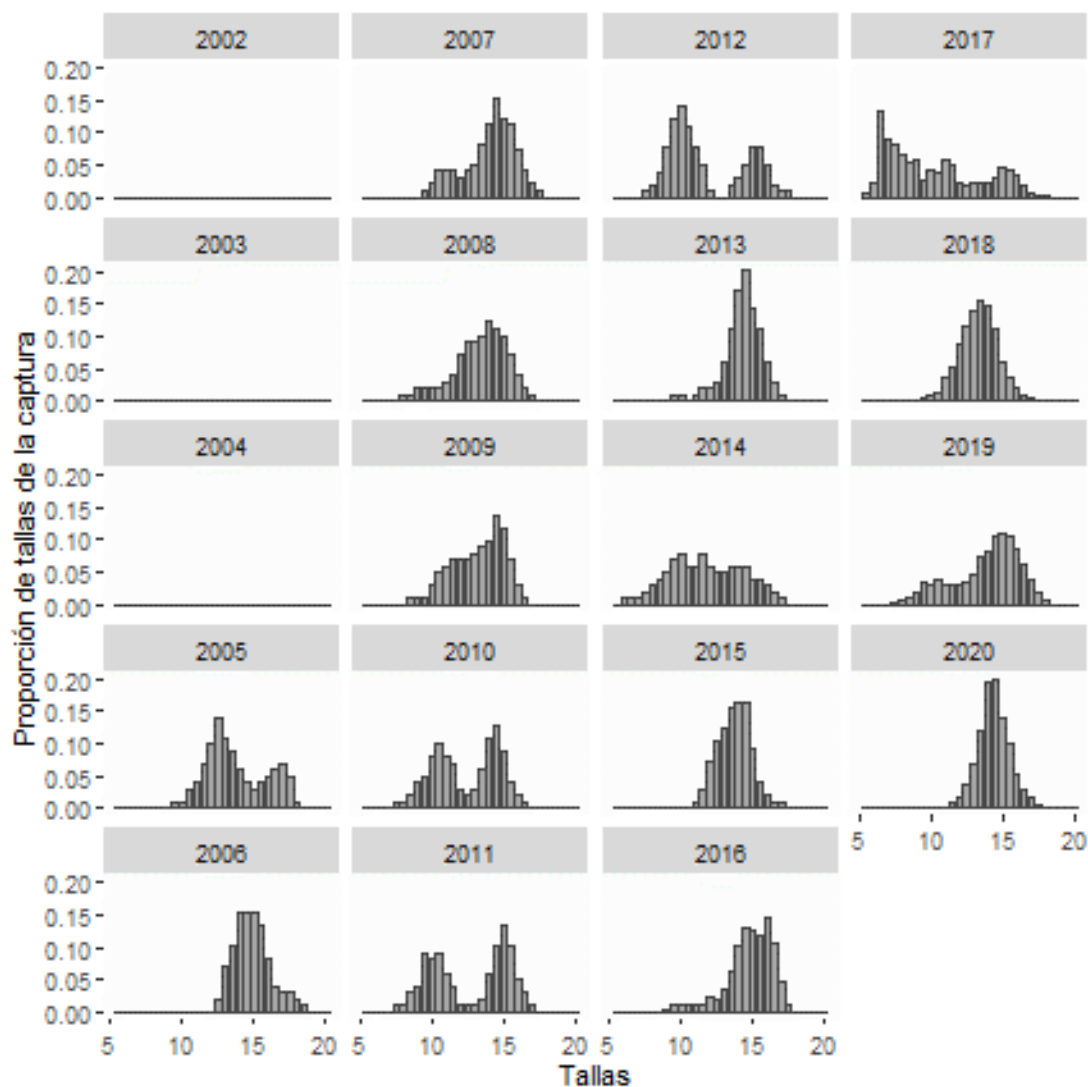


Figura 10a. Estructura de longitudes (LT, cm) anual de sardina austral obtenida desde la flota que opera en aguas interiores de la Región de Los Lagos.

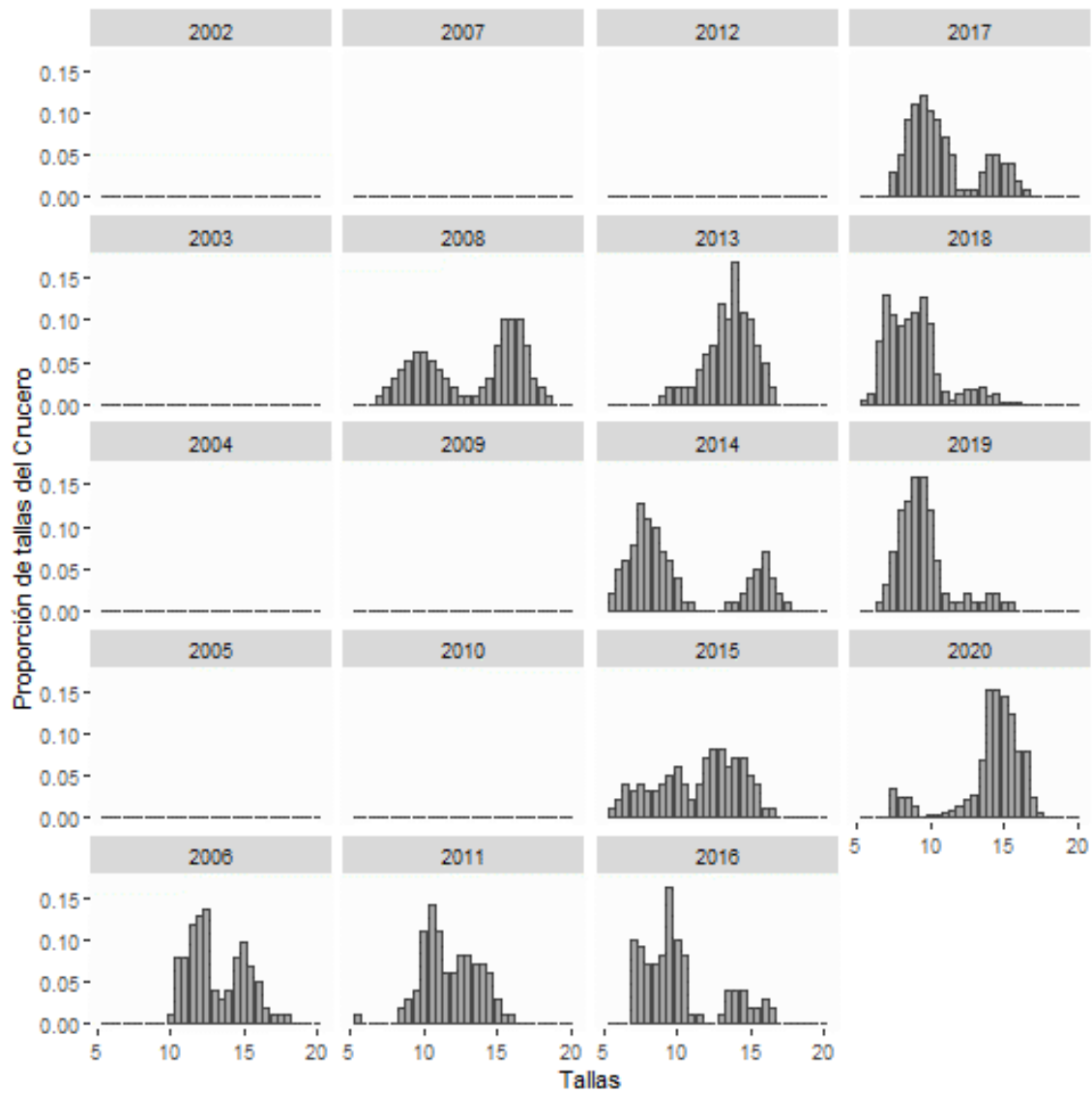


Figura 10b. Estructura de longitudes (LT, cm) de sardina austral obtenida por el crucero de evaluación directa en aguas interiores de la Región de Los Lagos.

• **Parámetros biológicos**

i) Ojiva de madurez

Para estimar la fracción desovante del stock, se utiliza la función de madurez descrita por Leal *et al.*, (2011) (**Figura 11**). 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 .

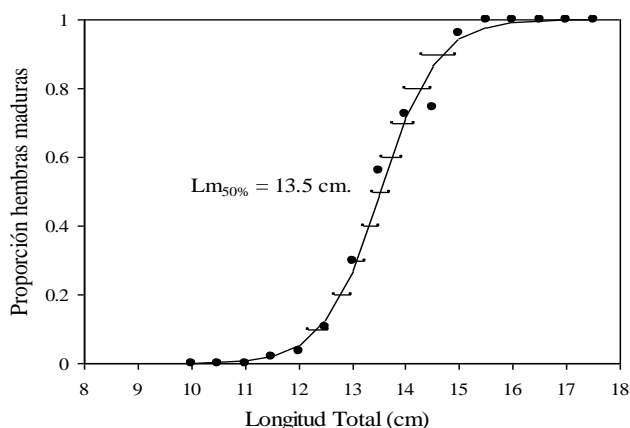


Figura 11. Ojiva de madurez de sardina austral en aguas interiores de la Región de Los Lagos obtenida a través de estados microscópicos (Leal *et al.*, 2011).

ii) 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 12**). La mortalidad natural en tanto, fue estimada en $0,83 \text{ año}^{-1}$ 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.

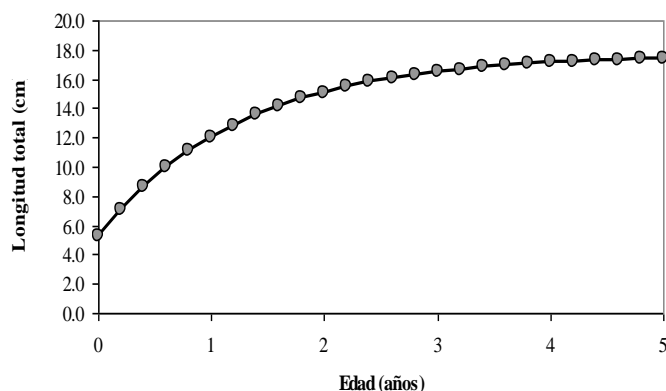


Figura 12. Función de crecimiento descrita por los parámetros de Von Bertalanffy estimados para sardina austral.



4.1.2. Diagnóstico del modelo de evaluación de stock

Ajuste del modelo a los datos y análisis de residuos

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 directo 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 13**).

El análisis de los residuos y gráficos qq-plot (**Figura 14**), 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.

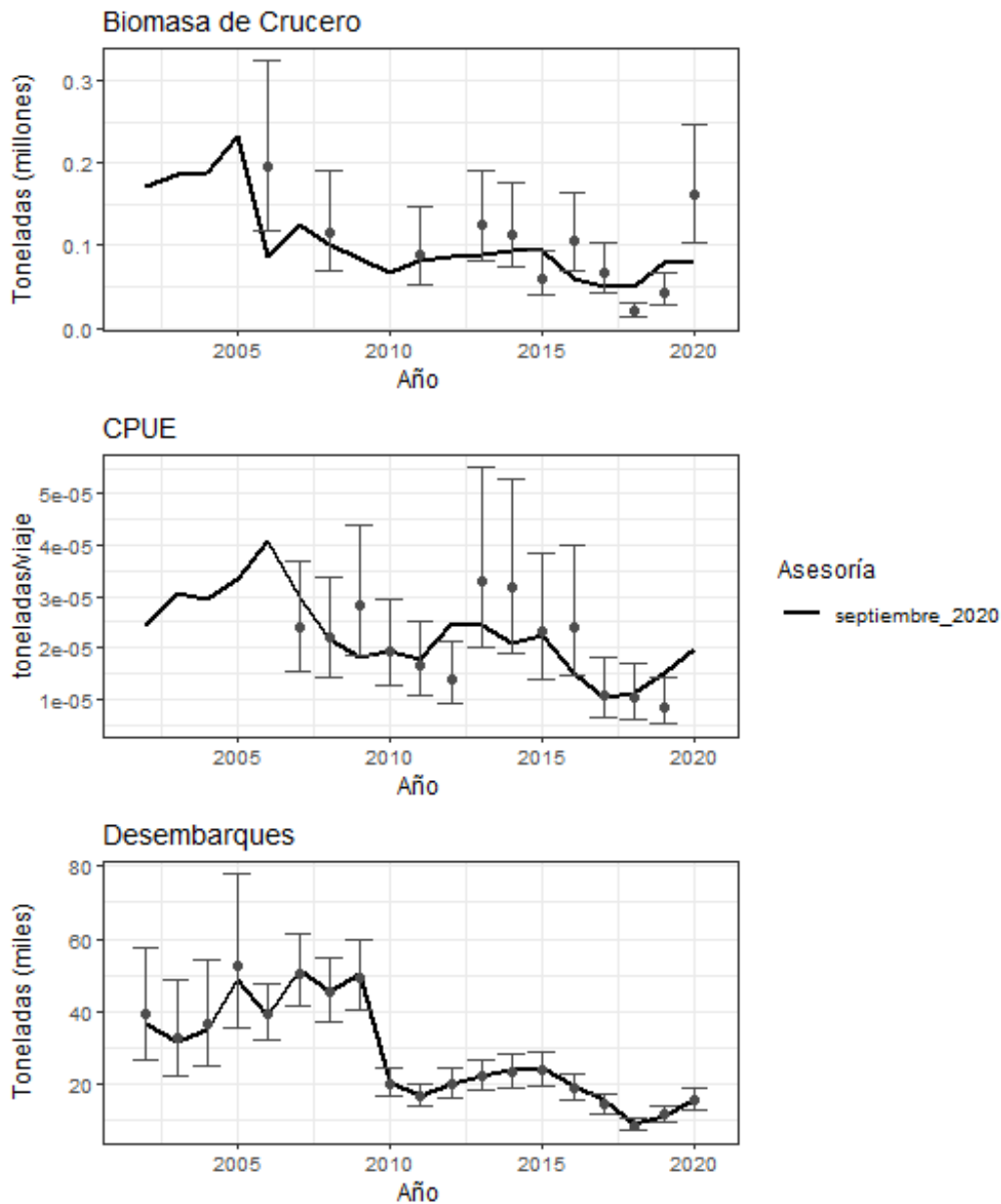


Figura 13. Ajuste del índice de la biomasa directa , CPUE y desembarques de sardina austral en el mar interior de la Región de Los Lagos. Los círculos representan los datos observados. La línea vertical sobre los puntos corresponde al error de las observaciones.

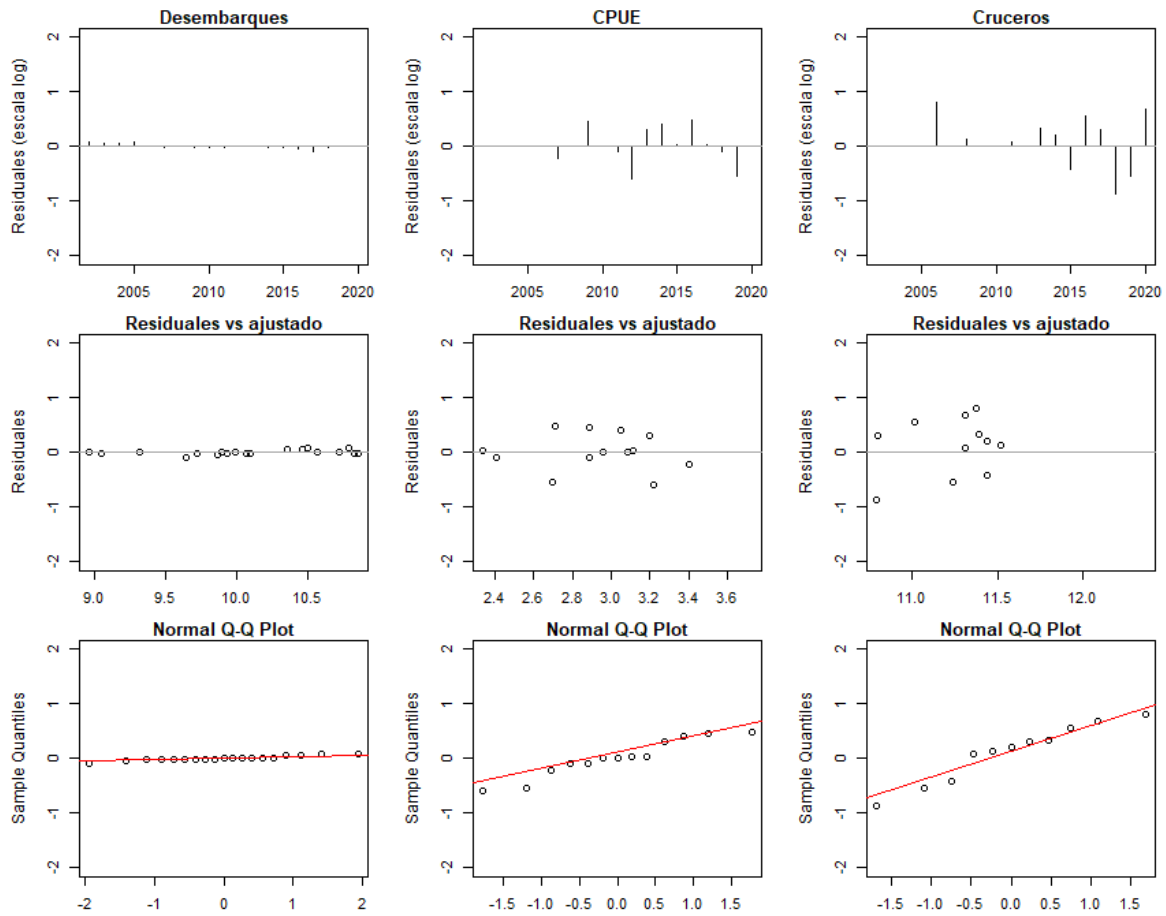


Figura 14. Análisis de residuales y diagrama Q-Q para los ajustes a la información de desembarques, CPUE y cruceros de evaluación directa.

Ajuste de la composición de longitudes

Las estructuras de longitudes de la flota (**Figura 15**) y cruceros acústicos (**Figura 16**), 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.

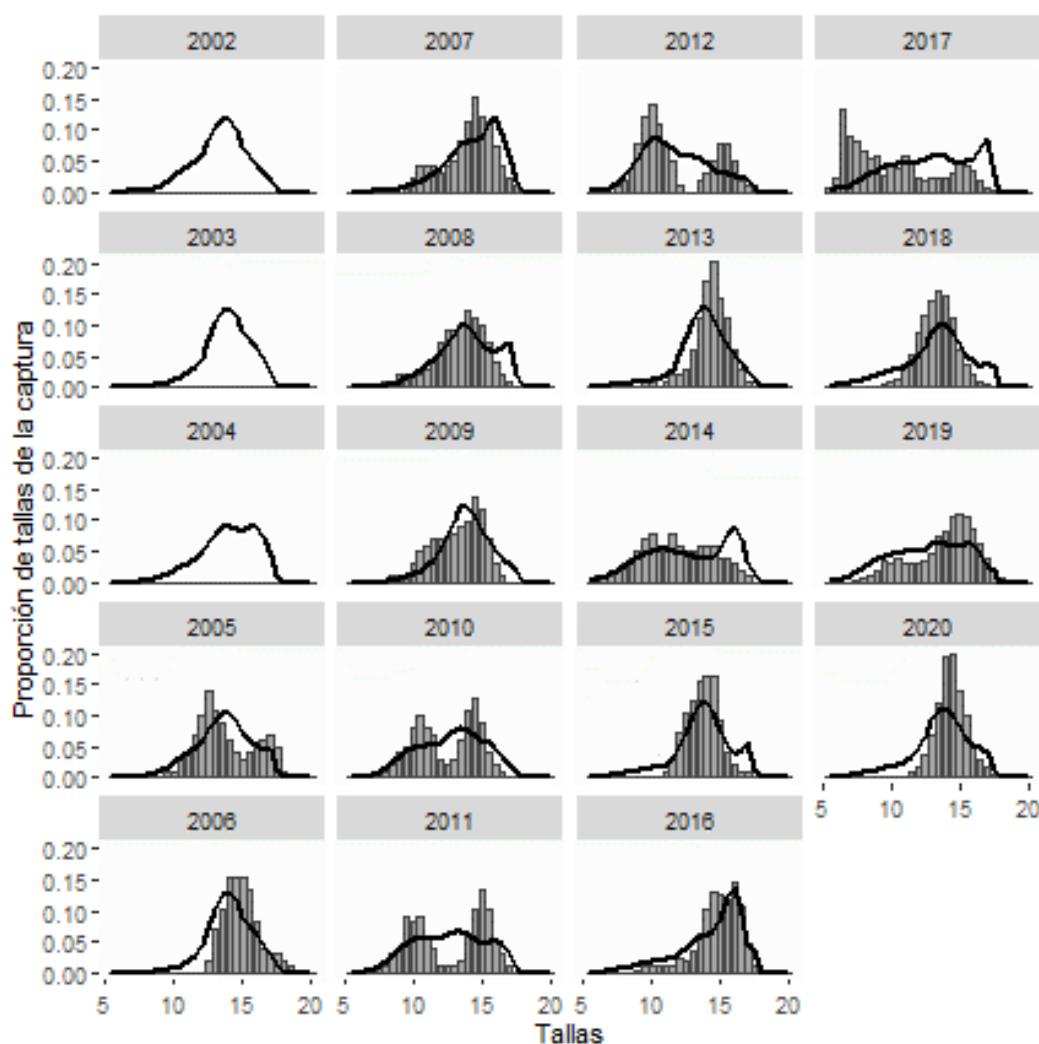


Figura 15. Ajuste de la estructura de longitud de la flota en la pesquería de sardina austral en el mar interior de la Región de Los Lagos, entre los años 2006 y 2020. Barras (datos observados), líneas (modelo ajustado).

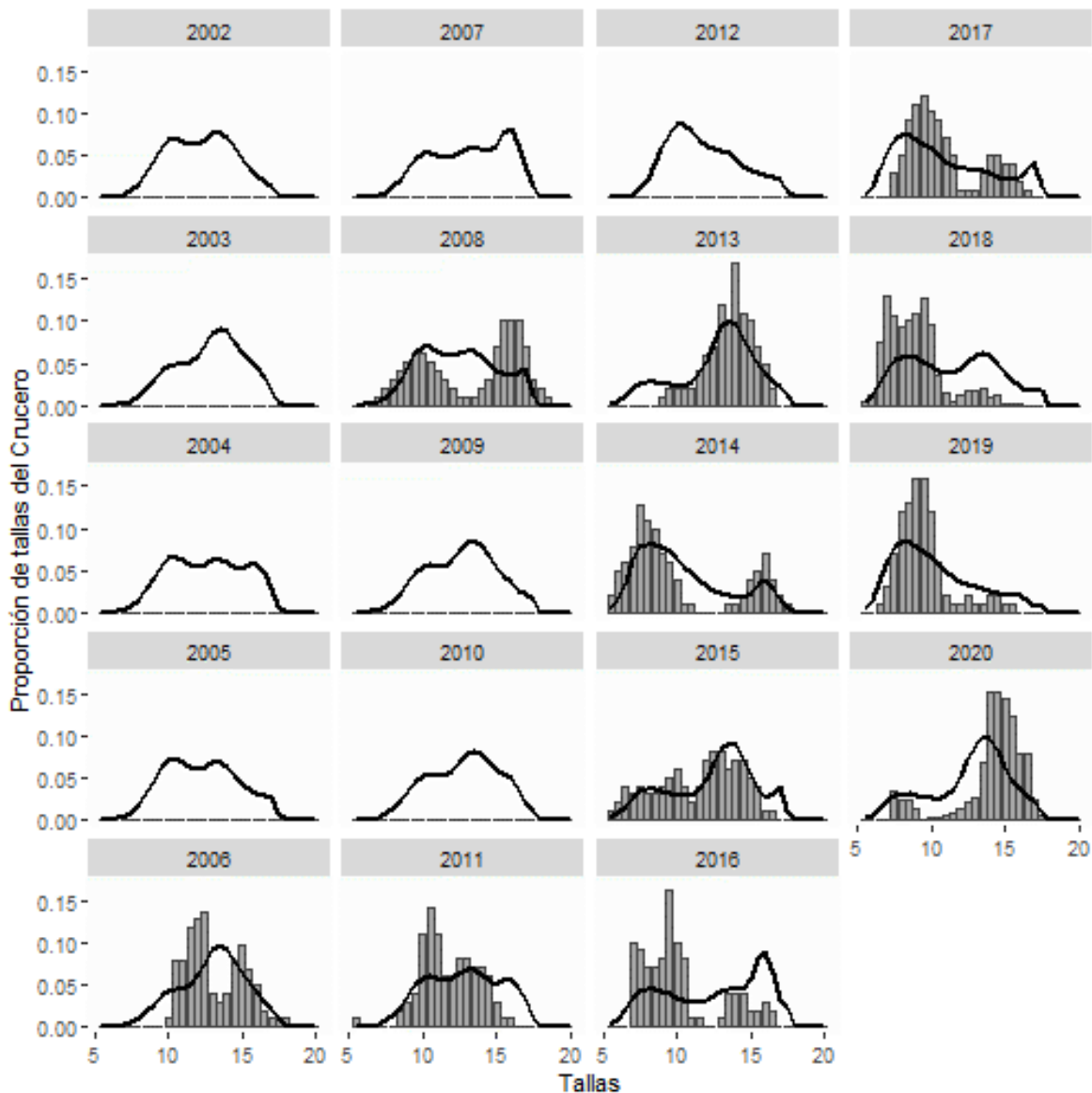


Figura 16. Ajuste de la estructura de longitud de sardina austral en los cruceros de evaluación directa en el mar interior de la Región de Los Lagos. Barras (datos observados), líneas (modelo ajustado).

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 17**). El análisis además confirma los inconvenientes en el ajuste de las estructuras de longitudes bimodales.

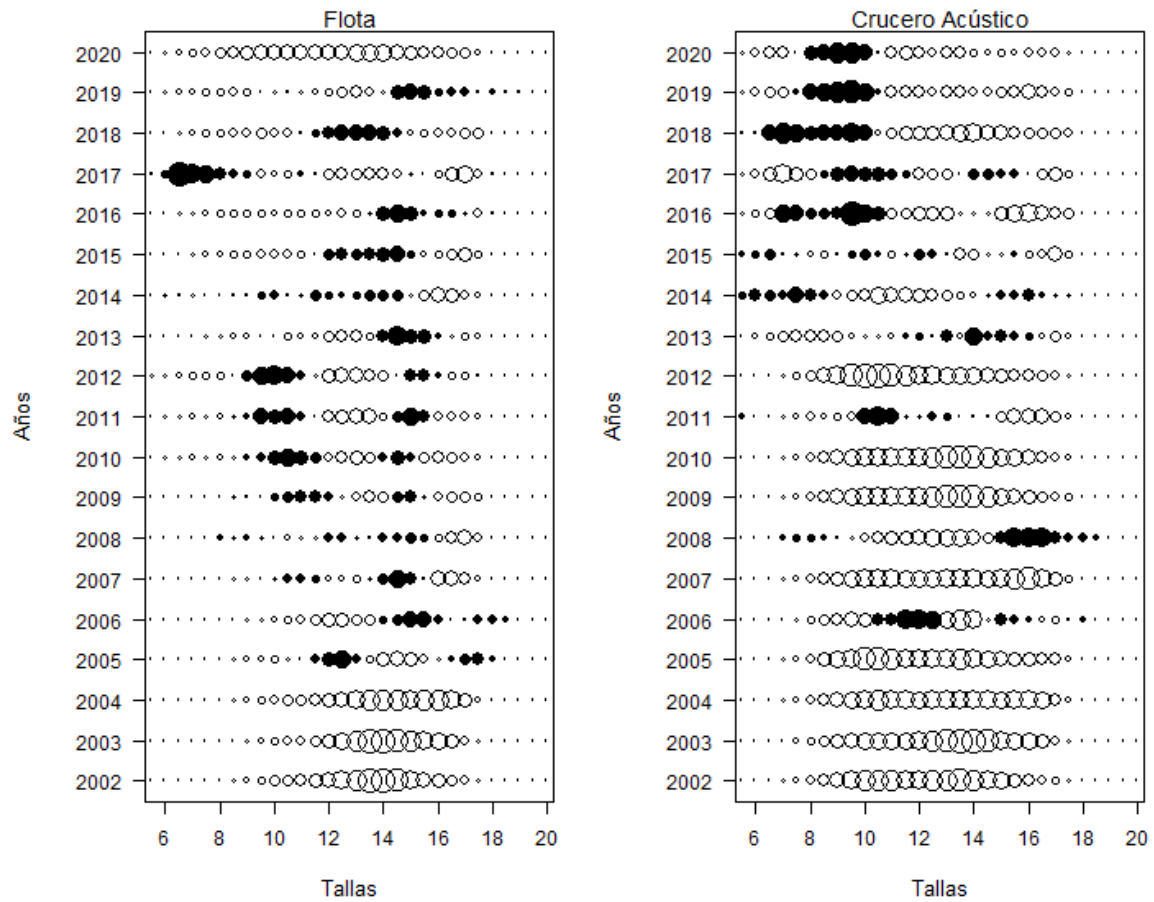


Figura 17. Residuales de las estructuras de tallas de la flota y cruceros. Subestimaciones (círculos negros) y sobreestimaciones (círculo blanco). El tamaño del globo indica la magnitud relativa del error por tallas.



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 18**). 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.

Análisis retrospectivo

En la **Figura 19** 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 (R_{med}) 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.

Perfil de verosimilitud

La **Figura 20** 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 $\chi^2=1,92$ fue la biomasa del crucero (cru) y la proporción de tallas del crucero (procru).

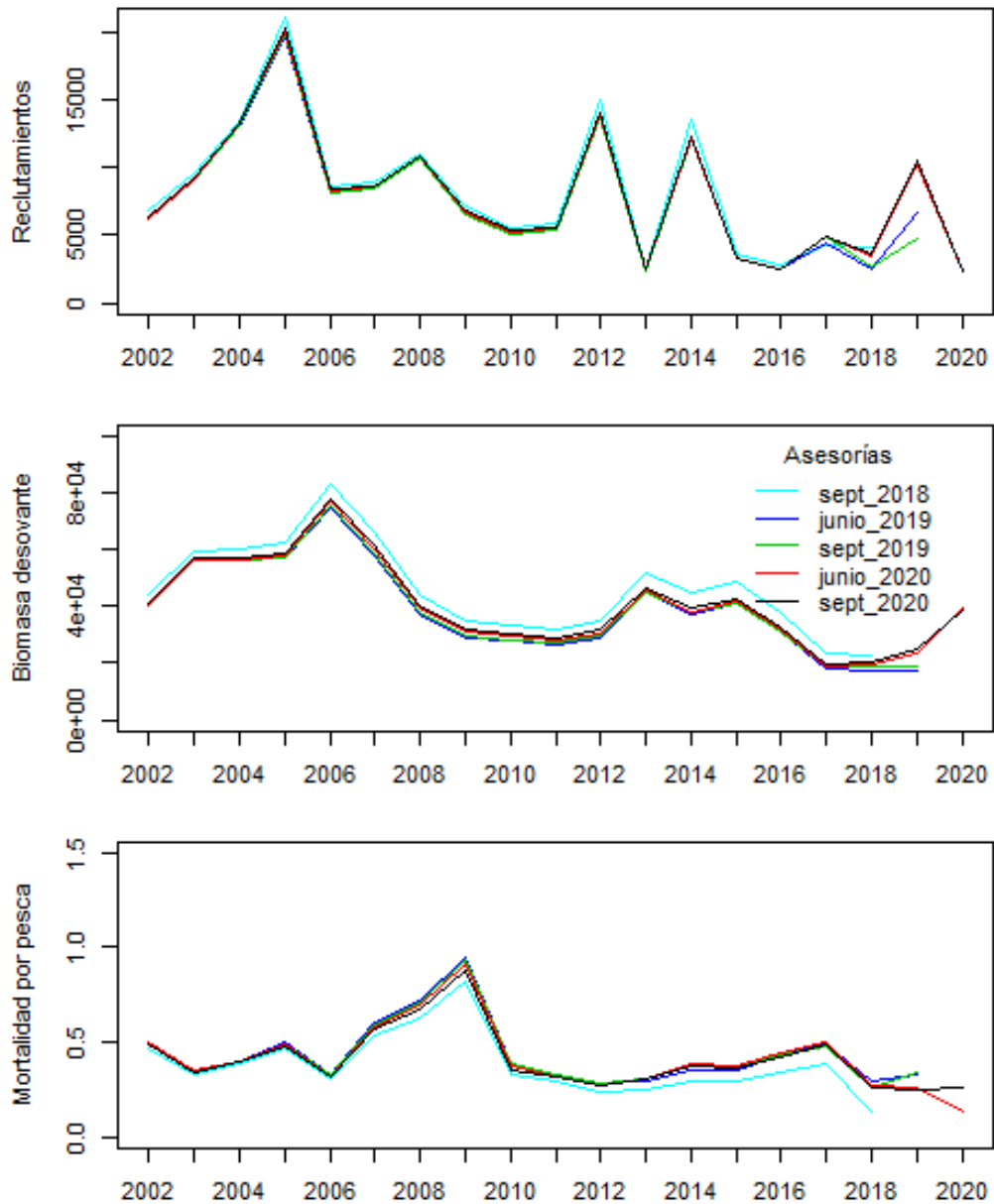


Figura 18. Análisis retrospectivo empírico de los reclutamientos, biomasa desovante y mortalidad por pesca (F año⁻¹).

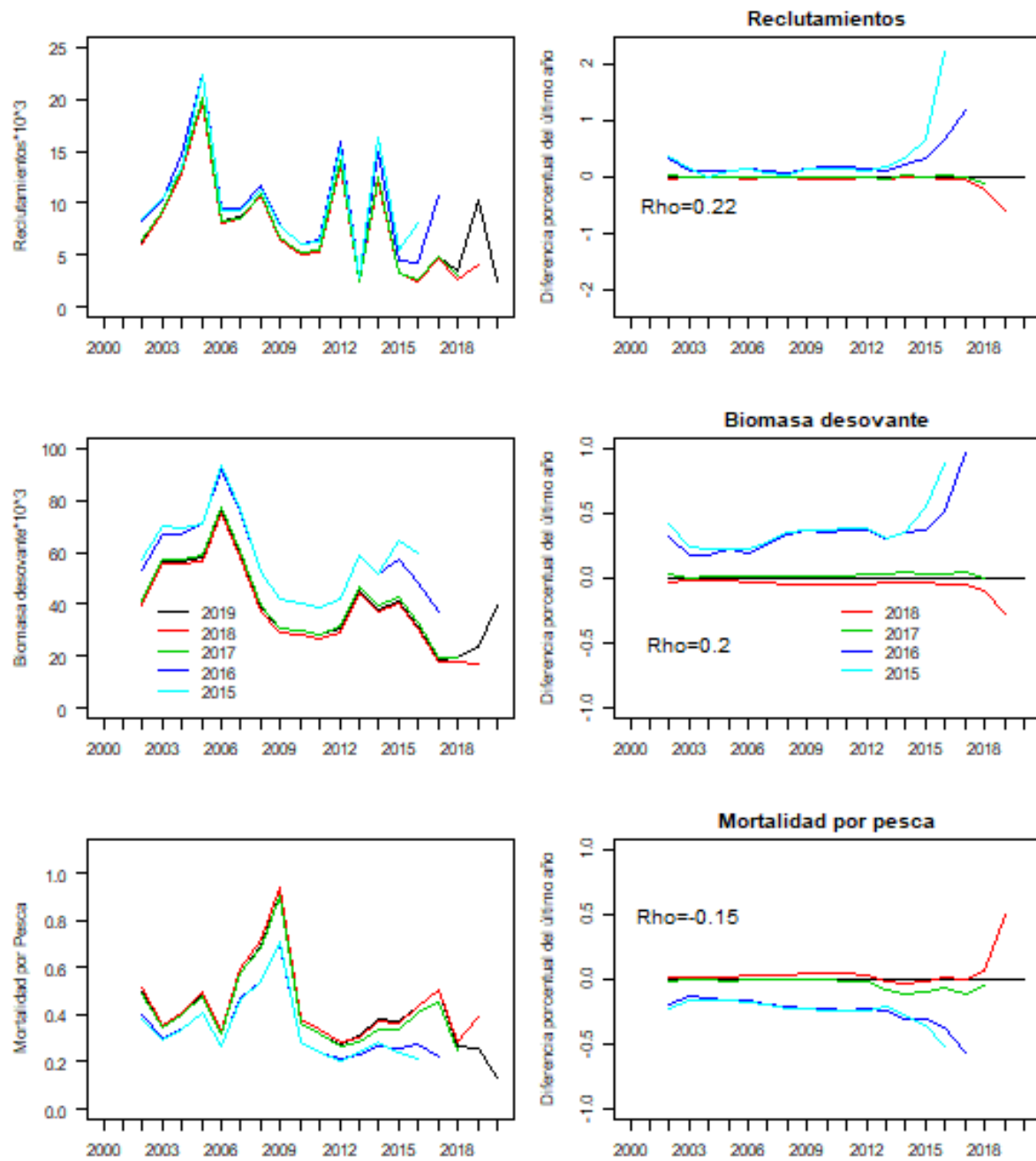


Figura 19. Patrón retrospectivo (panel izquierdo) estándar y (panel derecho) relativo de los reclutamientos, biomasa desovante y de la mortalidad por pesca de sardina austral para la asesoría septiembre 2020.

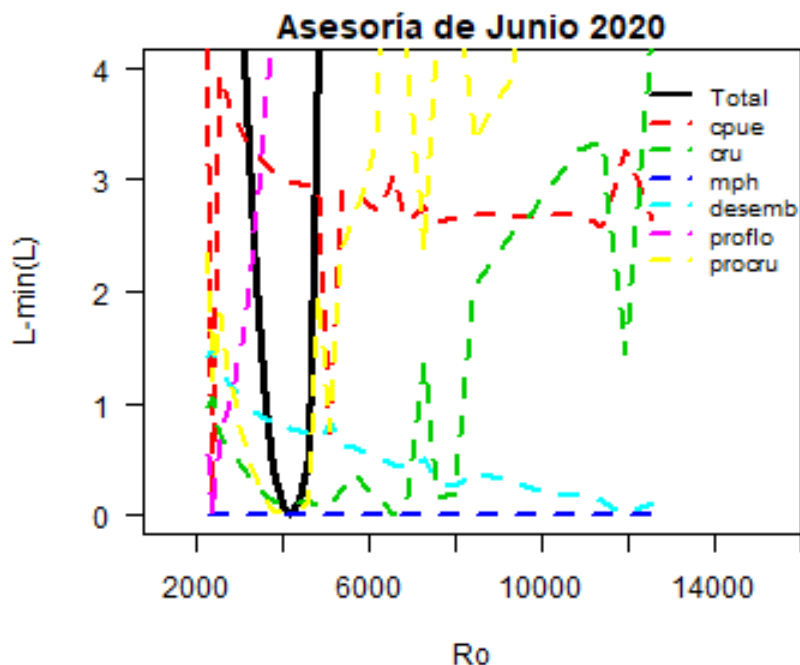


Figura 20. Perfil de verosimilitud donde la línea horizontal representa el nivel crítico para el test χ^2 para la asesoría actual (septiembre 2020).

Proceso de ajuste del modelo

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. Al respecto, la actualización de datos de la asesoría actual corresponde principalmente a la información de la flota (desembarques y composición de tallas). Para el año 2020 se asume una captura igual a la CBA actualizada (caso 1) recomendada por el CCT-PP, estructura de tallas a junio 2020 (caso 2) (**Tabla 12**).

Tabla 12.

Análisis de casos que permiten evaluar el efecto de la actualización de datos en la asesoría de junio 2020.

Casos	Descripción
Actualización 2020	
Caso 0	Igual al caso base de junio 2020
Caso 1	Caso 0 + supuesto Desembarque actualizado
Caso 2	Caso 1 + Estructura de tallas a junio

En este caso se aprecia que la actualización del desembarque supuesto para el 2020 y la estructura de longitudes del mes junio tiene un efecto menor sobre la estimación de los índices de abundancia (**Tabla 13**), solo se aprecia un efecto relevante en el desembarque estimado por el modelo.



En relación a las variables poblacionales, la **Tabla 14** muestra que el efecto más importante es sobre la F estimada por el modelo para el último año de evaluación. Finalmente, el efecto que genera la actualización de datos en la determinación del estatus (**Tabla 15**), se advierte, que la incorporación de información del desembarque actualizado y estructura de longitudes a junio reducen la razón BD/BD_{RMS} desde 1.35 hasta 1.3 y la razón F/F_{RMS} incrementa desde 0.42 hasta 0.83, acercándose al PBR objetivo ($F_{RMS} = 0,31 \text{ año}^{-1}$).

Tabla 13.

Efecto de la actualización sobre la estimación de los índices de abundancia 2020.

caso	Bcr ₂₀₂₀	CPUE ₂₀₂₀	Desembarque 2020
0	81464	21	7821
1	81035	20	15224
2	78054	19	15212

Tabla 14.

Efecto de la actualización sobre las variables poblacionales 2020.

caso	F_{2020}	R_{2020}	BD_{2020}
0	0.13	2340	39201
1	0.26	2399	38313
2	0.26	2191	39068

Tabla 15.

Efecto de la actualización sobre la estimación del estatus 2020.

casos	BD/BD_{RMS_2020}	F/F_{RMS_2020}
0	1.35	0.42
1	1.30	0.83
2	1.30	0.83



4.2. Objetivo Específico N°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

El reclutamiento de sardina austral, presentó entre los años 2006 y 2010 una variación menor en comparación a los fuertes cambios observados posteriormente, entre los años 2011 y 2015 (**Figura 21**). Entre los años 2016 y 2018, nuevamente se estabilizan, aunque en valores significativamente por debajo de la media histórica. Esto impacta de manera directa en el tamaño de la población, observando a partir del año 2015 una disminución significativa en la biomasa total y desovante. El reclutamiento del año 2020 en tanto, muestra una disminución del 77% respecto a lo estimado para el año 2019 y un 52% menor al reclutamiento promedio de los años 2015 al 2019.

Biomاسas

De acuerdo a los resultados del modelo de evaluación, la biomasa total (BT) evidenció una importante reducción a partir del año 2005, cuando alcanzó 267 mil t. En el último periodo y consecuente con los bajos niveles de reclutamientos, la biomasa total registró el año 2018, el valor más bajo de toda la serie con 70,3 mil t. Los años 2019 y 2020 muestra una recuperación hasta niveles en torno a las 110 mil t. La biomasa desovante (BD) en tanto, sigue la misma tendencia de la BT y disminuyó desde 78 mil t, en 2006 hasta 20 mil t los años 2017 y 2018. Para el año 2020 se observa un incremento del 65% respecto al 2019. Al principio de la serie, el intervalo de confianza es más amplio debido a que el modelo solo utiliza los desembarques para estimar las variables poblacionales (**Figura 22 y Tabla 16**).

Mortalidad por pesca

La mortalidad por pesca (F) ha mostrado variaciones significativas a lo largo de la serie analizada. Entre los años 2002 y 2006 varió en valores promedio de 0,43 año⁻¹. Luego, incrementa de manera significativa hasta 0,91 año⁻¹ el año 2009. Entre los años 2010 y 2015, debido a las cuotas de capturas en valores relativamente estables, la F se mantuvo en valores cercanos al nivel de F que genera el RMS (F_{RMS} = 0,31 año⁻¹). Al final de la serie, se observó una fuerte reducción en los desembarques, disminuyendo entonces hasta un valor estable en torno 0,25 año⁻¹ a partir del año 2018. Sin embargo, dado que la F₂₀₂₀ está basada en supuestos, el estatus en términos de F₂₀₂₀/F_{RMS} es aún incierto (**Figura 23, Tabla 17**).

Selectividad

La selectividad de la flota indica que el recurso está próximo a su completo reclutamiento a la pesquería a la talla de 14 cm de LT, mientras que los individuos de 10 cm de LT son vulnerados en un 50%. En el crucero acústico los ejemplares son completamente vulnerados a tallas sobre los 7 cm de

LT. El patrón de selectividad de la flota indica que los individuos son capturados antes de reproducirse (Figura 24), lo que supone un riesgo para sustentabilidad de la pesquería.

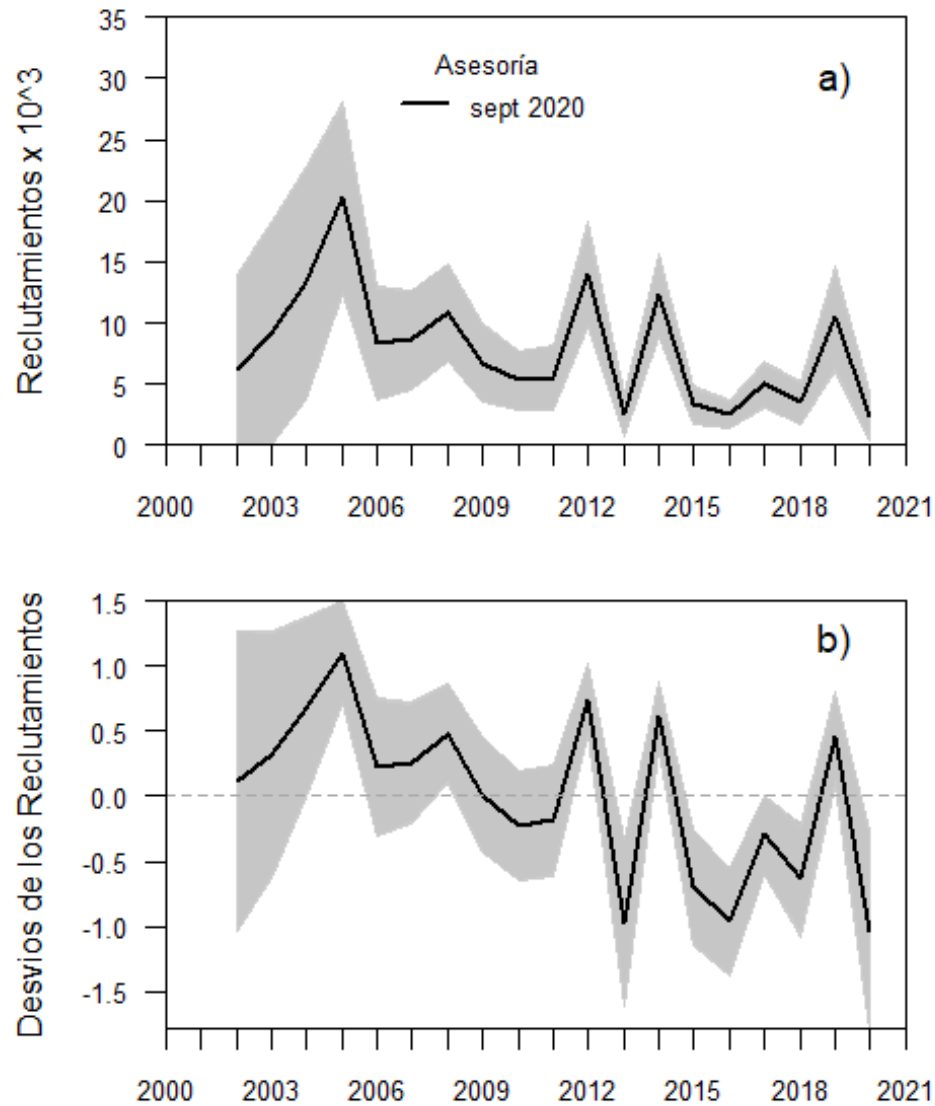


Figura 21. Reclutamientos a) y anomalías logarítmicas b) de los reclutamientos. La línea negra corresponde al valor esperado del estimador central y la zona sombreada al intervalo de confianza asintóticos.

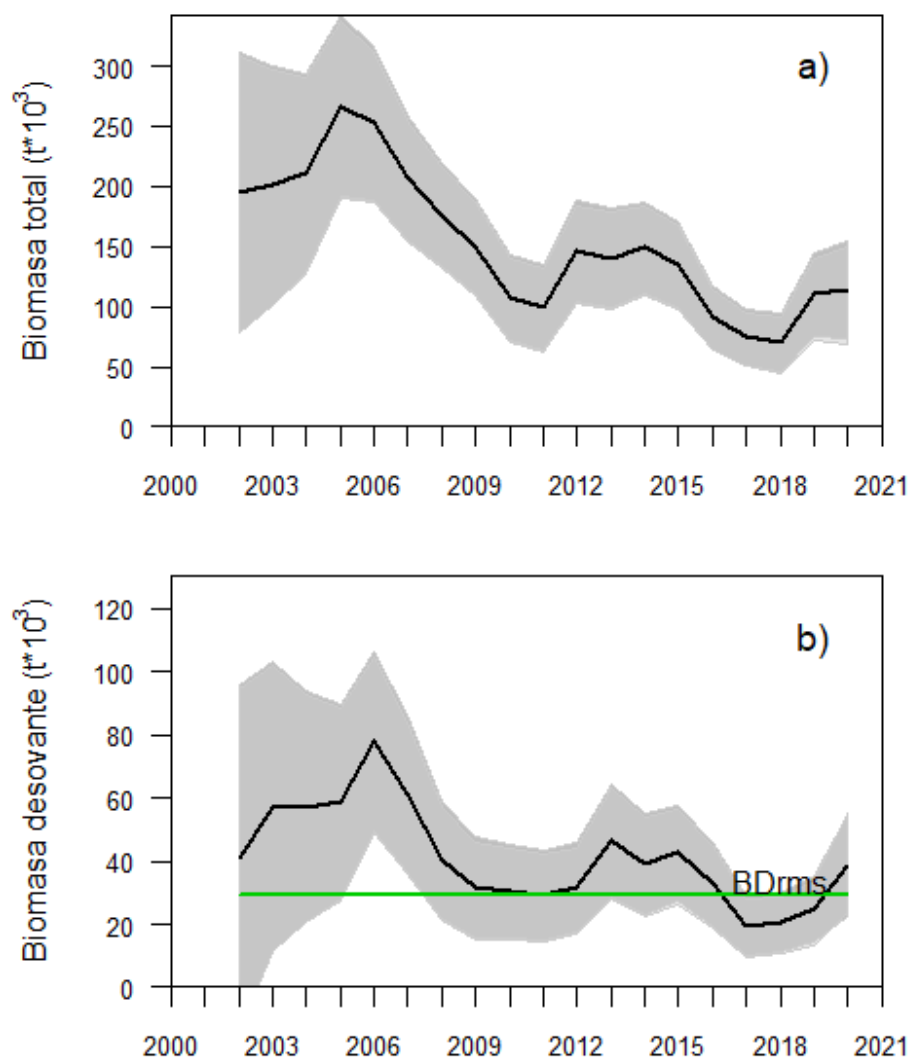


Figura 22. Biomasa total y desovante. La línea negra corresponde al valor esperado del estimador central y la zona sombreada al intervalo de confianza asintóticos.

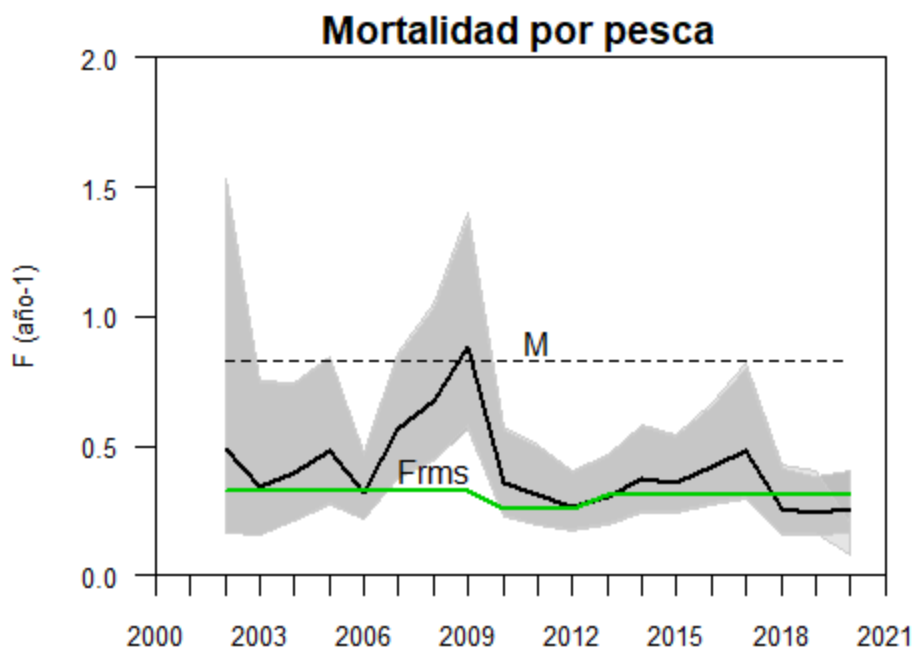


Figura 23. Mortalidad por pesca en sardina austral. La línea negra corresponde al valor esperado del estimador central y la zona sombreada al intervalo de confianza asintóticos.

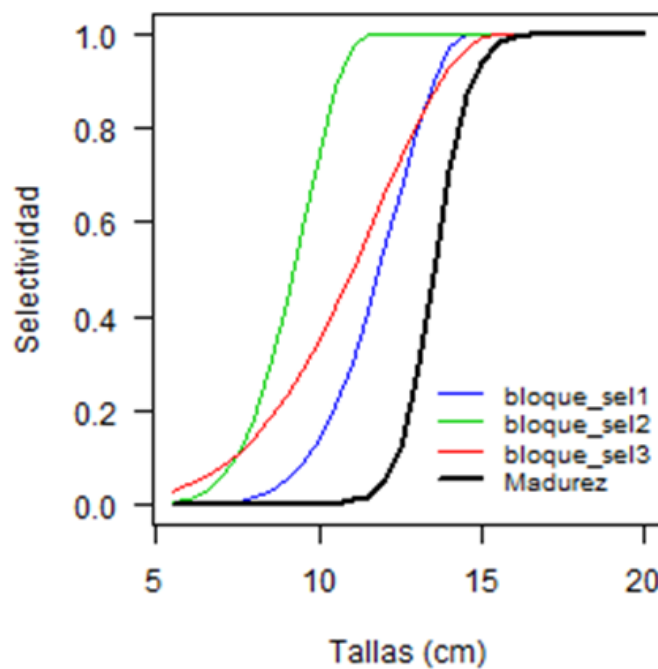


Figura 24. Patrón de selectividad de la flota y crucero en relación a la ojiva de madurez usada en el modelo.



Tabla 16.
Indicadores poblacionales de sardina austral en aguas interiores de Chiloé (2002-2020).

Años	Biomasa desovante (t)	Biomasa total (t)	Reclutas (x10⁶)	F (año⁻¹)
2002	40951	194920	6280	0.49
2003	57096	200800	9191	0.34
2004	57102	210790	13264	0.39
2005	58821	266800	20282	0.48
2006	77957	252550	8370	0.32
2007	61494	207380	8651	0.56
2008	40283	176060	10848	0.67
2009	31677	150360	6789	0.88
2010	30535	107450	5312	0.36
2011	29097	99342	5564	0.31
2012	31432	146180	14058	0.26
2013	46501	140570	2521	0.3
2014	39131	149190	12319	0.38
2015	42501	135130	3317	0.36
2016	32793	90698	2550	0.42
2017	19677	74464	4984	0.48
2018	20680	70331	3551	0.25
2019	24776	110240	10586	0.25
2020	38349	113800	2378	0.26



4.2.2. Estado de explotación

Puntos Biológicos de Referencia (PBR)

Los Puntos Biológicos de Referencia (PBR) para la pesquería de sardina austral, se estimaron a través de un modelo de Biomasa Desovante Por Recluta (BDPR) que utiliza el vector de pesos promedios históricos, la selectividad de la flota estimada en la evaluación de stock (considerando los bloques de selectividad) y la ojiva de madurez sexual para el reclutamiento virginal $R_0=1$. La distribución de tallas del reclutamiento (estimada en el modelo) es proyectada en el tiempo a valores constantes de mortalidad total y considerando el crecimiento contenido en la matriz de transición.

Se estimaron los valores de F que generan niveles de reducción de la Biomasa Desovante Virginal del 55% (60%BDPR). El F_{60} corresponde al proxy del RMS ($F_{60} = F_{RMS}$) y es utilizado para el análisis de recomendación de la CBA y las proyecciones del stock. La **Tabla 17**, resume los resultados de los PBRs y la probabilidad del estatus. El año 2020, el valor de F depende del nivel de desembarque supuesto, por lo tanto, debería variar en relación al valor oficial que será reportado a final de año.

Tabla 17.

Puntos biológicos de referencia (PBRs) y probabilidad de estar bajo BD_{RMS} y sobre F_{RMS} y la probabilidad de sobre-explotación, colapso o sobrepesca calculados en la asesoría septiembre 2020.

Asesoría sept-2020	
BD_0	53725
BD_{RMS}	29549
BD_{LIM}	14774
F_{RMS}	0.31
$P(BD_{last} < BD_{RMS})$	0.08
$P(F_{last} > F_{RMS})$	0.19
$P(BD_{last} < 0,9BD_{RMS})$	0.03
$P(BD_{last} < 0,5BD_{RMS})$	0
$P(F_{last} > 1,1F_{RMS})$	0.08

- BD_{last} corresponde a BD_{2020}
- F_{last} corresponde a F_{2020}
- $p(BD_{last} < BD_{RMS})$ = Probabilidad que BD del año más reciente sea menor a BD_{RMS}
- $p(F_{last} > F_{RMS})$ = Probabilidad que la F_t del año más reciente sea mayor a F_{RMS}
- $p(BD_{last} < 0,9BD_{RMS})$ = Probabilidad de sobreexplotación
- $p(BD_{last} < 0,5BD_{RMS})$ = Probabilidad de colapso
- $p(F_{last} > 1,1F_{RMS})$ = Probabilidad de sobrepesca

La **Figura 25** muestra la curva de Biomasa Desovante Por Recluta (BDPR) calculada junto al valor de F_{RMS} y su correspondiente %BDPR.

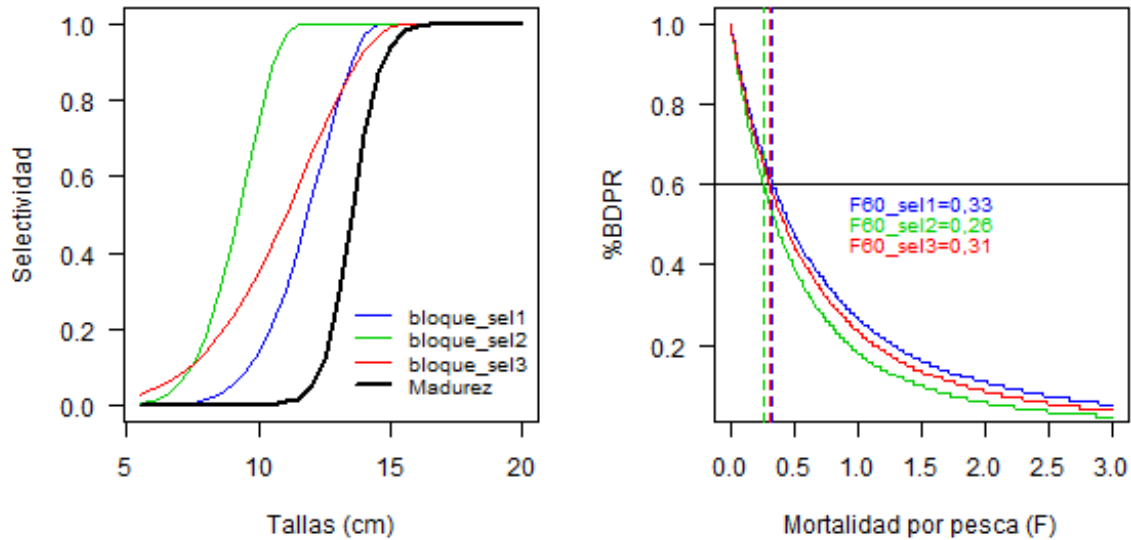


Figura 25. Madurez, selectividad por bloques (Panel izquierdo) y Curva de Biomasa Desovante por Recluta (% BDPR) de sardina austral en aguas interiores de la Región de Los Lagos, para distintas curvas de selectividad utilizados para estimar F_{RMS} .

Indicadores del estado del stock

El índice de reducción del stock desovante (**Figura 26**), muestra una alta probabilidad (1,0) de encontrarse, durante el año en curso, por sobre del objetivo de manejo $p(BD < BD_{RMS})$. La biomasa desovante del año 2020 alcanzó un valor de 38,4 mil t, representando un $1.3 \cdot BD_{RMS}$ (29,5 mil t). Esto indica una condición positiva del stock, ya que se encuentra fuera de la zona de riesgo para la sustentabilidad de la pesquería. Sin embargo, muestra una significativa reducción respecto de los niveles observados entre los años 2004 y 2009.

Los niveles de captura del recurso, habrían excedido el PBR F_{RMS} desde el inicio de la serie, alcanzando un valor máximo de 2,9 veces el F_{RMS} ($0,31 \text{ año}^{-1}$) el año 2009 ($0,88 \text{ año}^{-1}$). Entre los años 2010 y 2015, considerando la disminución en los niveles de desembarque, la mortalidad por pesca disminuyó hasta alcanzar valores más cercanos al objetivo. De acuerdo al valor de F del año 2020, el stock presentaría una probabilidad de 0.81 de encontrarse por debajo el F_{RMS} $p(F < F_{RMS})$.

La **Tabla 18**, resume la variación interanual de los indicadores de la condición del stock en términos de biomasa (BD/BD_{RMS}). Esto mismo se muestra en relación a la mortalidad por pesca (F/F_{RMS}). Además, se indican los niveles de tasa explotación anual referidos a la biomasa (Y/BT). Considerando el actual escenario de modelación y la base de datos hasta el presente informe, la biomasa desovante virginal (BD_0) es estimada en un valor de 52,7 mil t. Así, la biomasa desovante objetivo (BD_{RMS}), se estima en 29,5 mil t. Esto, considerando como objetivo de manejo $0.55 \cdot BD_0$.



Los resultados indican que, el estatus de sardina austral, en aguas interiores de la Región de Los Lagos, se desplazó desde la zona de sobreexplotación el año 2019 a la plena explotación durante el año 2020. La actual asesoría estima un incremento en los niveles de biomasa desovante 2020, situándose por sobre el objetivo de manejo. La probabilidad que la mortalidad por pesca del año 2020 sea mayor a F_{RMS} ($p(F_{2020} > F_{RMS})$) es del 19%. Sin embargo, se debe recordar que la información para el año 2020 es parcial y basada en supuestos de captura, por lo tanto, es más precautorio considerar el “estatus completo” hasta el año 2019, cuya estimación se basa en información observada.

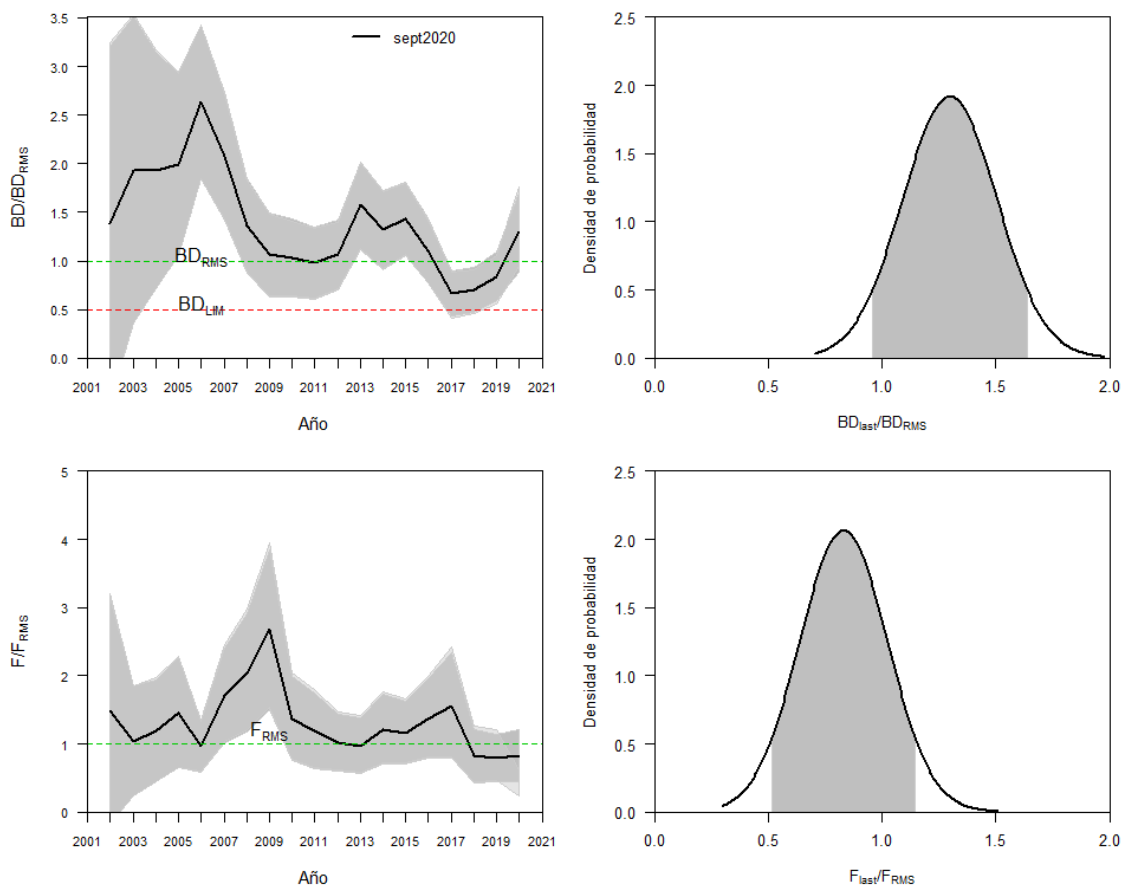


Figura 26. a) Razón BD/BD_{RMS} , b) la distribución de probabilidad de BD_{last}/BD_{RMS} , c) razón F/F_{RMS} y d) la distribución de probabilidad F_{last}/F_{RMS} .

**Tabla 18.**

Variación interanual de F respecto de F_{RMS} (F/F_{RMS}), BD respecto de BD_{RMS} (BD/BD_{RMS}), y de las tasas de explotación referidos a la biomasa total (Y/BT) en la pesquería de sardina austral. evaluación de stock actual (sept 2020).

Años	F/F_{RMS}	BD/BD_{RMS}	Y/BT
2002	1.592	1.386	0.187
2003	1.106	1.932	0.157
2004	1.272	1.932	0.166
2005	1.547	1.991	0.182
2006	1.022	2.638	0.154
2007	1.822	2.081	0.249
2008	2.176	1.363	0.258
2009	2.85	1.072	0.335
2010	1.148	1.033	0.191
2011	1.002	0.985	0.168
2012	0.854	1.064	0.135
2013	0.976	1.574	0.156
2014	1.211	1.324	0.159
2015	1.166	1.438	0.179
2016	1.369	1.11	0.213
2017	1.564	0.666	0.207
2018	0.822	0.7	0.121
2019	0.796	0.838	0.101
2020	0.83	1.298	0.134

Diagrama de fases de explotación

En la presente versión del modelo, los resultados muestran que el stock se encontraría, durante el año 2020 en una condición de plena-explotación. Mostrando un cambio importante respecto del año 2019 (**Figura 27**), con niveles de biomasa por sobre del objetivo ($1.3 \cdot BD_{RMS}$) y con F (0.26 año^{-1}) por debajo del valor de referencia ($F_{MRS} = 0.31 \text{ año}^{-1}$). Esta última condición es incierta debido al supuesto de captura del último año e información parcial de la estructura de longitudes de la población. Si se considera el año 2019 (información completa), el stock se encuentra en sobreexplotación.

Las fuertes variaciones en el estatus, son frecuentes en las pesquerías de peces pelágicos pequeños, donde los cambios interanuales en la fuerza de la clase anual reclutada tienen efectos significativos en la condición del recurso. Se debe considerar además que la condición del stock durante el año 2020 es más incierta, ya que está basado en un valor supuesto de captura para el último año e información parcial de la estructura de longitudes de la flota (enero-junio).

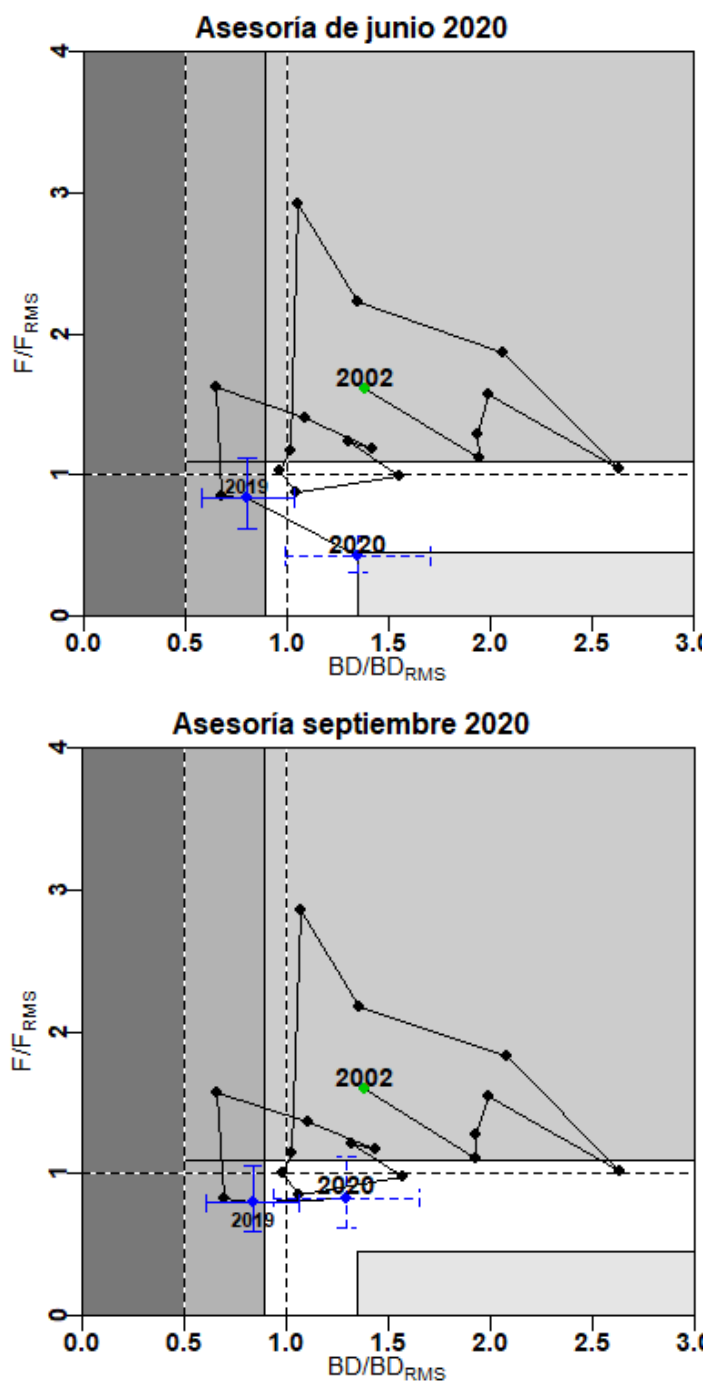


Figura 27. Diagrama de fases de explotación de la biomasa desovante respecto de la mortalidad por pesca de la evaluación de junio 2020 (panel superior) y de septiembre 2020 (panel inferior). Los ejes están estandarizados a los valores que generan el RMS proxy. Cruz azul corresponde a los intervalos de confianza de la razón BD/BD_{RMS} y F/F_{RMS} . El año con cruz segmentada corresponde a “Estatus preliminar”, la cruz continua a “Estatus completo”.



4.3. Objetivo Específico N°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

A partir del modelo conceptual de la dinámica del stock de sardina austral en aguas interiores de la Región de Los Lagos, se desarrolló el enfoque y modelo de evaluación que permite asesorar al Comité Científico Técnico de Pesquerías de Pelágicos Pequeños (CCT-PP) en el análisis de las posibilidades de explotación del stock, considerando los parámetros e indicadores estimados por el modelo de evaluación y su incertidumbre asociada.

Se utiliza la estrategia de explotación referencial de mortalidad por pesca constantes $F=F_{RMS}$ para la cual se presentaron las capturas asociadas y los percentiles de probabilidad (10%-50%) de exceder el nivel de explotación objetivo. La mortalidad por pesca de referencia es aquella que permite alcanzar el rendimiento máximo sostenido, consistente con los puntos biológicos de referencia (F_{RMS}).

La CBA inicial para el año 2021, se estimó bajo tres escenarios de posibles estados de la naturaleza (reclutamiento alto, medio y bajo) y para distintos percentiles de probabilidad (**Tabla 19**). Cada percentil de probabilidad y CBA representan un nivel de resguardo (**Tabla 20**) respecto del valor de CBA al RMS.

Tabla 19.

CBA inicial 2021 (asesoría septiembre 2020) para la pesquería de sardina austral, considerando distintos estados de la naturaleza y bajo diferentes percentiles de captura al RMS.

F60	10%	20%	30%	40%	50%
R_bajo(2018)	10005	11300	12234	13032	13778
R_Med	10899	12213	13161	13971	14728
R_alto(2012))	14253	15766	16857	17789	18660

Tabla 20.

Niveles de resguardo para la CBA inicial 2021 para la pesquería de sardina austral, considerando distintos estados de la naturaleza y bajo diferentes percentiles de Captura al RMS.

F60	10%	20%	30%	40%	50%
R_bajo(2018)	0.26	0.17	0.11	0.05	0
R_Med	0.24	0.16	0.10	0.05	0
R_alto(2012))	0.27	0.18	0.11	0.05	0

4.3.2. Proyección del stock

La **Figura 28** muestra la proyección de la biomasa desovante, la reducción del stock (BD/BD_{RMS}) y capturas en cinco años bajo tres escenarios de reclutamiento proyectado y el valor de F que genera el F_{RMS}

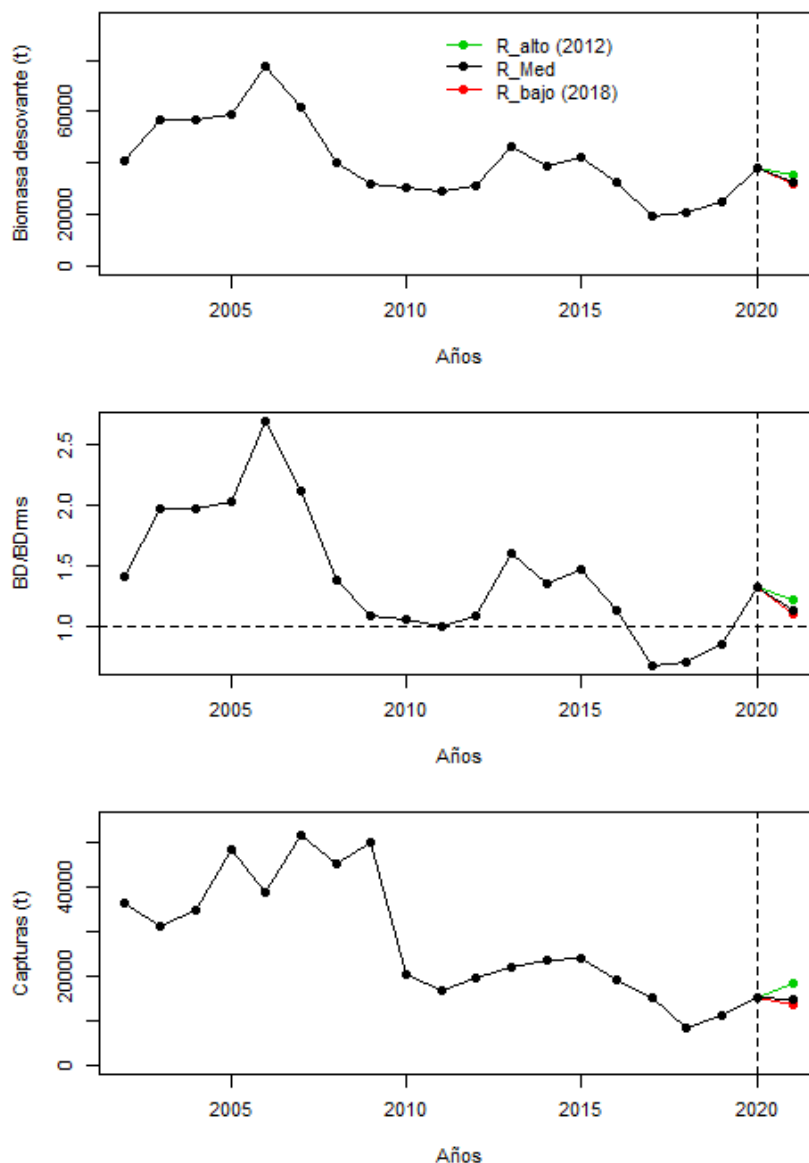


Figura 28. Comparación de las proyecciones de la biomasa desovante, razón BD/BD_{RMS} y capturas en base tres escenarios de reclutamiento proyectado.



4.4. Objetivo Específico N°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.

4.4.1. Esquema de trabajo y plan de actividades 2019-2020

En coherencia con los requerimientos indicados en los Términos Técnicos de Referencia (TTR) del proyecto “Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, año 2019”, IFOP ha reconocido un conjunto de actividades que pueden ser desarrolladas y abordadas bajo un acuerdo de intención con SSPA. Además de los correspondientes informes técnicos, se han identificado una serie de aspectos a ser abordados en el marco de la evaluación de stock. Estos aspectos son de carácter transversal a los recursos pelágicos analizados y otros particulares en la evaluación de stock de la sardina austral Región de Los Lagos. Para ello se propone el esquema de trabajo presentado en la **Figura 29**, el cual fue discutido y consensuado con la SSPA.

El esquema de trabajo de datos y modelos consiste en los siguientes pasos:

- i) Especificación de EV(t+1) (septiembre 2019) sobre la base de las MM(t) presentadas en la asesoría anterior, EV(t) las cuales serán presentadas y discutidas con el CCT-PP para la definición del caso base, EV(t+1), utilizado para establecer el estatus y CBA 2020.
- ii) IFOP presenta propuestas de MM(t+1) para trabajar durante el desarrollo de este proyecto que recogerán algunas de las observaciones a la EV(t) de revisores por pares (RPP) nacionales, CCT-PP y SSPA, junto a recomendaciones de la RPP internacional.
- iii) Uno de los propósitos de este esquema de trabajo es que en esta instancia también se realice la revisión de datos, sin embargo, en este proyecto en particular se dará prioridad a la propuesta de MM(t+1), con el compromiso que la revisión de datos se lleve a cabo en los futuros proyectos.
- iv) En la etapa de revisión y actualización de la EV(t+2) a realizarse en junio de 2020, también se comparará con los resultados de la EV(t+1) correspondiente a la asesoría de septiembre 2019.
- v) Finalmente, es importante señalar que la evaluación de stock del recurso es realizada separada por zonas: Los Lagos y Aysén, en coherencia con los antecedentes de stock diferenciados. La actualización de la evaluación de stock EV(t+2) ha tenido en los últimos dos años retrasos en la fecha comprometida debido a dificultades operativas del crucero de evaluación directa (principal input para la actualización). Se plantea entonces, comprometer una fecha para la entrega del informe de actualización, con mayor flexibilidad y dependiente de la entrega de los resultados del crucero.

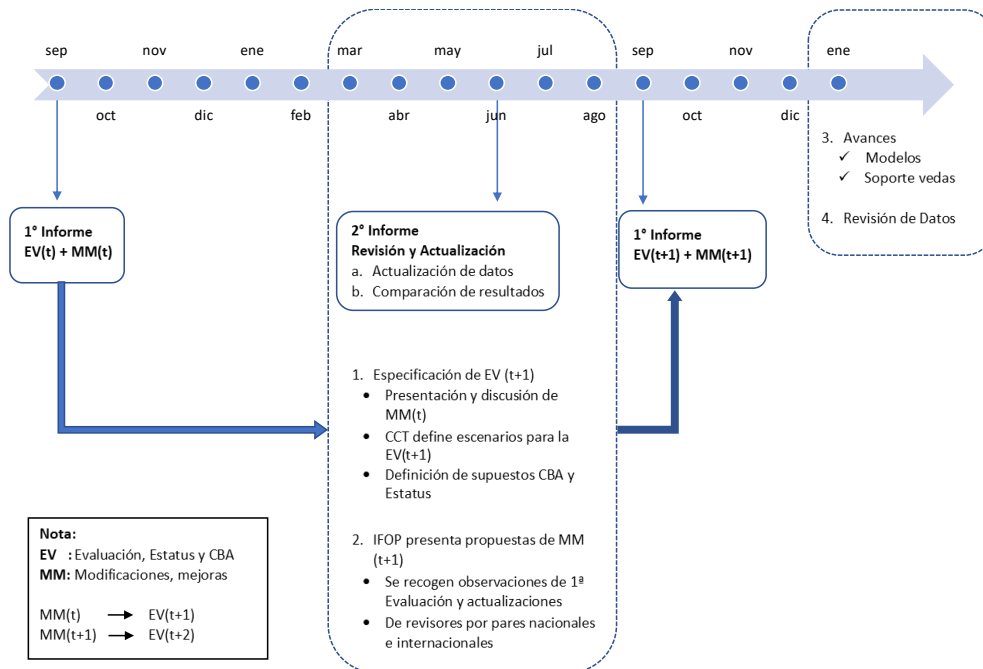


Figura 29. Esquema de trabajo de Datos y Modelos propuesto por SSPA e IFOP para la implementación de mejoras y modificaciones (MM) a la evaluación de stock (EV) durante el desarrollo del Proyecto de Estatus y CBA de las pesquerías de Pelágicos.

4.4.2. Mejoras realizadas al modelo de evaluación de stock

Bajo el entendido que los procesos de evaluación de stock son de carácter dinámico e involucran un mejoramiento continuo tendiente a facilitar la administración de los recursos pesqueros explotables, el instituto de fomento pesquero (IFOP), específicamente el departamento de evaluación de recursos (DER), mantiene un ánimo de colaboración con la administración pesquera que da espacio para la discusión de mejoras analíticas y técnicas, como también, la detección de brechas de investigación.

El análisis de escenarios alternativos al modelo de evaluación del stock de la sardina austral, considera las recomendaciones emanadas de la revisión por pares (Ernst et al. 2015), del evaluador externo y del taller de revisión de datos y modelo, (Acta Sesión 03/ 2018). Las modificaciones al modelo base se realizan con el objetivo de abordar la incertidumbre estructural del modelo ante cambios en parámetros y supuestos considerados conocidos.

El modelo base utilizado en la evaluación de stock de sardina austral, en aguas interiores de la isla de Chiloé, ha presentado a partir de su revisión por pares, las siguientes modificaciones:



- A partir del año **2016**, según acuerdo tomado por el CCT-PP para este y otros recursos pelágicos, no se considera un valor supuesto para la CPUE para el último año de la serie temporal del modelo (Acta de Reunión N°6 de 2016).
- En estudio del año **2017**, se utilizó un nuevo escenario, que recoge las recomendaciones más relevantes de la revisión por pares, comité científico y revisor externo del proyecto. Utiliza un Δt variable para el crucero, recogiendo la variabilidad asociada al periodo del año donde fue realizado el estudio. Utiliza además cvs variables en el tiempo, ponderando las piezas de información al nivel de confiabilidad que se le atribuye a los índices. Y bloques de selectividad que predice de mejor manera la variabilidad en las tallas medias, aunque sin mejoras importantes en los ajustes en las estructuras de longitudes de la flota y crucero.
- El estudio del año **2018**, consideró una serie más larga de desembarques (desde el año 2002) y estructura de longitudes de la flota a partir del año 2005. Este escenario fue discutido y acordado en Reunión N°4 CCTPP (julio 2018) adoptando esta nueva configuración respecto del modelo base anterior.
- En el **anexo 2** del presente informe se entregan los principales resultados del modelo de evaluación alternativo (talla/edad) presentado al CCTPP en el mes **agosto de 2020**.



5. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

5.1. Datos de entrada actualizados

El análisis contenido en el presente informe, corresponde a la CBA inicial de sardina austral para el año 2021. Se utilizó para el presente análisis, una serie temporal que abarca información entre los años 2002 al 2020. Se utilizó la estructura de longitudes de la flota (junio 2005-junio 2020), el índice de CPUE estandarizado (2007-2019) y los desembarques (2002-2019). Para el año 2020, la información es incompleta. Se cuenta con información de la estructura de longitudes de la flota en el periodo enero-junio de 2020 y el desembarque es supuesto en un valor de 15,5 mil t.

Los resultados de la evaluación de stock, muestran que la disminución en los indicadores poblacionales entre los años 2017 y 2019, son coherente con la reducción en todos los índices usados para ajustar el modelo. A partir del año 2017, los desembarques y la CPUE se redujeron fuertemente. 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. Sin embargo, el último crucero, evidenció un incremento significativo en la biomasa del recurso, alcanzando el segundo valor más alto desde el año 2006.

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. 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. El modelo de evaluación, aunque no reproduce completamente la variación del índice, rescata el incremento, estimando un alza importante en la biomasa del stock y mejorando significativamente su condición respecto de los años 2018 y 2019.

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 8,4 mil t para una cuota de 18,9 mil t y el año 2019 se completó la cuota de 11,2 mil t, se espera que esta situación también ocurra durante el año en curso.

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 fuerte reducción en los índices que conducen el modelo en los últimos años, produjo el cambio de escala en los niveles de biomasa hacia valores más bajos que los estimados en evaluaciones previas al 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, re-escale nuevamente la biomasa que estima el modelo hacia valores más altos.



5.2. Indicadores del stock

La BT estimada por el actual modelo de evaluación, se redujo significativamente desde 267 mil t, el año 2005 hasta 70 mil t, el año 2017. De la misma manera, se apreció una reducción significativa en la BD, disminuyendo desde 55 mil t hasta 22 mil t, en este mismo periodo. Los bajos reclutamientos observados a partir del año 2015 habrían afectado de manera significativa el tamaño de la población.

La incorporación del crucero de evaluación directa 2020 como nueva fuente de información, tuvo un efecto importante en las variables poblacionales. El estatus del stock, se desplaza desde la sobreexplotación el año 2019 a una condición de plena explotación, con bajos niveles de mortalidad por pesca. Durante el año en curso, la biomasa total del stock muestra una recuperación hasta 114 mil t.

5.3. Estado del stock

La razón BD/BD_{RMS} , presentó una relación inversa y proporcional a los niveles de mortalidad por pesca (F) aplicados sobre la pesquería. El indicador, muestra una condición positiva, con valores por sobre el objetivo Biológico de Referencia BD_{RMS} hasta el 2016 y con niveles de mortalidad por pesca, cercanos al F_{RMS} , entre los años 2010 y 2016. Sin embargo, entre los años 2017 y 2019 la condición del stock se deteriora mostrando reclutamientos bajos que afectan el tamaño de la población. El año 2020, debido al fuerte incremento en la biomasa acústica la condición del stock mejora, alcanzando la plena explotación.

El diagrama de fase contiene una alta incertidumbre el último año de evaluación (2020), debido a que usa información incompleta. En el estudio previo (Leal et al. 2019), se corroboró que el supuesto de captura tiene un efecto significativo sobre la condición del recurso. Lo mismo ocurrió en el presente análisis al incorporar la información del crucero de evaluación directa. De acuerdo al modelo base utilizado, los resultados del análisis, señalan que el recurso en aguas interiores de la Región de Los lagos, durante el año 2020, se encontraría en una condición positiva, con valores de biomasa por sobre el objetivo ($BD > BD_{RMS}$) y en niveles de F por debajo al valor de referencia (F_{RMS}). No obstante, se ha observado que la condición del recurso puede variar significativamente entre sucesivas evaluaciones, especialmente si las condiciones ambientales mantienen niveles de reclutamientos bajos, como los observados a partir del año 2015. Por otro lado, si los reclutamientos se acercan a la media histórica y los niveles de captura se mantienen en valores cercanos al criterio de explotación F_{RMS} , la proyección de la población indica una recuperación en la biomasa del recurso. El estatus del de la pesquería, es menos incierto para el año 2019 ($0,84 \cdot BD_{RMS}$), ya que se basa en información completa para su determinación.

Los resultados de la evaluación de stock, indican que la reducción de la mortalidad por pesca a partir del año 2010, habría permitido al stock de sardina austral cambiar la tendencia a la reducción en los niveles poblacionales observada, entre el año 2006 y 2011. Esto sugiere que la pesca tiene un efecto importante sobre la dinámica del stock. Los altos niveles de captura registrados entre los años 2006 y



2009, sumado a una disminución en los reclutamientos, habrían provocado la reducción de la población. La misma situación se volvió a observar entre los años 2015 y 2017 con un incremento de F que, junto los bajos reclutamientos habrían llevado al stock a una condición de sobrepesca entre los años 2017 y 2019.

5.4. Captura Biológicamente Aceptable (CBA)

El rango de captura para el año 2021 estimada bajo un escenario de reclutamientos promedios y actualizada con la información del último crucero de evaluación directa podría situarse entre 10,9 mil t y 14,7 mil t. Esto, para los percentiles de probabilidad entre el 10% y 50%.

5.5. Análisis crítico de los datos e índices usados en la evaluación

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.



En cuanto a su desempe1o, es importante destacar que el modelo de evaluaci3n realiza un balance de todas las piezas de informaci3n para modelar la din1mica del stock. Entre los a1os 2017 y 2019 los 1ndices que calibran el modelo mostraron los valores m1s bajos de toda la serie, produciendo un cambio de escala en los estimados poblacionales. El a1o 2020 tanto, la informaci3n de la flota como del crucero sugieren escasos reclutamientos de individuos a la poblaci3n. As1, en t1rminos de ajuste, el modelo reconoce medianamente el incremento en la biomasa del stock estimado en la 1ltima evaluaci3n directa. A pesar de esto, la incorporaci3n de esta nueva fuente de informaci3n, tuvo un efecto importante en las variables poblacionales, estatus y CBA respecto del primer reporte.

Respecto de desembarque, en la presente versi3n del estudio, se utiliz3 para la evaluaci3n de stock una serie m1s amplia respecto del estudio previo (2006-2018). En el actual reporte, la serie se inicia el a1o 2002. La informaci3n previa al a1o 2006 proviene de los desembarques oficiales de sardina com1n en la zona evaluada. Siguiendo la recomendaci3n realizada en la revisi3n por pares (Ernst *et al.*, 2015) y discutida en el CCTPP, se estim3 que un 70% de los registros de sardina com1n, correspond1a a sardina austral. Este porcentaje proviene de los registros obtenidos en la pesca de investigaci3n realizada por IFOP entre el 2006 y 2012 y donde en promedio se obtiene este valor en la proporci3n de especie presentes en las capturas. En este periodo de la serie (2002-2005), se consider3 un cv m1s alto (0,2) para el ajuste del desembarque en comparaci3n al resto de la serie ($cv=0,1$).

Durante el a1o 2017 se inform3 sobre la escasa presencia de certificadores en esta pesquer1a. 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 1ndice representa una fuente de informaci3n relevante dentro del modelo de valuaci3n de stock. Se pudo corroborar adem1s en un an1lisis alternativo previo (Leal *et al.* 2018), que el supuesto de desembarque del 1ltimo a1o tiene un efecto significativo sobre las variables poblacionales y estatus del recurso.

La estructura de longitudes de la flota, aunque est1 construida con un n1mero de registros suficientemente amplio, con una apropiada cobertura espacial y temporal a lo largo del a1o, no ha contado con un contraste permanente desde los cruceros ac1sticos. Esto puede ocasionar un sesgo en la estimaci3n de los reclutamientos. Durante el 2012 por ejemplo, la informaci3n de la flota sugiere un incremento en la fracci3n recluta, que podr1a obedecer a una variaci3n espacial en la procedencia de la informaci3n. Los resultados de diferentes estudios (Cubillos *et al.*, 2011; Galleguillos *et al.*, 2012) se1alan una diferenciaci3n espacial en la estructura de tama1os de la poblaci3n, apareciendo hacia el sur los ejemplares m1s peque1os. En efecto, durante el primer semestre del a1o 2012, la mayor1a de los lances de pesca provienen de la zona centro del 1rea de estudio y no de la zona norte como en a1os anteriores. Por otro lado, el uso de una estructura de longitudes parcial para el 1ltimo a1o de evaluaci3n en el primer informe de estatus, puede generar sobrestimaciones importantes del reclutamiento. Esto fue observado en el reporte de junio 2018 (Leal *et al.* 2018). Al actualizar la informaci3n del a1o 2017, se evidenci3 un reclutamiento dr1sticamente m1s bajo que el reportado en el primer informe. As1, el modelo de evaluaci3n tiende a evidenciar cambios en los estimados poblacionales entres sucesivas actualizaciones que deben ser consideradas en la toma de decisiones sobre el manejo del recurso.



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. Sin embargo, y tal como lo señala el mandato de la nueva ley de pesca, el estudio utiliza la mejor información disponible de la especie a nivel nacional. De la misma manera y a pesar de las continuas mejoras que puedan ser incorporadas cada año, la información disponible actualmente y que es empleada en la evaluación de stock de sardina austral, contiene señal suficiente para ser modelada estadísticamente, cuyos resultados pueden ser usados como un “proxy” para el manejo pesquero.

5.6. Biología, ecología y estrategias de explotación

En cuanto a su biología, aunque se han realizado importantes esfuerzos por describir los principales procesos biológicos de la especie como crecimiento y reproducción, se desconocen aún algunos antecedentes importantes. Sin embargo, los estudios señalan que, debido a sus características reproductivas, como baja fecundidad (Aranis *et al.*, 2015) y madurez a longitudes avanzadas (Leal *et al.*, 2011), la sardina austral tendría un menor potencial reproductivo en comparación a sardina común en la zona centro sur. Esta condición, supone una mayor sensibilidad de la especie frente a la explotación pesquera. Por lo tanto, las estrategias de explotación deberían ser también comparativamente más cautelosas.

Lo anterior sugiere el uso de puntos biológicos de referencias (PBR) conservadores en esta pesquería (F_{60} - F_{65}). Esta apreciación se refuerza por el hecho que las poblaciones de peces pelágicos, además de los factores relacionados a la explotación pesquera, están fuertemente influenciados por factores ambientales, pudiendo presentar amplias variaciones interanuales en su abundancia dependiendo de las condiciones del hábitat (Bakun y Parrish, 1982; Cushing, 1990). Asimismo, se conoce 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). La sardina austral, en el ecosistema de fiordos del sur de Chile, no es la excepción. Antecedentes recientes destacan a la especie, como un componente relevante de la trama trófica marina. Neira *et al.*, (2014) indican que sardina austral es presa significativa de otros recursos pesqueros como merluza austral, merluza de cola y congrio dorado.

Los antecedentes previos, sumado a la incertidumbre de algunos procesos biológicos (relación stock-recluta) y de la evaluación de stock, refuerzan la idea que la pesquería de sardina austral debería ser administrada bajo objetivos de manejo conservadores, como el F_{60} o F_{65} . Para ello, es necesario continuar con una explotación regulada a través de cuotas y mantener los objetivos de manejo dentro de la zona de sustentabilidad, definidos en este reporte como la zona de plena explotación.

Para peces pelágicos de pequeño tamaño, con nivel de conocimiento e información pesquera intermedia, Pikitch *et al.*, (2012), sugieren como regla de control, niveles de F menores a la mitad de M ($F_{obj} < 0.5 * M$) o cercanos a la mitad de F_{mrs} ($F_{obj} < 0.5 * F_{mrs}$). Esto concuerda con el objetivo



sugerido en el presente estudio ($F_{obj} = 0.34 \text{ año}^{-1}$), ya que M y F_{mrs} han sido estimados en 0.86 años⁻¹ (Cerna *et al.*, 2007) y 0.77 años⁻¹ (Canales *et al.*, 2013) respectivamente.

Por último, en pesquerías de desarrollo incipiente, donde se cuenta con información limitada, es recomendable el uso del Enfoque Precautorio para el manejo del recurso, evitando alcanzar los Puntos Biológicos de Referencia Límites (Caddy y Mahon 1995).

El PBR F60, propuesto en el presente informe como un objetivo de manejo, fue discutido en el marco del proyecto sobre PBR para las pesquerías nacionales (Payá *et al.*, 2014) y adoptado en el comité científico de pequeños pelágicos.



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. Alborno. 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 Chiloe 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, 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 Aranís 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

A N E X O S



ANEXO 1:

Datos e índices usados en la evaluación de stock de
sardina austral en aguas interiores de la Región de Los
Lagos.

Desembarques

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 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 la presente investigación se realizó una extensión de la serie de desembarques. 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). El año 2018, los registros oficiales indican que la flota capturó 8,4 mil t, correspondiente a un 50% de la cuota asignada (17,2 mil t). Durante el 2019 en tanto, se desembarcaron niveles cercanos a la CBA asignada de 11 mil t (**Figura 1**).

En cuanto a la estacionalidad, se observa un patrón con capturas concentradas en el primer semestre (**Figura 2**), aunque a partir del año 2013, los desembarques de diciembre alcanzan niveles importantes.

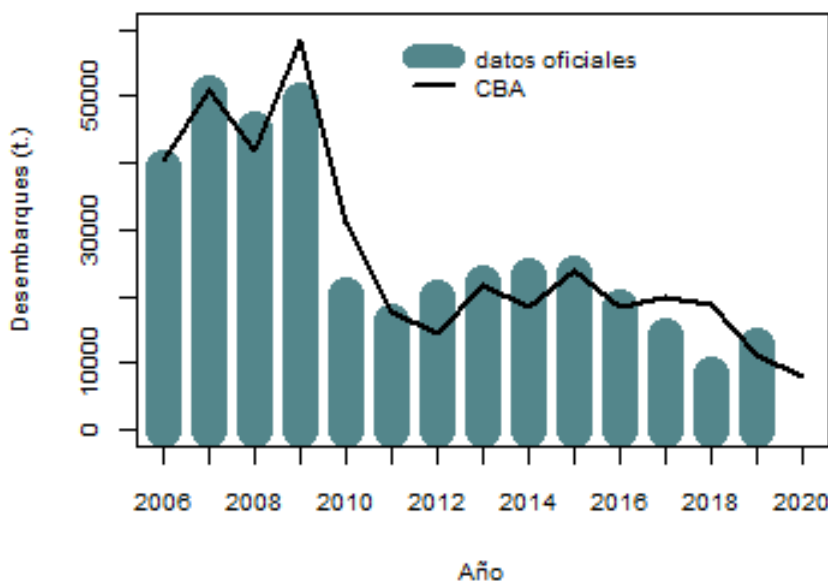


Figura 1. Desembarques oficiales anuales de sardina austral y CBA en aguas interiores del Mar de Chiloé entre los años 2006 y 2019 (fuente: Sernapesca).

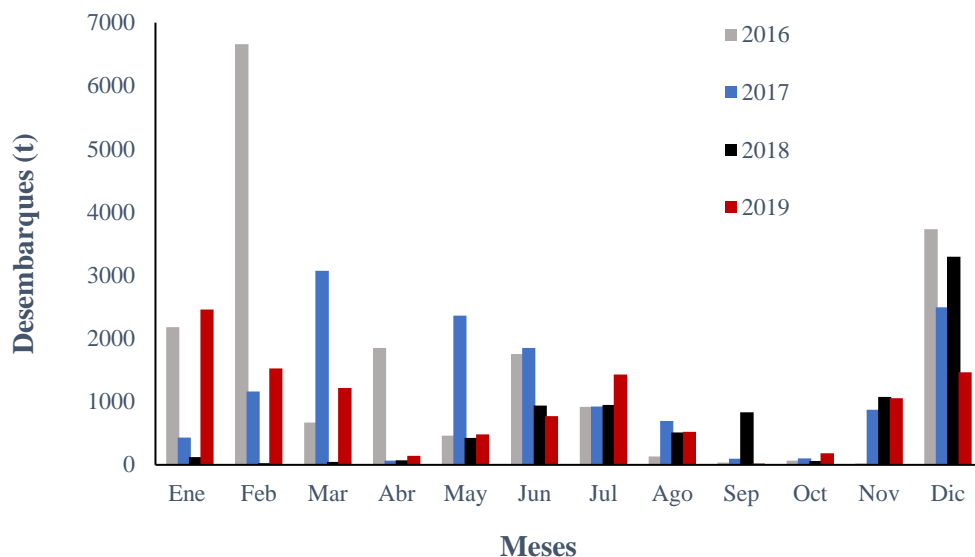


Figura 2. Variación mensual de las capturas de sardina austral en aguas interiores del Mar de Chiloé entre los años 2016 y 2019.

Parámetros biológicos

a) Ojiva de madurez

Para estimar la fracción desovante del stock, se utiliza la función de madurez descrita por Leal *et al.*, (2011). A través de una escala microscópica de desarrollo del ovario, la ojiva de madurez se estableció a partir de las hembras obtenidas durante el periodo de mayor actividad reproductiva (agosto-diciembre) de los años 2008 y 2009. La longitud media de madurez resultó en un valor de 13.5 cm de longitud total (LT) con un intervalo de confianza al 95% entre 13,4 y 13,8 cm LT (**Figura 3**).

Los parámetros 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 .

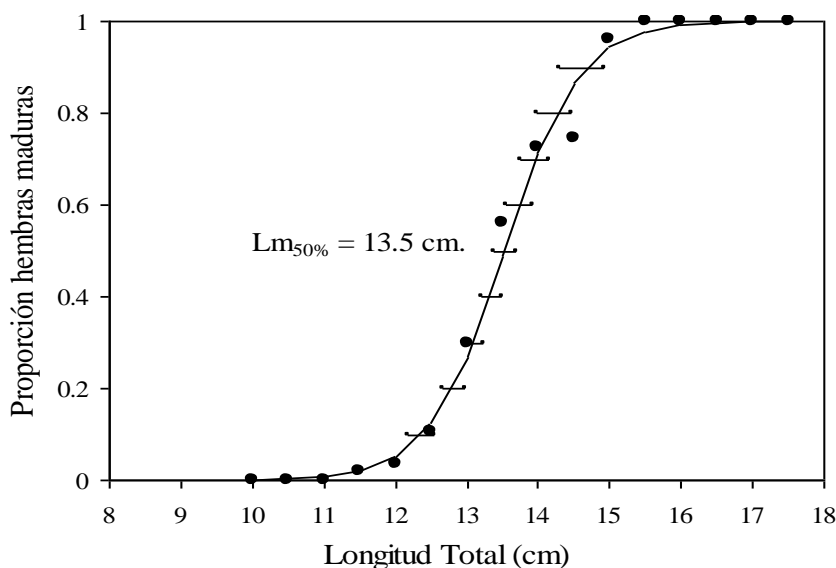


Figura 3. Ojiva de madurez de sardina austral en aguas interiores de la Región de Los Lagos obtenida a través de estados microscópicos (Leal *et al.*, 2011).

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 4**). La mortalidad natural en tanto, fue estimada en 0.83 año⁻¹ por Canales *et al.*, (2007) utilizando para su estimación 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. No obstante, se hace necesaria una revisión de estos parámetros, siendo deseable para su estimación, la incorporación de la lectura de edades de los individuos más pequeños de la población.

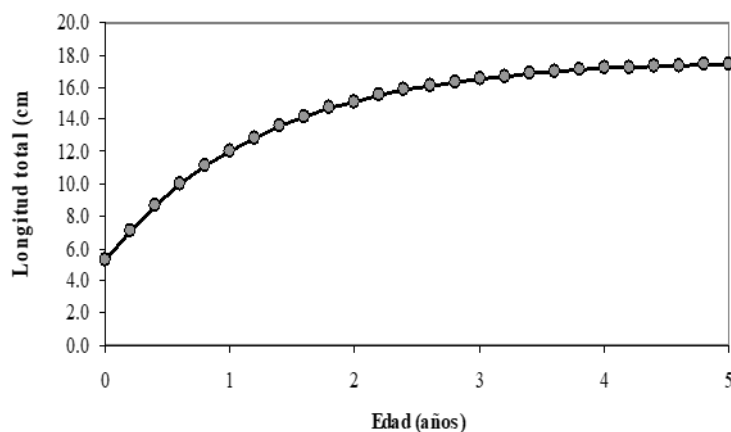


Figura 4. Curva de crecimiento descrita por los parámetros de Von Bertalanffy para sardina austral.

Estructura de longitudes

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 **Figuras 5 y 6**. Aunque no se aprecia un patrón claro y persistente en el ingreso a la pesquería de la fracción recluta (menor a 12 cm), 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.

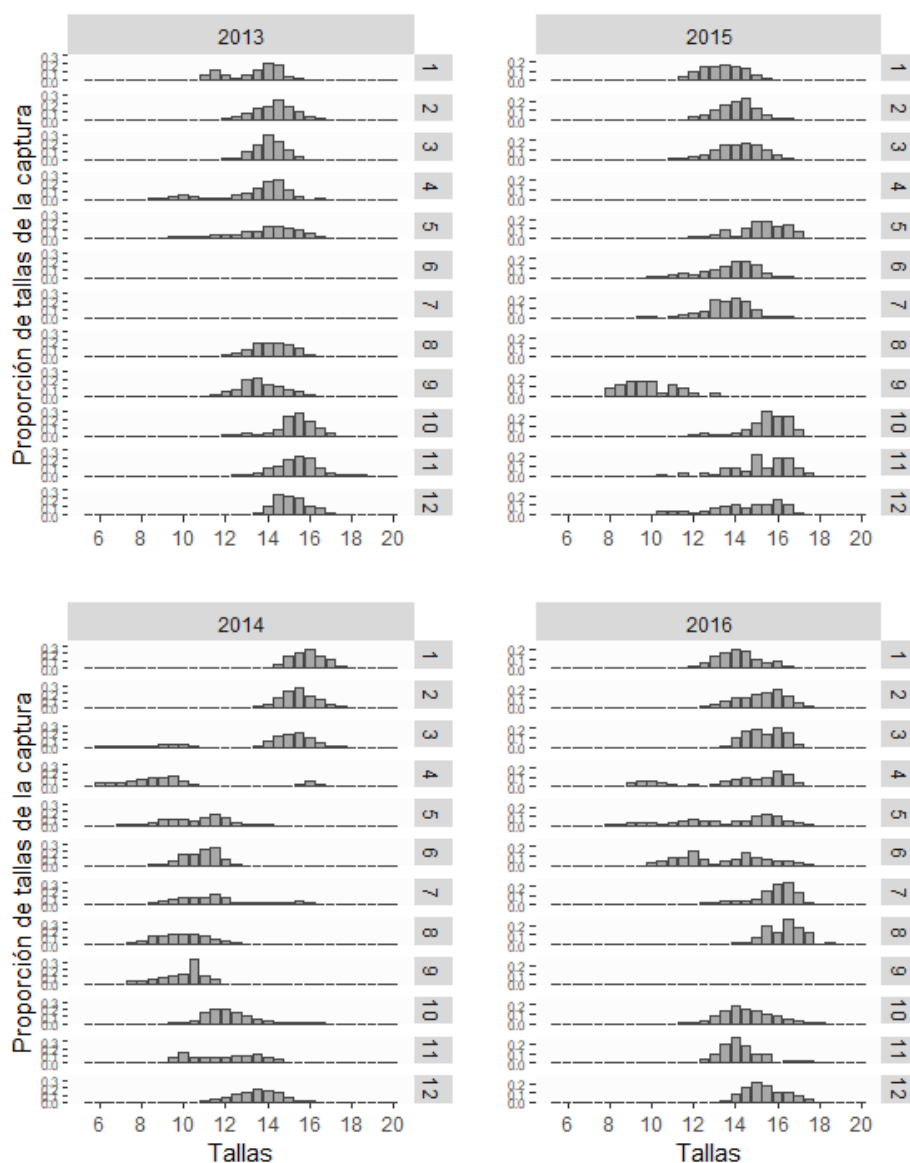


Figura 5. Estructura de tallas mensual de las capturas de sardina austral (enero 2013 –diciembre 2016), en aguas interiores de la Región de Los Lagos.

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 junio muestra solo ejemplares adultos, sobre los 11 cm.

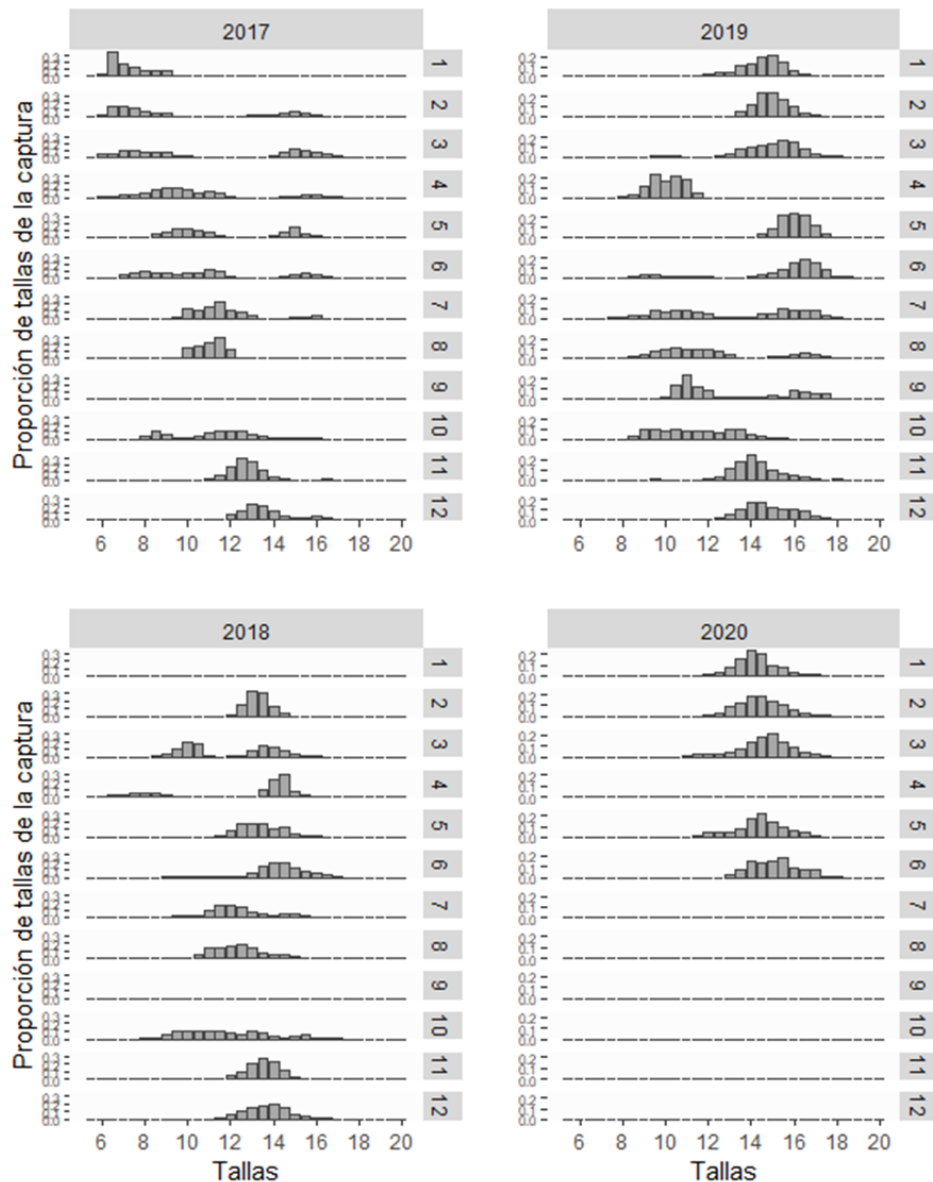


Figura 6. Estructura de tallas mensual de las capturas de sardina austral (enero 2017 –diciembre 2020), en aguas interiores de la Región de Los Lagos.

La **Figura 7** 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 coinciden 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.

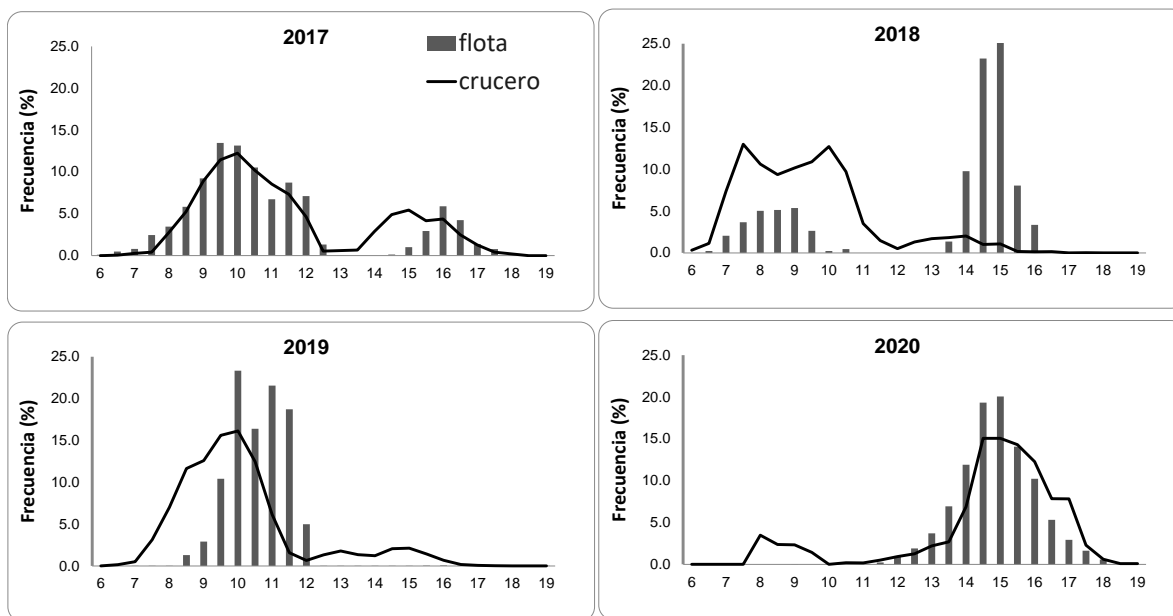


Figura 7. Estructura de tallas de sardina austral obtenida desde la flota (superficie sombreada) y crucero de evaluación directa (línea) en aguas interiores de la Región de Los Lagos, durante el mes de abril en los años 2017, 2018, 2019 y 2020.



Análisis de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE)

Se presentan los resultados del análisis de las tasas de capturas siguiendo una metodología idéntica a la utilizada en el proyecto previo. Utilizando modelos lineales generalizados (GLM), se realiza la estandarización de las tasas de captura de sardina austral para la flota artesanal que operó en aguas interiores de la Región de Los Lagos entre los años 2007 y 2019. La información provino de las naves que participaron de la pesca de investigación a cargo de IFOP hasta el primer semestre de 2012. Luego se utilizan las bases de datos del Programa de seguimiento de las pesquerías pelágicas centro-sur (Bitácoras de pesca IFOP). La base de datos estuvo conformada por observaciones de capturas, en donde los rendimientos son expresados como t. de sardina austral por "viaje de pesca"

En los modelos lineales generalizados (GLM; McCullagh y Nelder, 1989), la CPUE es predicha como una combinación lineal de variables explicativas y el principal objetivo es estimar el efecto anual. Existen varias alternativas para modelar las tasas de captura (CPUE) a través de un GLM y su uso depende de las características de la variable a modelar. En este caso, se evaluaron los modelos Delta log-normal y Delta-gamma (Ortiz y Arocha, 2004), que permiten modelar separadamente las tasas de captura exitosas y el número de éxitos de captura. De esta manera, valor anual de la CPUE, es obtenido como el producto entre la proporción de éxitos de pesca, obtenido a partir de un modelo Binomial y el índice estimado para las tasas de captura con pesca (modelo log-normal y gamma).

Se consideró, además, una aproximación que utiliza una distribución Poisson-compuesta para modelar la CPUE (Dunn y Smyth, 2005; Shono, 2008; Tascheri *et al.*, 2010). Esta aproximación permite modelar de forma conjunta las tasas de captura y la proporción de éxito de pesca.

La elección del modelo que describe de mejor manera la variabilidad en las tasas de capturas, se basó en los supuestos de distribución de la variable respuesta y sus residuos y en el porcentaje total de varianza explicada en cada caso.

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

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

$$CPUE_{i,j,k,l} = \mu + \alpha_i + \beta_j + \gamma_k + t_l + \varepsilon_{i,j,k,l} \quad (\text{Gamma, Poisson-compuesta})$$

Donde

- μ : media general o intercepto
- α_i : factor año
- β_j : factor mes
- γ_k : factor zona
- t_l : factor capacidad de bodega CTG
- $\varepsilon_{i,j,k}$: error aleatorio con media cero y varianza (σ^2) constante.

El análisis consideró como año de partida el 2007 debido a que la información de la procedencia de los lances de pesca comenzó a ser registrada a partir de ese año. De acuerdo a las cuadrículas señaladas por Aranís *et al.*, (2008) (**Figura 8**), la zona de estudio fue dividida en zona norte=Z1 (A, B,C), centro=Z2 (D,E,F) y sur=Z3 (G,H,I) de manera de incorporar el factor espacial en la estandarización de las tasas de captura. Para modelar el tamaño de las embarcaciones como fuente de variabilidad, se utilizaron de manera arbitraria, 6 categorías de capacidad de bodega (CTG): ≤ 30 m³, 31-40, 41-50, 51-60, 61-70 y > 70 m³. Se realizó además un análisis alternativo que considera solo tres CTG: ≤ 25 m³ (naves pequeñas), 26-50 (naves medianas) y 51-100 m³ (naves grandes).

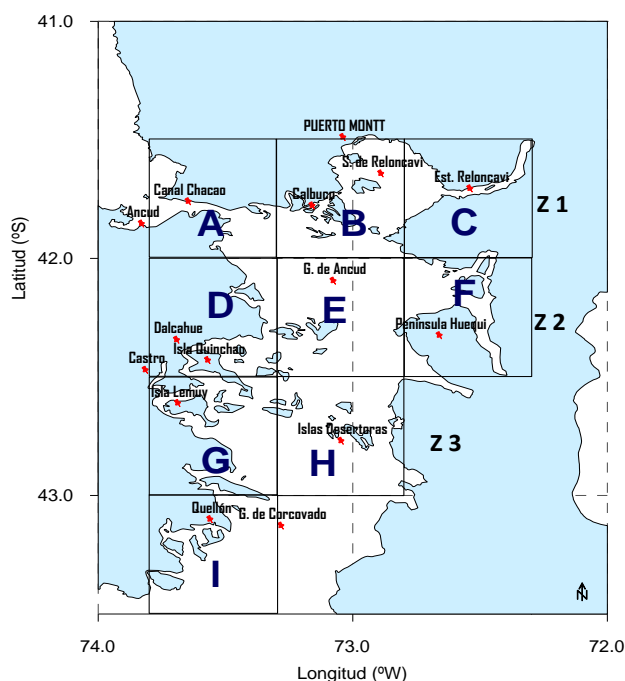


Figura 8. Áreas de Pesca de la captura sardina austral en las Aguas Interiores del Mar de Chiloé señaladas por Aranís *et al.*, (2014).

El análisis de la información a partir del año 2013 (**Tabla 1**), el número de registros disminuyó considerablemente debido a que el monitoreo de la actividad extractiva se realiza a través del programa de seguimiento de la pesquería centro-sur (Aranís *et al.*, 2014). El programa solo registra la información de las naves que al llegar a puerto (Calbuco) reportan la captura de sardina austral. Por el contrario, entre los años 2006 y 2012, los registros provenían de la pesca de investigación donde gran parte de las naves autorizadas, estaban inscritas en la pesca y ellas estaban obligadas a informar recalada, captura y permitir actividades de toma de información biológico-pesquera por parte de IFOP.

**Tabla 1.**

Número de registros por zona de pesca de las embarcaciones que capturaron sardina austral en las aguas interiores de la Región de Los Lagos (2007–2019).

AÑO	norte	centro	sur	TOTAL
2007	768	672	186	1626
2008	1090	477	22	1589
2009	1629	295	0	1924
2010	1141	109	24	1274
2011	576	116	133	825
2012	240	442	31	713
2013	15	46	30	91
2014	97	52	15	164
2015	60	95	3	158
2016	40	16	12	68
2017	34	12	17	63
2018	20	60	45	125
2019	19	129	60	208

La actividad de la flota en las diferentes zonas de pesca (**Figura 9**) muestra que los lances, se concentran principalmente en la zona norte (Z1) del área de operación. Sin embargo, los años 2012 y 2013, los lances se realizaron mayoritariamente en la zona centro (Z2). En la zona sur (Z3) en tanto la actividad es menor, aunque el año 2011 el número de lances superó a los realizados en la zona centro. A partir del año 2013, la información no es totalmente comparable con los años previos, ya que solo corresponde a información parcial. Sin embargo, el año 2014, se aprecia la misma dinámica observada hasta el año 2011, donde la mayor actividad de la flota, se registra en la zona norte del área de estudio, cercana al principal puerto de desembarque (Calbuco). Este patrón no se repitió los años 2015 y 2018, donde la mayor cantidad de información fue registrada en la zona centro (Z2).

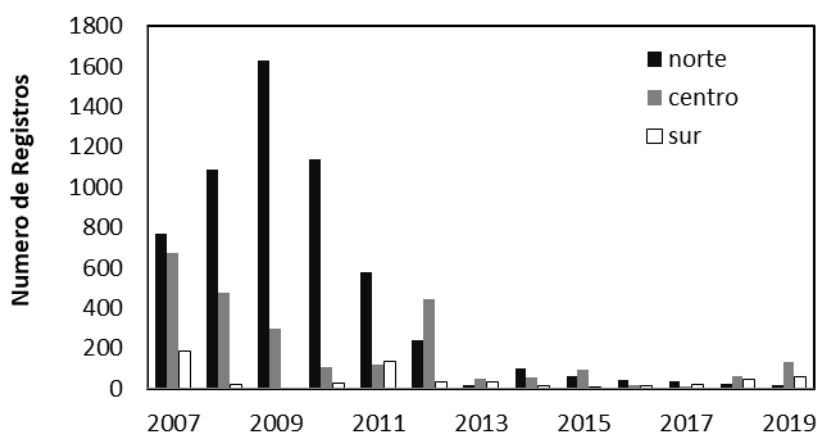


Figura 9. Número de viajes totales registrados por zona de pesca, de la flota que operó sobre sardina austral entre enero de 2007 y diciembre de 2018.

Al interior del año, el análisis de la información agrupada en escala mensual, indica que los viajes tienden a concentrarse entre febrero y junio, disminuyendo considerablemente entre julio y octubre (**Figura 10**). Esta dinámica está asociada al agotamiento de la cuota y a la veda reproductiva que se fija entre septiembre y octubre. Además, hacia final de año, generalmente se asigna un remanente de cuota que se captura en los meses de noviembre y diciembre.

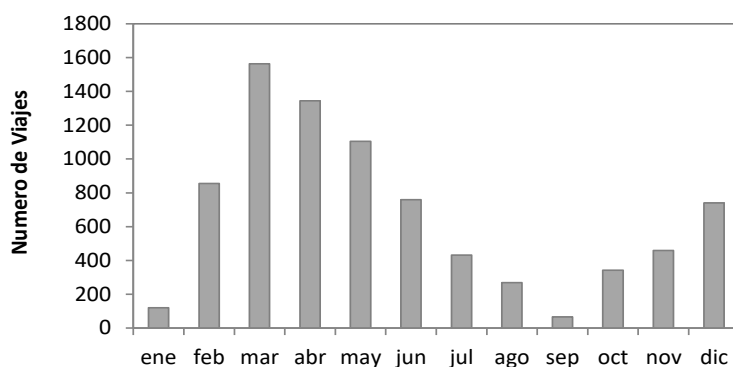


Figura 10. El número de viajes por mes contabilizados desde la flota que operó sobre sardina austral entre los años 2007 y 2019.

El análisis de los rendimientos de pesca nominales (RPN), indica que, durante los años 2014 y 2015, la mediana alcanzó valores en torno a las 40 t. por viaje con pesca (t/vcp), por sobre niveles observados al principio de la serie, aunque los cuartiles de dispersión también son más amplios. A partir del año 2015, se aprecia una reducción en los rendimientos de pesca hasta el año 2018 donde se aprecian los menores valores de toda la serie, independientemente si consideran todos los viajes o solo aquellos con valores mayores a 5 t/v (**Figura 11**).

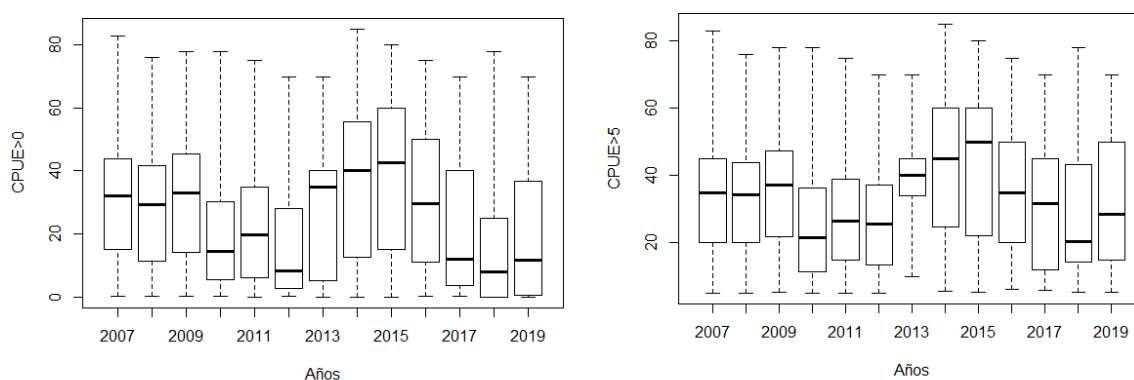


Figura 11. Variabilidad de los rendimientos de pesca nominales obtenidos por la flota que operó sobre sardina austral entre los años 2007 y 2019. Todos los viajes (panel izquierdo), solo los viajes con capturas mayor a 5 toneladas (panel derecho).

El análisis por zona: norte (1), centro (2) y sur (3), muestra que la zona 1, donde se concentran los registros, el año 2016 evidenció un incremento en el valor medio en los RPN. En la zona 2 en tanto, ocurre lo contrario. Mientras los años 2014 y 2015, fueron los mayores observados, los años 2017 y 2018 disminuyen considerablemente (**Figura 12**) en las tres zonas, excepto el 2017 en la zona 3. En esta misma zona, los registros pesqueros dan cuenta de rendimientos medios comparativamente más altos, seguidos de la 2 y 1 respectivamente (**Figura 13**).

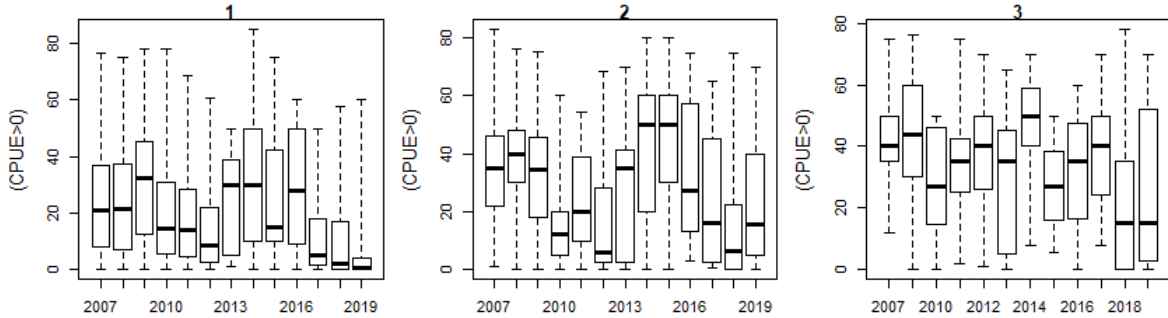


Figura 12. Variabilidad media en los rendimientos de pesca nominales por zona de pesca y año, obtenidos por la flota que operó sobre sardina austral entre los años 2007 y 2019.

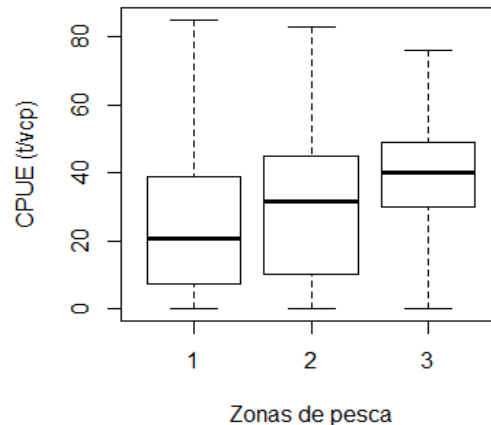


Figura 13. Variabilidad media total en los rendimientos de pesca nominales por zona de pesca, obtenidos por la flota que operó sobre sardina austral entre los años 2007 y 2019.

Resultados de la estandarización de las tasas de capturas (CPUE)

El análisis gráfico preliminar, realizado para establecer el tipo de distribución de la variable respuesta, indica que la CPUE de los viajes totales (**Figura 14a**) y de los viajes con pesca (**Figura 14b**), difieren de una distribución normal en su escala logarítmica. Esta condición, supone que la modelación de la CPUE a través de una aproximación log-normal, no sería apropiada. Tal supuesto, se confirma al

analizar la distribución de los residuos. Cuando se modeló la CPUE asumiendo una aproximación log-normal, el histograma de los residuos evidenció una asimetría positiva en relación a la distribución esperada. El gráfico qq-plot también revela una divergencia entre la distribución esperada y la observada (**Figura 15**). En el caso de los modelos Gamma y Poisson compuesta (tweedie), su estructura ofrece mayor independencia del tipo de distribución de la variable respuesta. En efecto, el análisis de residuales en ambos casos demuestra, en comparación al modelo log-normal, más similitud entre los valores observados y los predichos (**Figura 16**). De esta manera, en el presente análisis, solo son presentados los resultados de los modelos Delta-Gamma y Poisson compuesta.

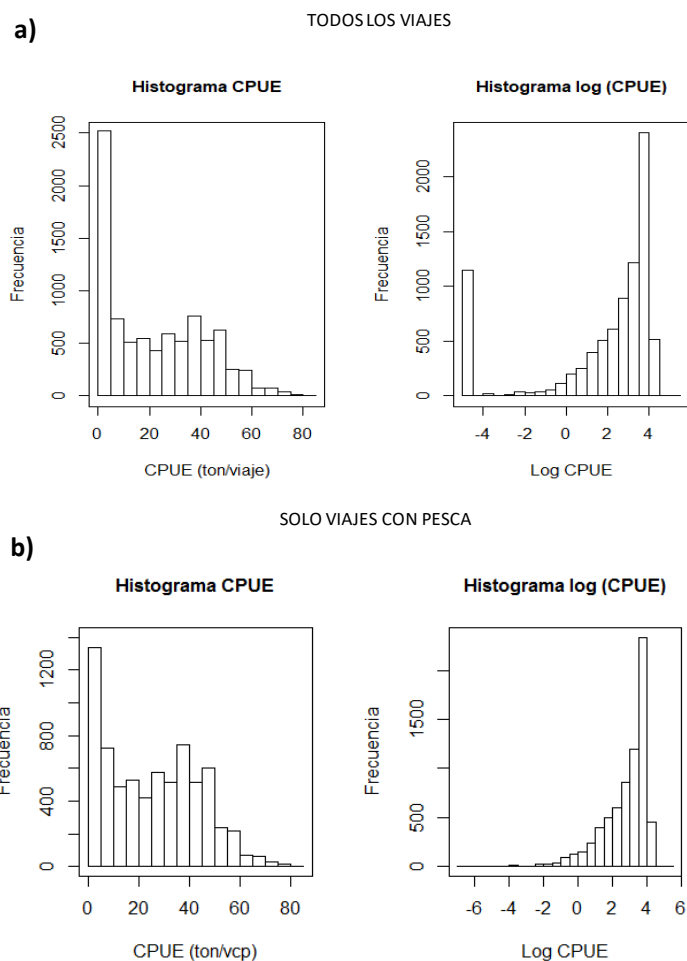


Figura 14. Distribución de frecuencia de la CPUE en escala real y logarítmica. a). Total de viajes registrados. b). Solo viajes con pesca.

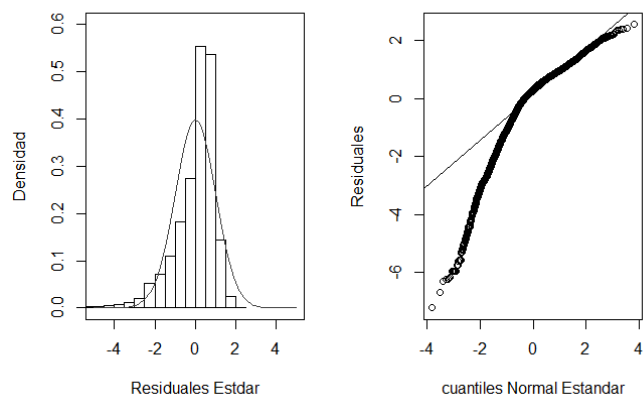
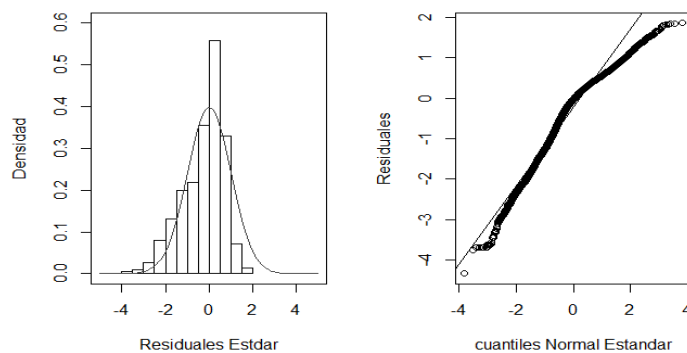


Figura 15. Análisis de los residuos en la estandarización de la CPUE a través del modelo log-normal.

Gamma



Tweedie

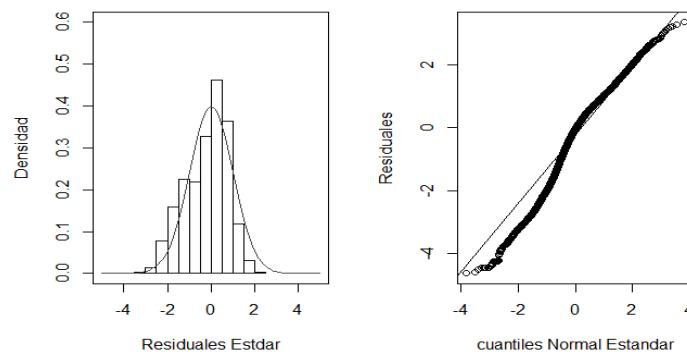


Figura 16. Análisis de los residuos en la estandarización de la CPUE a través del modelo Gamma a) y Poisson compuesta b).

Los resultados de los modelos Delta Gamma (Binomial+Gamma) y Tweedie, muestran amplia similitud en sus tendencias y en menor grado en su magnitud. La tendencia de ambos modelos, es concordante con la señal del índice nominal, excepto el año 2015, donde la CPUE nominal muestra un incremento respecto del año 2014. El año 2016 ambas señales (nominal y estandarizadas) disminuyen y los años 2017 y 2018 muestra los valores más bajos de la serie, aunque también coinciden en un incremento relativo durante el 2019 (**Figura 17**).

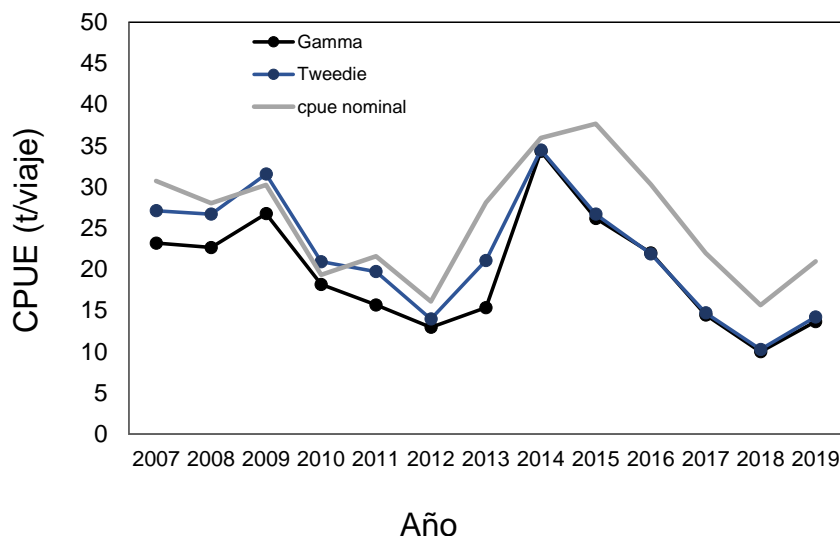


Figura 17. CPUE nominal y estandarizada por dos Modelos Lineales Generalizados en la pesquería de sardina austral en aguas interiores de la Región de Los Lagos.

El análisis de devianza del GLM (**Tabla 2**) indica que los modelos Gamma y Tweedie, explican un 10,9% y 14,8% de la variabilidad total respectivamente. De los predictores considerados en la estandarización (rangos de capacidad de bodega, mes, año y zona), en cada caso, el factor año aporta con el mayor grado de explicación de la CPUE, con un 43% de la devianza total.

El análisis de distribución de los residuos, así como el porcentaje de devianza explicada, indican que el modelo más apropiado para describir la CPUE de sardina austral, considerando la información analizada y los factores incluidos en la estandarización corresponde el modelo Poisson compuesta (Tweedie).



Tabla 2.
Tabla de análisis para el GLM de los datos de captura de sardina austral.

Factor	G.L.	Gamma	Tweedie
		R ² : 10,9 %	R ² : 14,8 %
Año	12	43%	43%
Mes	11	21%	20%
CB	5	19%	20%
Zona	2	17%	17%

Se considera que el modelo Poisson compuesta podría representar actualmente, de mejor manera las variaciones en las tasas de captura y es usado como calibrador en el modelo base de evaluación de stock. Para este modelo, la variabilidad de cada factor y su comportamiento sobre la media de las tasas de captura, se muestra en la **Figura 18**. Las tasas de captura a nivel del factor mes muestran valores altos durante el primer semestre y una reducción entre el sexto y el noveno mes, evidenciando la estacionalidad en las capturas. En el caso de los rangos de capacidad de bodega (6 categorías) se aprecia un incremento en las tasas de captura con el aumento en la capacidad de bodega de las naves. El factor año en tanto, muestra una fuerte reducción entre año 2010 y el 2012 y un incremento el año 2013, aunque por debajo del valor promedio e importante incremento durante el último año de análisis. Por último, el factor zona indica que los mayores rendimientos promedios se obtienen hacia el sur del área de operación de la flota.

A pesar que los residuos tienden a la normalidad y linealidad en el plano ortogonal (gráfico qq-plot), cada año se continúa explorando variadas aproximaciones para modelar la CPUE. Se considera que la actual aproximación, permite explicar de manera general la variabilidad en las tasas capturas en la pesquería de sardina austral en aguas interior de la Región de Los Lagos y es consistente con la tendencia de los desembarques e índice acústico. De la misma manera, el modelo seleccionado sigue la tendencia en los rendimientos de pesca nominales (sin estandarizar) y la eficiencia de la flota en capturar la totalidad de la cuota asignada a partir del año 2013, excepto los últimos dos años.

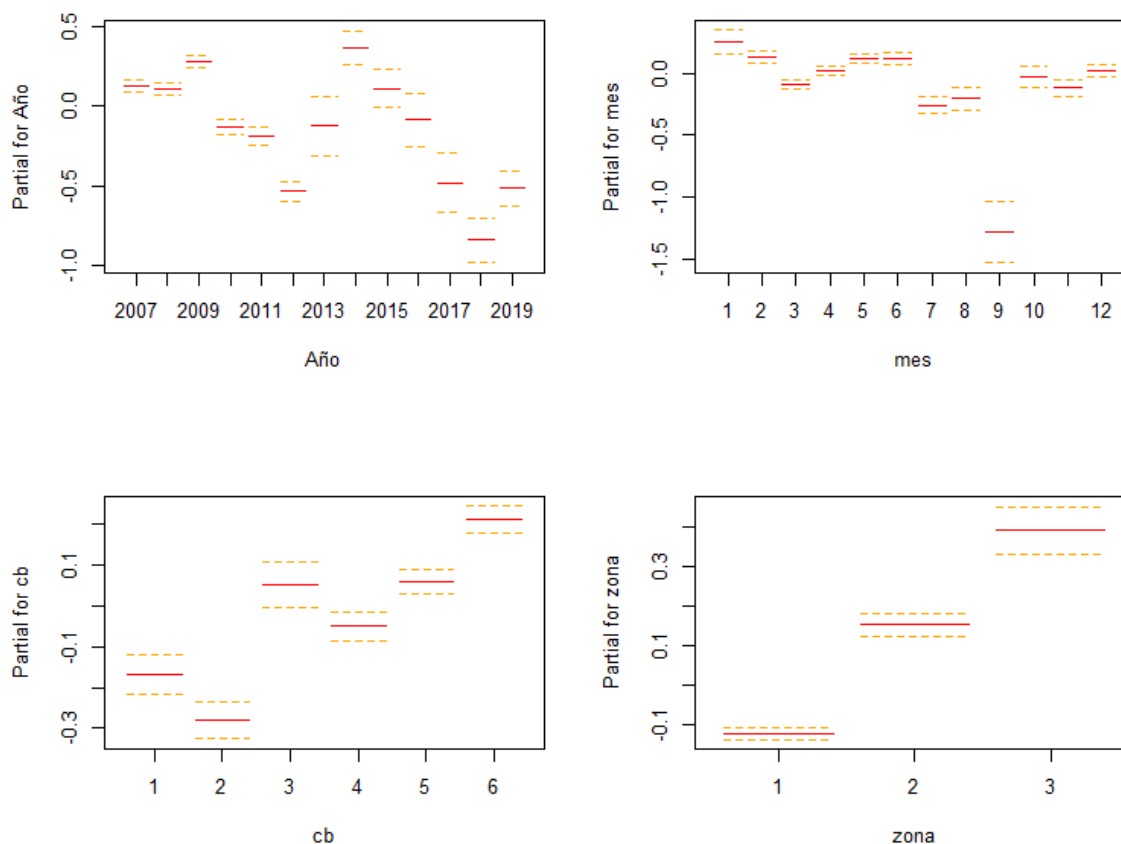


Figura 18. Resultados de los principales efectos del modelo de las tasas de capturas sardina austral para el modelo Tweedie.

Análisis alternativo: Capacidad de Bodega e interacciones

Con el objetivo de analizar el efecto, del número de categorías de capacidades de bodega (CTG): sobre la estandarización de la cpue, se realiza un análisis alternativo considerando solo 3 tamaños de naves: pequeñas ($< 25 \text{ m}^3$), medianas ($26-49 \text{ m}^3$) y grandes ($> 50 \text{ m}^3$). El análisis original considera 6 (CTG): $\leq 30 \text{ m}^3$, 31-40, 41-50, 51-60, 61-70 y $\geq 70 \text{ m}^3$. Se incorpora además un segundo análisis que considera interacciones entre factores. Las interacciones aquí consideradas fueron: año/zona y mes/zona. Estos análisis provienen de las recomendaciones realizadas en el Taller de Revisión Por Pares Externa e Independiente y priorizadas en los Comités Científicos.

El análisis se realiza solo considerando la aproximación tweedie. De acuerdo al análisis previo, éste representa hasta ahora, el mejor método para modelar los rendimientos en la pesquería de sardina austral en aguas interiores de la Región de Los Lagos.



Los resultados del análisis de devianza del GLM se presentan en la **Tabla 3a** e indica que al considerar sólo 3 CTG en el análisis, disminuye marginalmente en nivel de explicación del modelo. Por su parte, cuando se incluyen interacciones, el nivel de explicación incrementa desde 14,8% hasta un 17.5%.

El análisis de los residuos (**Figura 19**), no muestra diferencias evidentes entre las 3 aproximaciones, sugiriendo que el modelo con interacciones podría representar de mejor forma la variabilidad de la CPUE considerando el mayor nivel de explicación de la desviación. En la **Figura 20**, se muestra la variabilidad del índice estandarizado a través del modelo tweedie con interacciones y el original (presentado en la sección anterior). La evaluación de stock de sardina austral actualizada, utiliza el índice tweedie con interacciones (**Tabla 3b**) como fuente de información para ajustar el modelo. Dicho modelo no advierte el incremento relativo en el índice nominal durante el 2019 y se mantiene man bien estable en niveles bajos, alrededor de las 10 t/vcp.

Tabla 3a.

Tabla de análisis para el GLM de los datos de captura de sardina austral a través de 3 configuraciones para el modelo tweedie

Factor	G.L.	Tweedie		
		CB (6ctg) R ² : 14,8 %	CB(3ctg) R ² : 14,7 %	Interacciones R ² : 17,5 %
Año	12	43%	37%	36%
Mes	11	20%	26%	17%
CB	5	20%	18%	17%
Zona	2	17%	19%	15%
mes:zona	22			10%
Año:zona	23			5%

Tabla 3b

Tabla de análisis estadísticos para el modelo tweedie con interacciones usado como índice en la presente evaluación de stock

Factor	Df	Deviance	Resid. Dev	% explicación	Pr(>Chi)
NULL			20527		
Año	12	1297.84	7629	6.3%	< 2.2e-16
mes	11	606.53	7618	3.0%	< 2.2e-16
cb	5	611.92	7613	3.0%	< 2.2e-16
zona	2	529.76	7611	2.6%	< 2.2e-16
mes:zona	22	351.22	7589	1.7%	< 2.2e-16
Año:zona	23	189.57	7566	0.9%	< 2.2e-16
				17.5%	

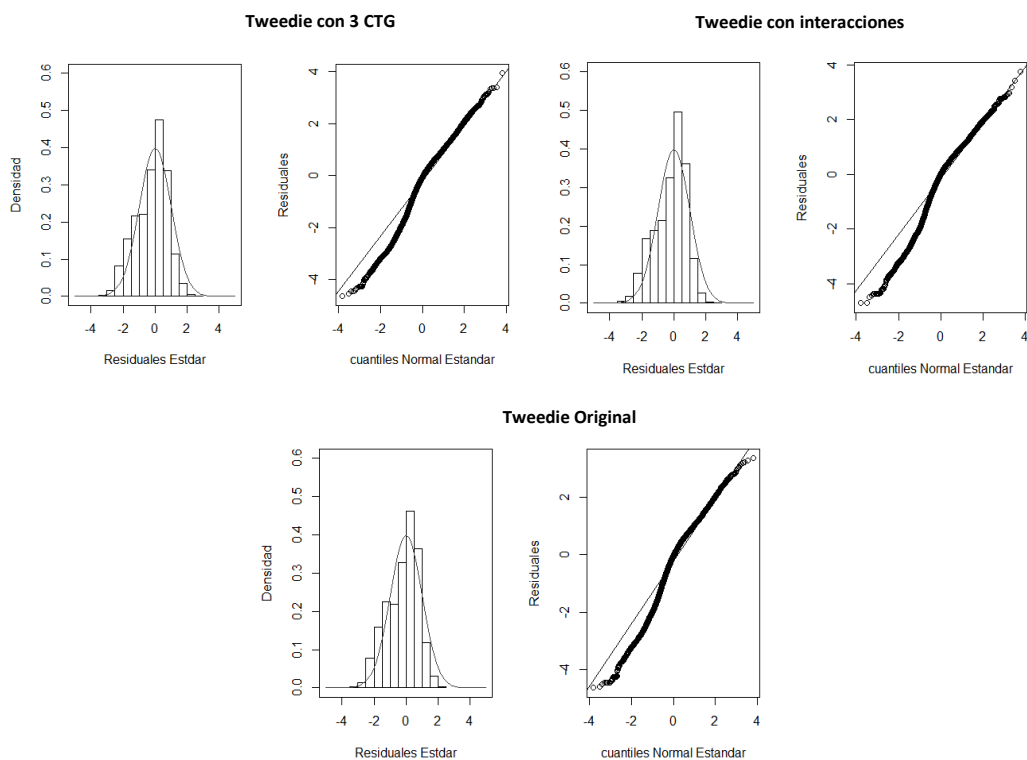


Figura 19. Análisis de los residuos en la estandarización de la CPUE a través del modelo Tweedie con 3 CTG, modelo con interacciones y modelo original.

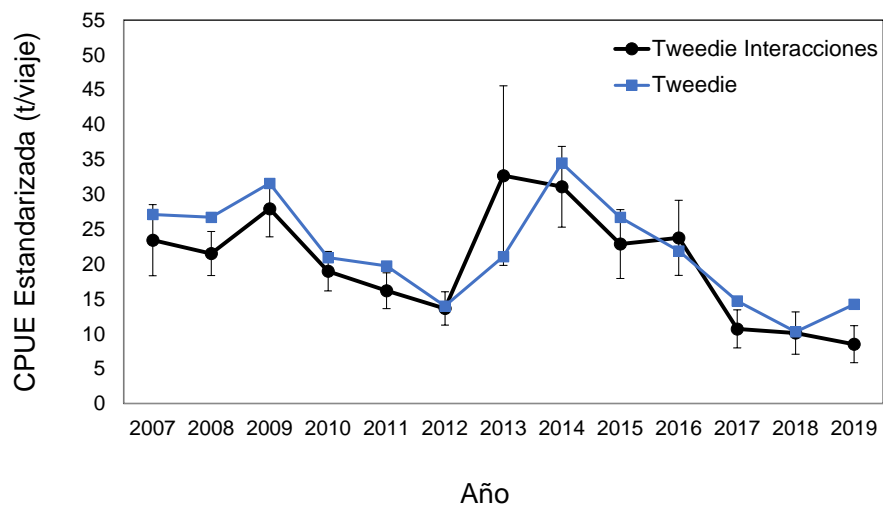


Figura 20. CPUE estandarizada por Modelos Lineales Generalizados (tweedie original y con interacciones), en la pesquería de sardina austral en aguas interiores de la Región de Los Lagos.



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, donde se estima la biomasa y estructura de longitudes de peces pelágicos y en particular de sardina austral. El último estudio fue realizado en abril/mayo de 2020.

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 4**.

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 21**. Entre los años 2006 y 2011, se observa una disminución en el índice desde un valor cercano a las 200 mil t. hasta alrededor de 90 mil t. Los años 2013 y 2014 muestran valores cercanos a las 120 mil t. Los años 2018 y 2019 el crucero evidenció los valores más bajos de toda la serie, con 20 mil y 43 t respectivamente. Dichos niveles fueron consistentes con la reducción en los rendimientos de pesca y desembarques observados a partir del año 2017.

Por su parte el crucero más reciente realizado en abril de 2020 muestra una estructura concentrada en ejemplares adultos y solo una pequeña proporción de reclutas (**Figura 22**). La biomasa estimada aumentó significativamente, alcanzando el segundo valor más alto de la serie con 160 mil t.

**Tabla 4.**

Valores de Biomasa total usados en el actual modelo de evaluación de sardina austral. Valor de TS reportada por Niklitschek et al (2009)

Año	Fecha/periodo	Autores	Niklitschek 2009 (TS = 67.8)
2006	29 nov-7 dic	Castillo 2006 (IFOP)	194719
2008	18 abril-12 mayo	Niklitschek 2008 (U. Austral)	114640
2011	3-16 dic (2010)	Cubillos et al. 2011 (UdeC)	88116
2013	4-16 ene (2011)	Cubillos et al. 2013 (UdeC)	124729
	13-31 mayo		
2014	19 marzo-26 abril	Lillo et al (IFOP)	113855
2015	14 abril-11 mayo	Lillo et al (IFOP)	60498
2016	10 abril-01 mayo	Lillo et al (IFOP)	106245
2017	05 - 29 abril	Legua et al (IFOP)	66882
2020	07 - 26 abril	Castillo et al (IFOP)	43788
2020	20 abril -07 mayo	Castillo et al (IFOP)	160741

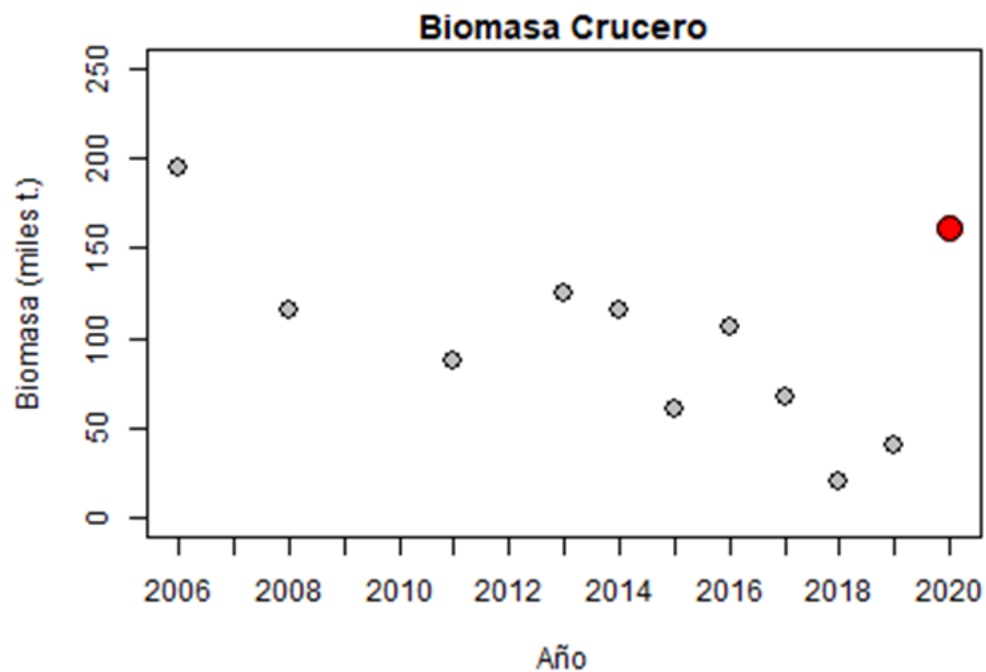


Figura 21. Biomasa total de sardina austral en aguas interiores de la Región de Los Lagos estimada en los cruceros de evaluación directa (2006-2020).

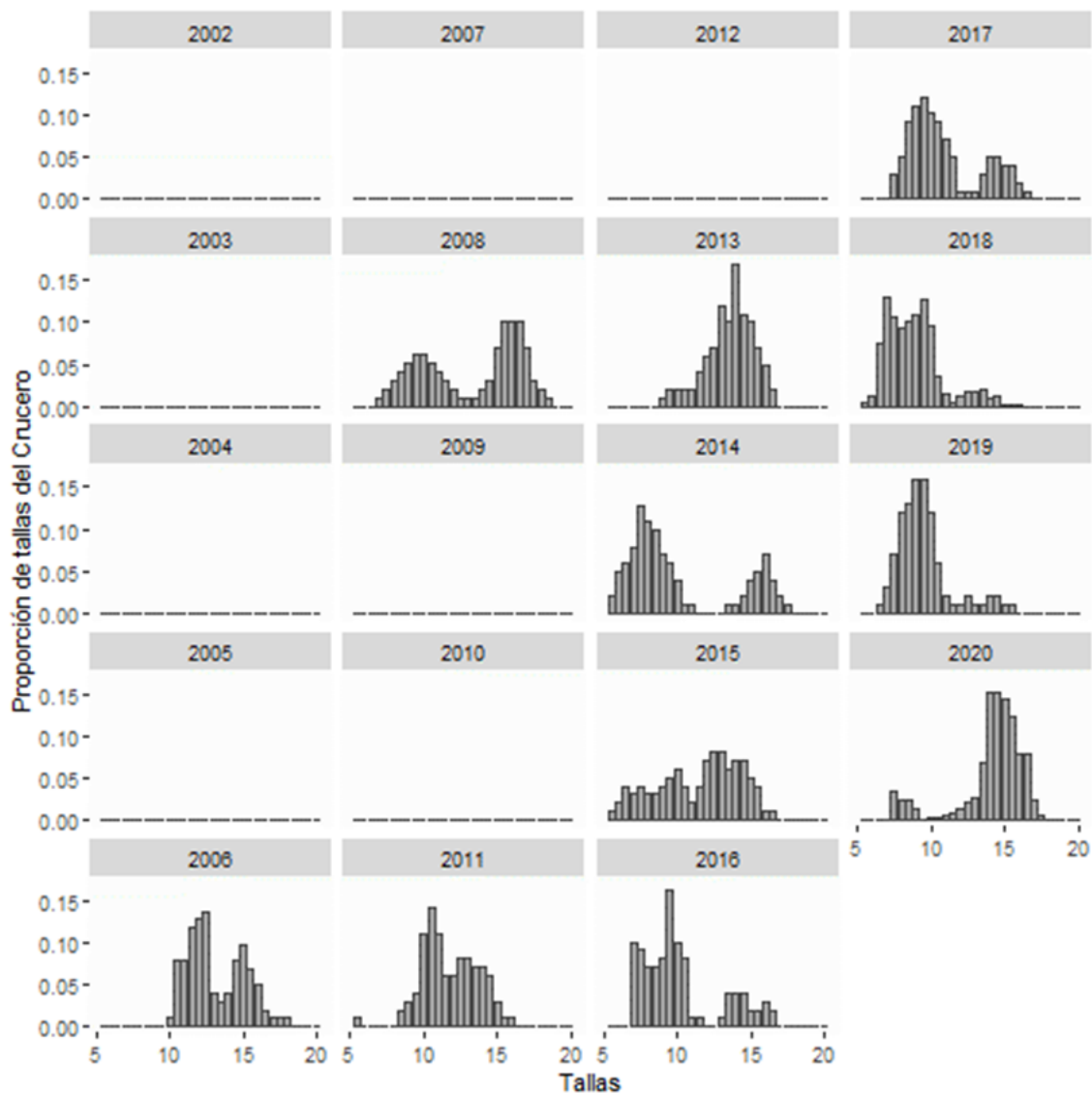


Figura 22. Estructura de longitudes de sardina austral en los cruceros de evaluación directa.



REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Canales TM, J Castillo, F Cerna y A Aranís. 2007. Análisis de la pesquería de sardina austral en las aguas interiores del mar de Chiloé y estimaciones de CTP 2007. Reporte Técnico. 14 pp.
- 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
- Castillo J, Legua J, E Molina, F Sánchez. 2018. Evaluación hidroacústica de pequeños pelágicos en aguas interiores de la X y XI Regiones, año 2018. Informe de avance. 32 pp +anexos
- Castillo J y E Molina. 2007, Evaluación Hidroacústica de Pequeños Pelágicos en el Mar Interior de Chiloé (Región de Los Lagos), año 2006. Informe de Avance. 48 pp + anexos.
- Cerna F, J Quiroz, A López y A Aranís. 2007. Edad y Crecimiento de sardina fueguina (*Sprattus fuegensis*, 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 y M Pedraza. 2013. Evaluación hidroacústica de pequeños pelágicos en aguas interiores de la X y XI Regiones, año 2013. Informe preliminar de crucero Proyecto FIP 2013-11. 24 pp.
- 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.
- Doubleday W. 1976. Environmental fluctuations and fisheries management. International Convention for the Northwest Atlantic Fisheries (ICNAF). Selection Paper 1: 141-150.
- Dunn P y G Smyth. 2005. Series evaluation of Tweedie exponential dispersion model densities Statistics and Computing. 15: 267-280.
- 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.
- Hewitt D. y JM Hoenig. 2005. Comparison of two approaches for estimating natural mortality based on longevity. Fishery Bulletin 103: 433-437.
- Leal E, TM Canales, A Aranís 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.



- Legua J, S Lillo, E Molina, F Sánchez. 2016. Evaluación hidroacústica de pequeños pelágicos en aguas interiores de la X y XI Regiones, año 2016. Informe de avance. 25 pp +anexos.
- Legua J, S Lillo, E Molina, F Sánchez. 2017. Evaluación hidroacústica de pequeños pelágicos en aguas interiores de la X y XI Regiones, año 2017. Informe de avance. 28 pp +anexos
- Lillo S y J Legua. 2014. Evaluación hidroacústica de pequeños pelágicos en aguas interiores de la X y XI Regiones, año 2014. Documento de avance. 33 pp.
- Lillo S, C Lang, J Legua, E Molina, F Cerna, A Lopez y G Eisele. 2016. Evaluación hidroacústica de pequeños pelágicos en aguas interiores de la X y XI Regiones, año 2015. Informe final. 37 pp +anexos
- López-Veiga EC. 1979. Fitting *von Bertalanffy* growth curves in short – lived fish species. A new approach. *Investigaciones Pesqueras* 43: 179-186.
- McCullagh P y J Nelder. 1989. *Generalized linear models*. Chapman and hall. London. 511 pp.
- Niklitschek E, P Toledo, E Hernández, J Nelson, M Soule, C Herranz, C Murillo y X Valenzuela. 2009. Identificación y evaluación hidroacústica de pequeños pelágicos en aguas interiores de la X y XI Regiones, año 2008. Informe Final. 98 pp+anexos.
- 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.
- Pauly D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *Journal du Conseil* 39: 175-192.
- Rickhter VA y VN Efanov. 1976. On one of the approaches to estimation of natural mortality of fish populations. *International Commission of the Northwest Atlantic Fisheries, Research Document* 76/VI/8: 1-12.
- Shono H. 2008. Application of the Tweedie distribution to zero-catch data in CPUE analysis. *Fisheries Research*. 93, 154–162.
- Tascheri R, JC Saavedra, R Roa. 2010. Statistical models to standardize catch rates in the multi-species trawl fishery for Patagonian grenadier (*Macruronus magellanicus*) off Southern Chile. *Fisheries Reserach*. 105, 200–214.

ANEXO 2:

Avances en la implementación de un modelo alternativo: Modelo Anual
edad estructurado con información en Tallas (MAET)



1. Antecedentes

Uno de los objetivos del Proyecto “Estatus y Posibilidades de Explotación Biológicamente Sustentables de los Principales Recursos Pesqueros Nacionales año 2018” se refiere al Programa de Mejoramiento Continuo de la Calidad de Asesoría Científica (PMCCAC,) el cual 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 (MAET) para el período 2002-2020. El actual reporte resume los resultados de los talleres internos realizado por IFOP durante los primeros meses del año en curso y algunas recomendaciones del Comité científico del mes de marzo.



2. Metodologí3

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. Las fuentes de informaci3n utilizados en la evaluaci3n de sardina austral se resumen en la **Tabla 1**

El modelamiento de la dinámica de la sardina austral en aguas interiores de la Regi3n de Los Lagos, es en ańo calendario, vale decir que el cumpleaños ocurre a inicios de ańo (inicios de enero), por lo cual el desove (dt) al ser establecido a mediados de ańo, corresponde a un valor de 0,58. De igual manera, el crucero de evaluaci3n directa, representa a la poblaci3n en el período del ańo 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 otońo, desembarques y biomasa total. Los principales supuestos del modelo alternativo propuesto se resumen en la **Tabla 2**

El método es empleado bajo un enfoque estructurado en edades que utiliza informaci3n en tallas agrupada en ańo 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.
- + Identificaci3n de la estructura del error a través de funciones de log-verosimilitud negativas.
- + Proceso de estimaci3n de los parámetros desconocidos del modelo de dinámica a través de un algoritmo que minimiza la funci3n objetivo total, contrastando las observaciones con las estimaciones deducidas del modelo de dinámica.

Adicionalmente, la **Tabla 3** muestra la comparaci3n de estructura, datos, parámetros y supuestos entre el modelo actual (MAEE) y alternativo (MAET)



Tabla 1.

Resumen de los datos e información de entrada al modelo anual con información a la talla (MAET) de **sardina austral Región de Los Lagos.**

Datos de entrada	Período	Fuente de información
* Desembarques totales anuales	enero 2006 a diciembre 2020	Estadísticas oficiales de desembarques (Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura).
** CPUE estandarizada	enero 2007 diciembre 2020	Pesca de investigación (2006-2012) y Monitoreo de la pesquería pequeños pelágicos aguas interiores Región de Los Lagos
Biomasa Acústica	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, 2014-2017) antes licitados por el Fondo de investigación Pesquera y Acuicultura (FIPA) y realizados por la Universidad Austral (2008) y UdeC (2011, 2013)
Composición de Longitudes:		
1) Crucero		
2) Flota	enero 2006 a mayo 2020	Pesca de investigación (2006-2012) y Monitoreo de la pesquería pequeños pelágicos aguas interiores Región de Los Lagos
Madurez a la Talla	Constante en el tiempo	Leal <i>et al.</i> , (2011)
Parámetros de Crecimiento	Constante en el tiempo	Cerna <i>et al.</i> , (2007)



Tabla 2.

Resumen de los principales supuestos del modelo de evaluación anual con información a la talla (MAET) asociados a los datos observados.
sardina austral Región de Los Lagos.

Datos observados	Símbolo	Supuestos
Desembarque total anual	Y_t	Representa a la captura total del período anual. Se considera continua al interior del año. Desviación estándar supuesto como parte del error de observación $\sigma_f = 0,2$ (2002 – 2005). $\sigma_f = 0,1$ (2006 – 2020).
Biomasa total del crucero	B_t^{cv}	Representa a la biomasa que ocurre en el período del año en que se realiza el crucero, ($dt^{cv} = variable$). Desviación estándar variable, supuesto como parte del error de observación $\sigma_{cv} = 0,26$ (2006 – 2012); $\sigma_{cv} = 0,22$ (2013 – 2020)
Captura por unidad de esfuerzo	$CPUE_t$	Índice relativo de la biomasa media vulnerable a mitad de año. Desviación estándar variable, supuesto como parte del error de observación $\sigma_{cv} = 0,22$ (2006 – 2012); $\sigma_{cv} = 0,26$ (2013 – 2019)
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 talla. Tamaño de muestra efectivo supuesto como parte del error de observación $n^f = 25$.
Proporción de la abundancia a la talla del Crucero	$p_{l,t}^{cv}$	Representa la distribución de los ejemplares que están presentes en la captura del crucero. Tamaño de muestra efectivo supuesto como parte del error de observación $n^{cv} = 15$.
Peso medio anual	\bar{w}_l	El peso teórico es obtenido desde la relación longitud peso $\bar{w}_l = a\bar{L}^b$, con a y b parámetros a estimar desde los muestreos biológicos.
Ojiva de madurez sexual	O_l	Describe la probabilidad de que un individuo maduro sexualmente pertenezca a la talla l y que se asume conocida.



Tabla 3.

Comparación de estructura, datos, parámetros y supuestos entre el modelo actual (MATT) y alternativo (MAET) **sardina austral Región de Los Lagos.**

Estructura del modelo	MATT	MAET
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 al modelo		
Desembarques	2002 – 2020	2002 – 2020
Biomasa acústica	2006,2008,2011,2013-2020	2006,2008,2011,2013-2020
Composición flota	Tallas	Tallas
	2005-2020	2005 – 2020
Composición crucero	Tallas	Tallas
	2006,2008,2011,2013-2020	2006,2008,2011,2013-2020
Madurez sexual	Talla	Talla
Peso medio	Talla (constante entre años)	Talla (constante entre años)
Peso inicial	No se utiliza	No se utiliza
Parámetros de crecimiento	Matriz de probabilidad talla-talla	Matriz de probabilidad talla-edad
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	Logística y
	en bloques	en bloques
Capturabilidad	Prior (0,65 y cv 0,15)	Prior (0,65 y cv 0,15)
Coefficiente 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



3. Resultados Preliminares

Ajustes del modelo a los datos

Ambos modelos: MATT (base) y MAET(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 1). Esto queda de manifiesto en el análisis de residuos. (Figura 2). En relación al ajuste del modelo a la información de composiciones de tallas (Figuras 3 y 4), 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.

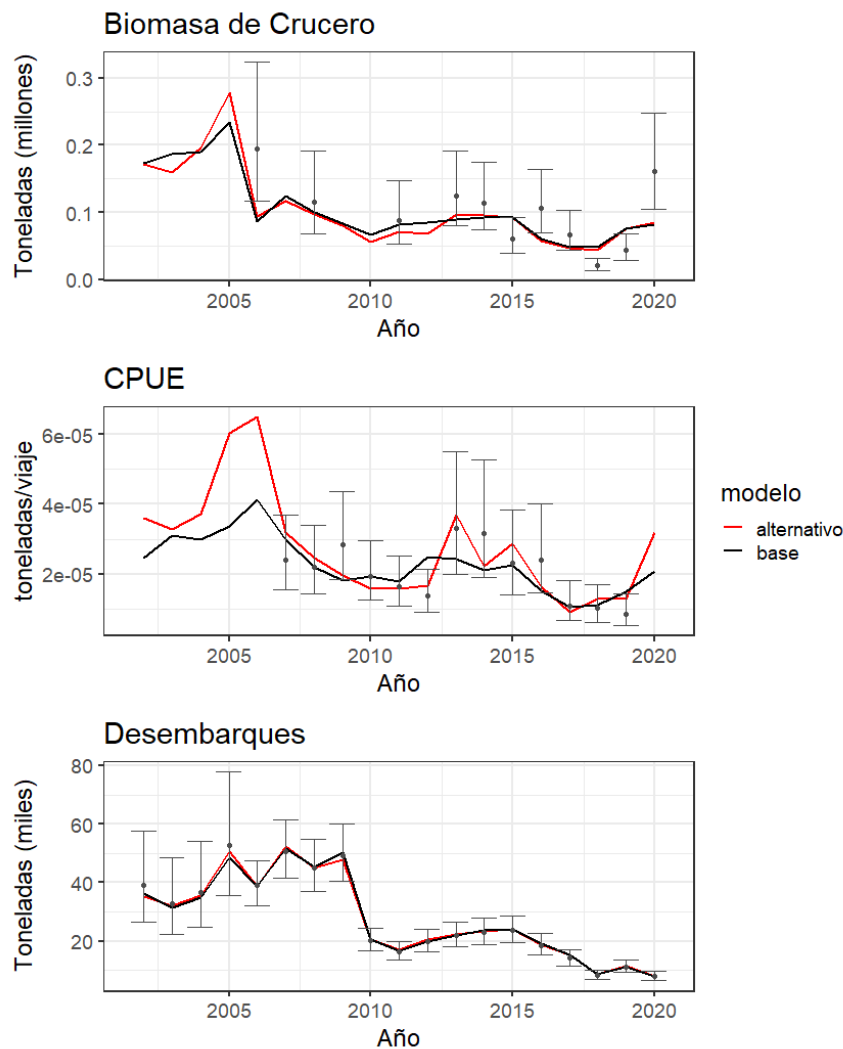


Figura 1. Ajuste del modelo base (MATT) y alternativo (MAET) a los valores de biomasa del crucero, CPUE y desembarques de **sardina austral Región de Los Lagos**. Las barras corresponden al intervalo de confianza asintótico y el círculo al valor del estimador central.

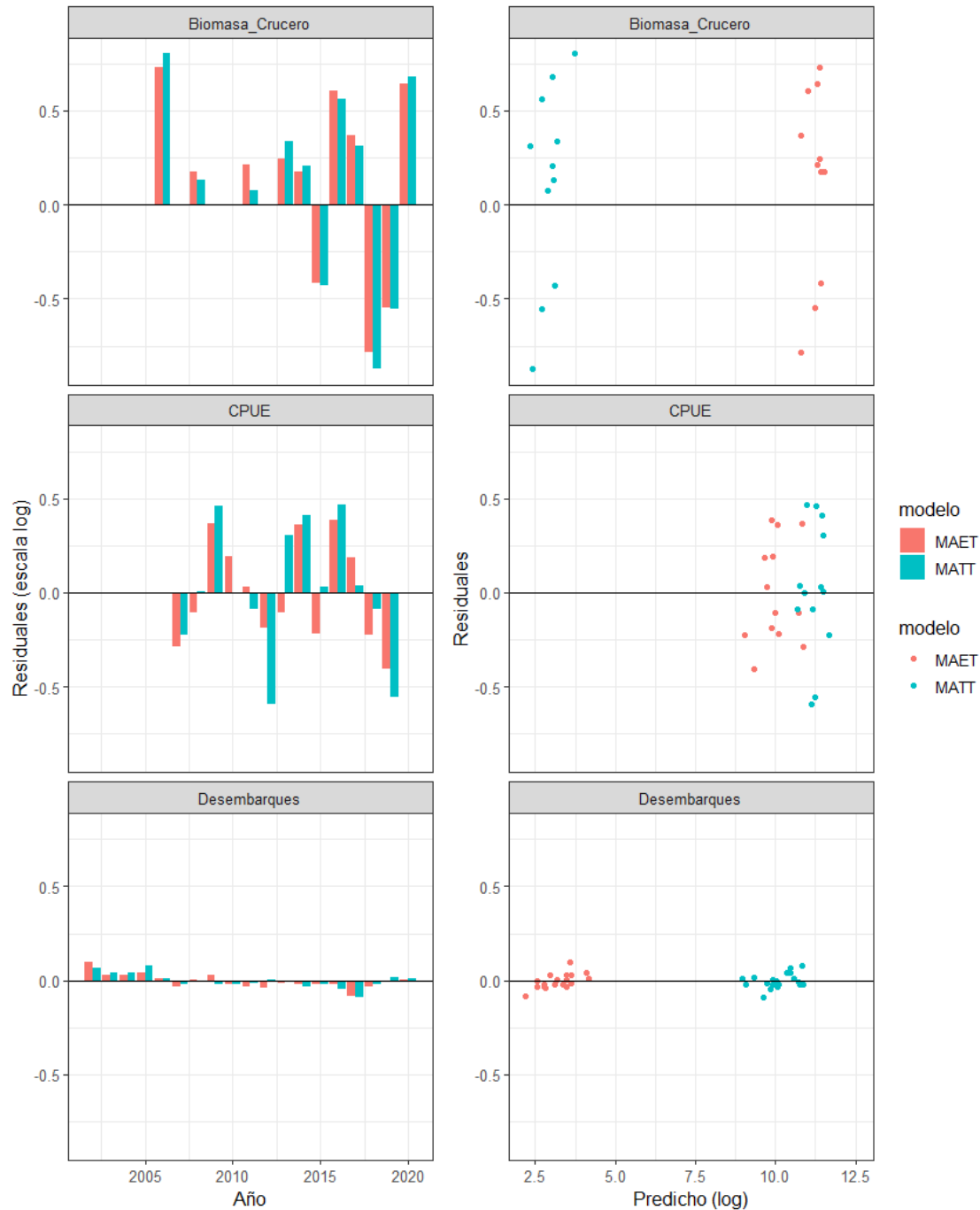


Figura 2. Análisis de los residuos para cada índice del modelo base (MATT) y alternativo (MAET) a los valores de biomasa del crucero, CPUE y desembarques de **sardina austral** Región de Los Lagos.

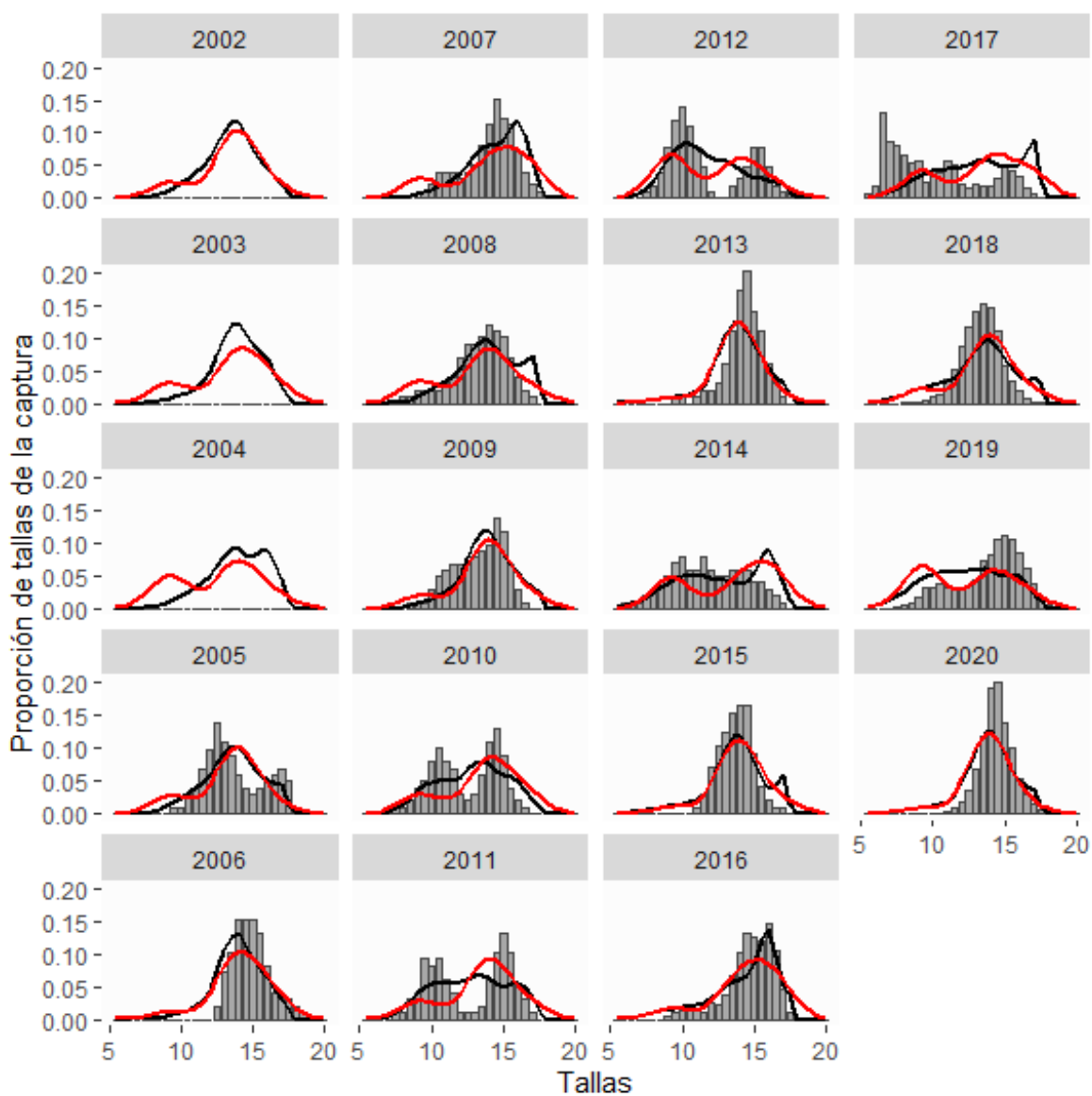


Figura 3. Ajuste de ambos modelos a las **composiciones de tallas de las capturas** de sardina austral Región de Los Lagos. Línea negra (modelo base actual), línea roja (modelo alternativo)

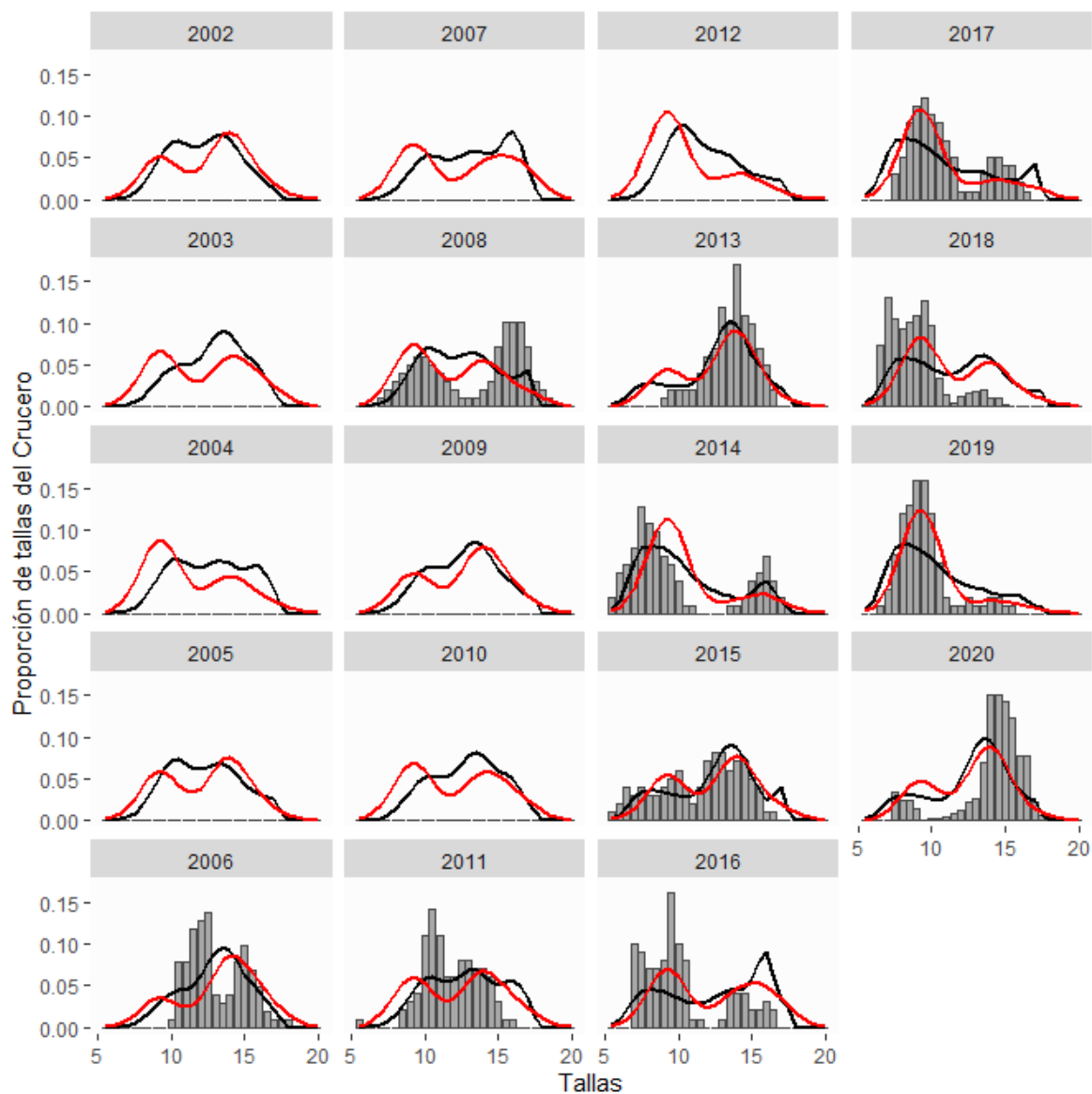


Figura 4. Ajuste de ambos modelos a las **composiciones de tallas del crucero** de sardina austral Región de Los Lagos. Línea negra (modelo base actual), línea roja (modelo alternativo)



Indicadores Poblacionales

La **Figura 5** muestra las estimaciones de las variables poblacionales de biomasa, reclutamientos y mortalidad por pesca obtenidas con el enfoque de modelación propuesto. Se compara con los resultados de la última evaluación de stock a través del modelo talla-talla.

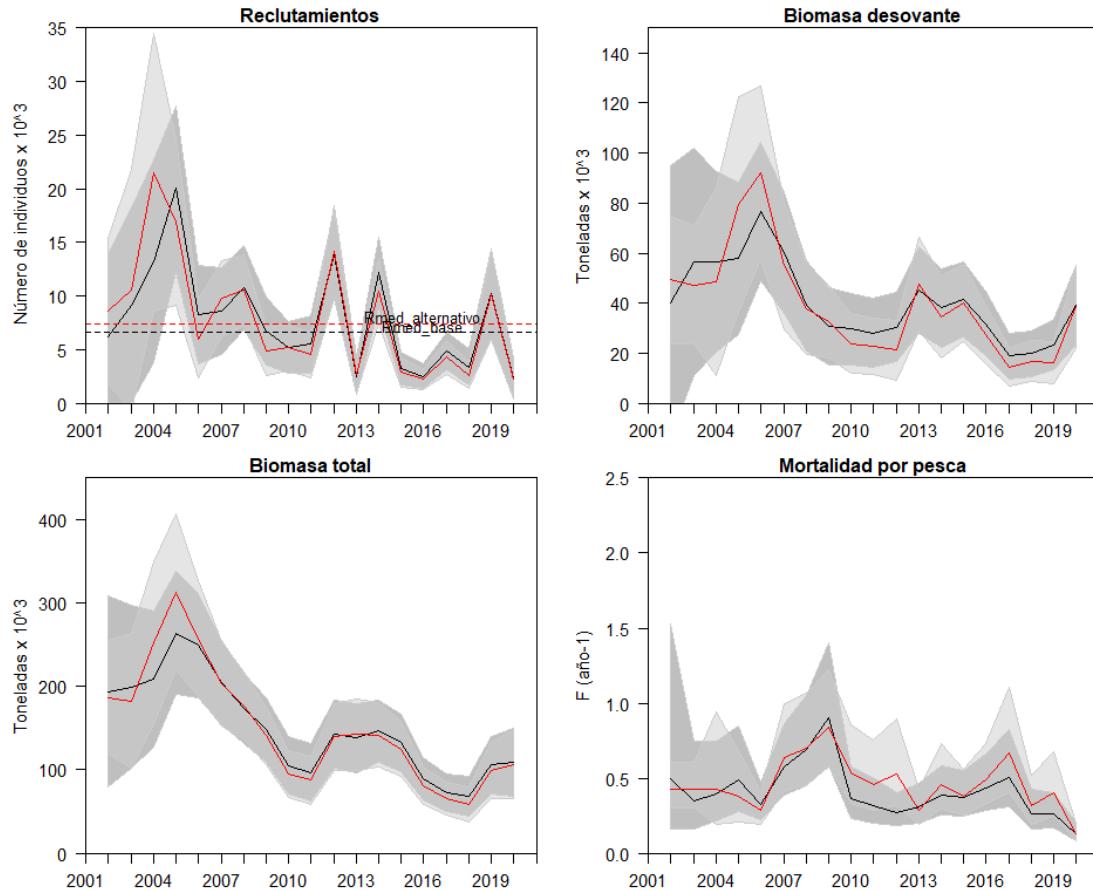


Figura 5. Comparación de los reclutamientos, mortalidad por pesca, biomasa total y desovante entre el modelo base (MATT) y alternativo (MAET) de **sardina austral Región de Los Lagos**. Línea negra (modelo base actual), línea roja (modelo alternativo).



Estatus

Se presentan los PBR y estatus para el año 2020 comparativamente entre el modelo base y modelo alternativo (**Tabla 4**). El modelo alternativo muestra valores superiores en términos de B_0 y B_{RMS} . Sin embargo, el nivel de F que genera el MRS es similar entre ambas aproximaciones. El nivel de reducción del stock BD/BD_{RMS} en biomasa es mayor en el modelo alternativo, aunque coincide en términos de F (**Figura 6**).

Tabla 4.

Comparación de variables poblacionales y Puntos Biológicos de Referencia, BD/BD_{RMS} y F/F_{RMS} 2020 entre modelo base (*MATT*) y alternativo (*MAET*) de sardina austral Región de Los Lagos.

Variable	MATT base	MAET alternativo
B_0	52.784	59.974
B_{RMS}	29.031	32.986
F_{RMS}	0.31	0.30
BD/BD_{RMS}	1.35	1.15
F/F_{RMS}	0.43	0.43

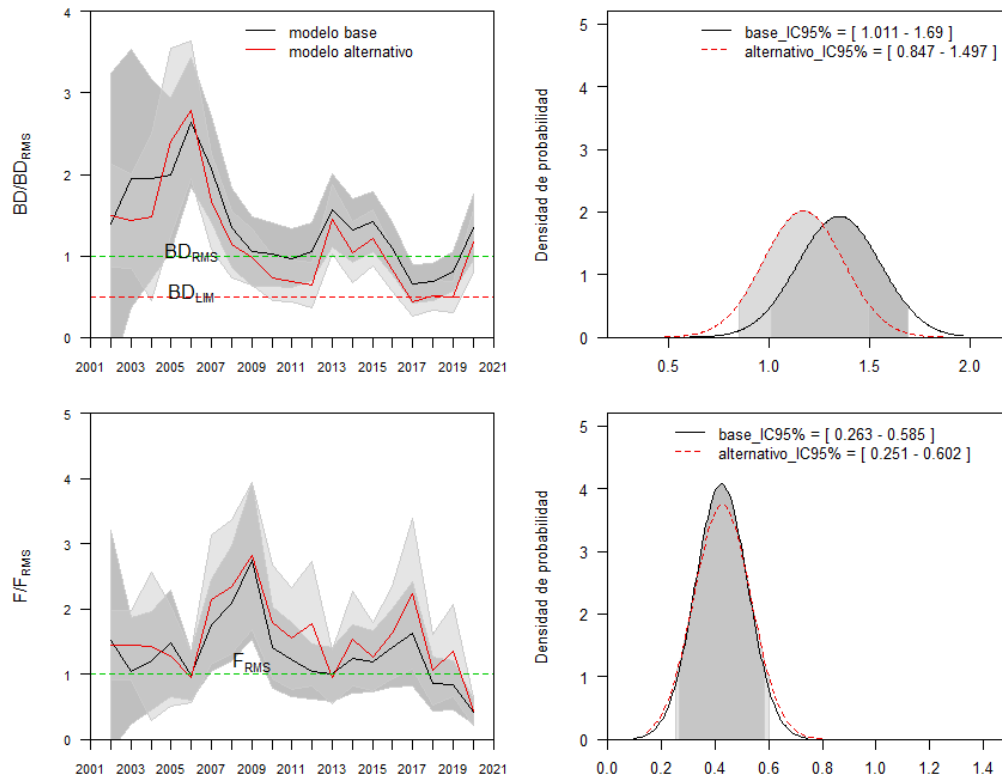


Figura 6. Comparación de la razón BD/BD_{RMS} , distribución de probabilidad de BD_{last}/BD_{RMS} . Razón F/F_{RMS} y la distribución de probabilidad F_{last}/F_{RMS} . Modelo base (línea negra) y alternativo (línea roja).



Diagrama de Explotación

La **Figura 7**, Muestra comparativamente el diagrama de fases de explotación que resulta de la evaluación a través de análisis actual (modelo base) y el modelo alternativo. Ambos enfoques sitúan al stock de sardina austral en una condición de plena explotación durante el año en curso.

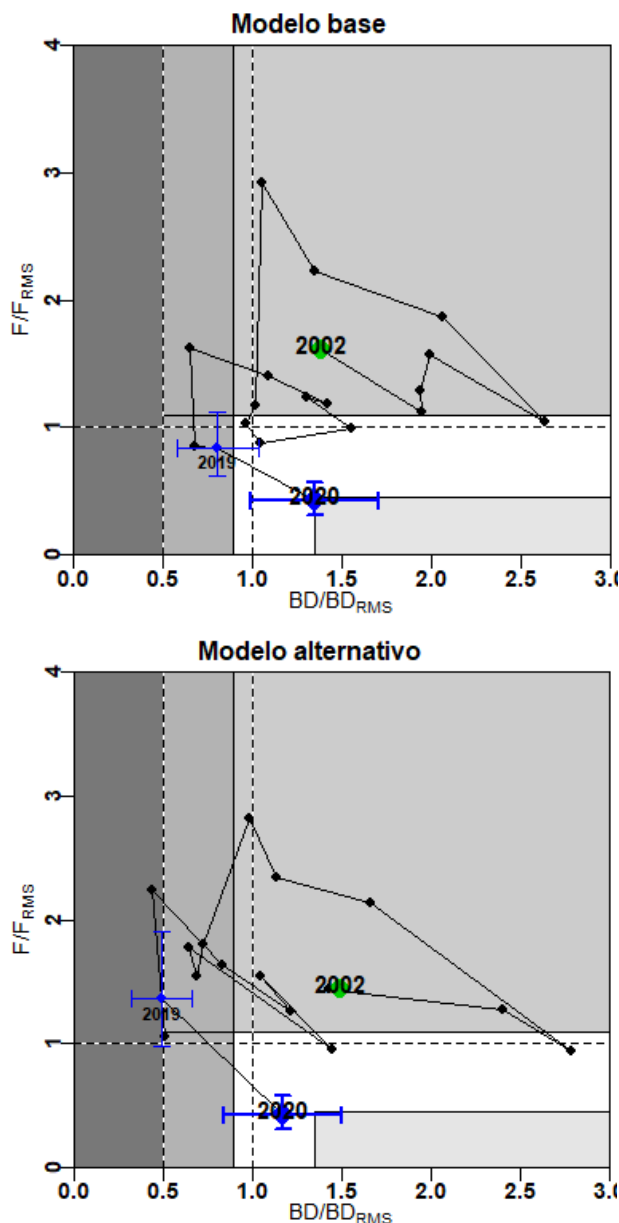


Figura 7. Diagrama de fases de explotación de la biomasa desovante respecto de la mortalidad por pesca de la evaluación del modelo base (panel superior) y alternativo (panel inferior). Los ejes están estandarizados a los valores que generan el RMS proxy. Cruz azul corresponde a los intervalos de confianza de la razón BD/BD_{RMS} y F/F_{RMS} .

**Captura biológicamente aceptable (CBA):**

El valor de CBA resultante desde el modelo base y alternativo se muestra en la **Tabla 5**. 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 8**). La diferencia gráfica para cada percentil de probabilidad es también mínima.

Tabla 5.

CAB 2020 del modelo base y alternativo para percentiles de probabilidad entre el 10% y 50% en la pesquería de sardina austral Región de Los Lagos

percentil	CBA_base	ResguardoBase	CBA_alternativo	Resguardoalternativo
10	12898	0.25	12391	0.28
20	14393	0.17	14011	0.18
30	15471	0.10	15179	0.11
40	16391	0.05	16178	0.05
50	17252	0.00	17111	0.00

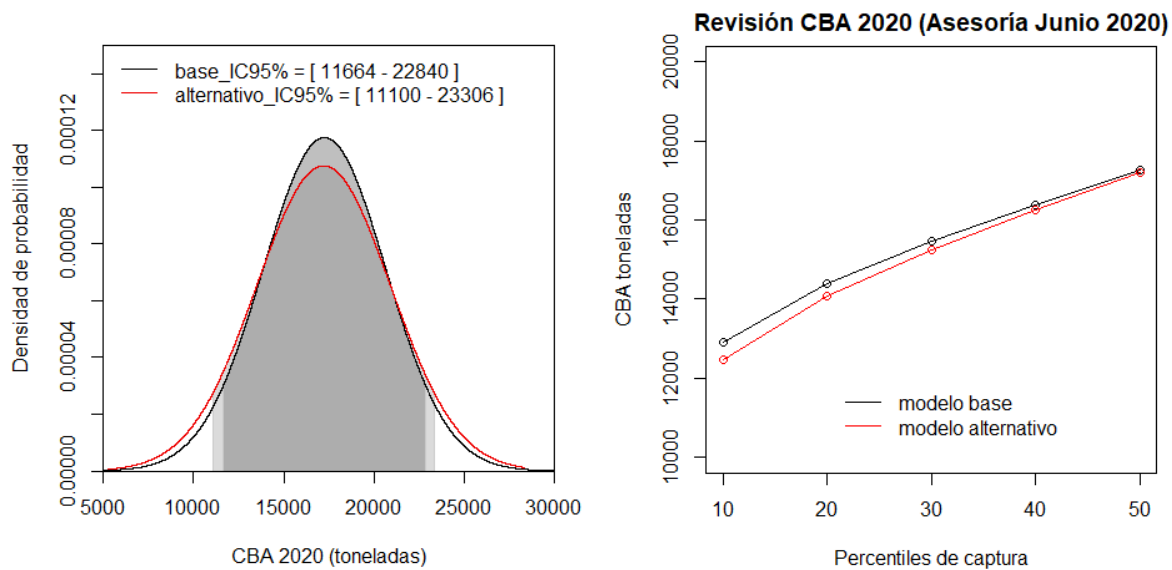


Figura 8. Densidad de probabilidad de la CBA 2020 para el percentil del 50% (panel izquierdo) y variación de la CBA para los percentiles de probabilidad entre el 10% y 50% (panel derecho) en la pesquería de sardina austral en la Región de Los Lagos estimada con el modelo base y alternativo.



Hasta la fecha el enfoque modelación alternativo muestra algunas ventajas por sobre el actual modelo:

- Mayor flexibilidad en el ajuste de CPUE y tallas (rescata modalidad en la estructura de tamaños).
- Mejor desempeño en el ajuste de tallas mayores
- Mejora de manera relativa el perfil de verosimilitud de Ro.
- El modelo es mayormente utilizado para modelar la dinámica de poblaciones de peces.
- No genera inconvenientes en el procedimiento de manejo (sin cambio relevantes en estatus ni CBA)

Sin embargo, todavía se aprecian algunas dificultades que continúan presentes ambos enfoques de modelación como el cambio de escala en el patrón retrospectivo y un en perfil de verosimilitud poco interpretable aún. Se propone continuar avanzando en el enfoque de modelación alternativo de manera de superar estas dificultades. La planificación en el avance hacia un nuevo enfoque de modelación contempla un taller de trabajo interno en el mes de enero de 2021 donde se pretende explorar por ejemplo:

- Reestimar coeficientes de variación (CV).
- Reestimar tamaños de muestras para información de composición de longitudes flota y cruceros (Francis, lanelly).
- capturabilidad del crucero (explorar bloques acordes con la dinámica).
- Matriz edad-talla.
- Revisión de la selectividad.



ANEXO 3:

Modelo – Datos Sardina austral



INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO

Almte. Manuel Blanco Encalada 839

Fono 56-32-2151500

Valparaíso, Chile

www.ifop.cl



www.ifop.cl