



Índice

| | |
|---|-----------|
| RESUMEN EJECUTIVO | 2 |
| 1. OBJETIVOS | 3 |
| 1.1. Objetivo general | 3 |
| 1.2. Objetivos específicos | 3 |
| 2. ANTECEDENTES | 4 |
| 2.1. Distribución del recurso y localización del área de estudio | 4 |
| 2.2. Unidades de stock y ecología | 5 |
| 2.3. Pesquería | 5 |
| 2.4. Reclutamiento | 6 |
| 2.5. Reproducción | 8 |
| 2.6. Crecimiento y mortalidad natural | 8 |
| 2.7. Captura Biológicamente Aceptable (CBA) | 8 |
| 3. METODOLOGÍA DE TRABAJO | 9 |
| 3.1. Objetivo específico 1: | 9 |
| 3.1.1. Modelo Conceptual | 9 |
| 3.1.2. Datos de entrada al modelo de evaluación de stock | 11 |
| 3.1.3. Evaluación de stock | 12 |
| 3.2. Objetivo específico 2: | 16 |
| 3.2.1. Estatus | 16 |
| 3.3. Objetivo específico 3: | 18 |
| 3.3.1. Captura Biológicamente Aceptable (CBA) y proyección del stock | 19 |
| 3.4. Objetivo específico 4: | 19 |
| 3.4.1. Modelos alternativos para determinación de Estatus | 19 |
| 4. RESULTADOS | 23 |
| 4.1. Objetivo específico 1: | 23 |
| 4.1.1. Datos de entrada al modelo de evaluación de stock | 23 |
| 4.2. Objetivo específico 2: | 25 |
| 4.2.1. Indicadores del stock (Método de Zhou) | 25 |
| 4.2.2. Estado de explotación | 29 |
| 4.3. Objetivo específico 3: | 32 |
| 4.3.1. CBA inicial 2022 (Asesoría de septiembre 2021 - Hito 1) | 32 |
| 4.3.3. Proyección del stock | 33 |
| 4.4. Objetivo específico 4: | 34 |
| 4.4.1. Esquema de trabajo y plan de actividades 2019-2021 | 34 |
| 4.4.2. Resultados preliminares de la implementación de métodos alternativos para determinación de Estatus en sardina austral de la Región de Aysén. | 35 |
| 5. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN | 43 |
| 5.1. Datos de entrada | 43 |
| 5.2. Indicadores del stock | 43 |
| 5.3. Captura Biológicamente Aceptable (CBA) | 43 |
| 5.4. Exploración de métodos alternativos para determinación del estatus | 44 |
| 6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 47 |



RESUMEN EJECUTIVO

El presente documento corresponde al primer informe técnico de estatus y Captura Biológicamente Aceptable (CBA) para el año 2022 en la pesquería de sardina austral (*Sprattus fuegensis*) en la Región de Aysén del General Carlos Ibáñez del Campo.

Se usó una aproximación para pesquerías pobres en datos basada en los desembarques totales entre los años 2012 y 2020 y un supuesto de captura para el año 2021 igual a la cuota asignada para el mismo año. Se utiliza también el índice acústico para acercarse al nivel de depleción que mostraría el recurso durante el 2020 y 2021. Dicho nivel de depleción es usado como información de entrada en el enfoque de modelación usado para establecer el estatus del recurso y la CBA.

De acuerdo al actual enfoque de modelación, la biomasa de sardina austral en la Región de Aysén, sensibilizada a un supuesto de depleción de 0,5, fue de 9,05 mil toneladas (t) el año 2021, con una reducción hasta un 50 % con respecto al inicio de la evaluación.

Los años 2019 al 2021 el stock muestra una recuperación en relación a los bajos niveles de biomasa observados durante los años 2017 y 2018. De acuerdo al diagrama de fases, durante el último año de la evaluación, el stock se encuentra, en términos de biomasa, en torno a objetivo de manejo B_{RMS} . La biomasa en el año 2021 (8,23 mil t) se sitúa en un valor de 0,97 de la biomasa relativa al rendimiento máximo sostenido ($B_{RMS} = 8,48$ mil t). Sin embargo, la mortalidad por pesca (F) del año 2021 ($0,55 \text{ año}^{-1}$), está por sobre del nivel que permite obtener el RMS ($F_{RMS} = 0,44 \text{ año}^{-1}$). No obstante, este valor es preliminar, considerando que la captura 2021 se basa en un supuesto. En cuanto a la CBA, con la metodología usada en el presente estudio, el rango de captura para el año 2022 estimada bajo diferentes niveles de mortalidad por pesca podría situarse entre 2,3 mil t y 4,3 mil t.

Se discute que el análisis realizado en este reporte corresponde a una aproximación preliminar, que debería robustecerse conforme se extienda la serie temporal y se recopilen mayores antecedentes de la biología (parámetros de crecimiento, madurez) y pesqueros (estructura de tallas, rendimientos de pesca) del recurso en la Región de Aysén.



1. OBJETIVOS

1.1. Objetivo general

Proveer la asesoría científica necesaria para la determinación del estado de explotación y la Captura Biológicamente Aceptable (CBA) que deberá llevar o mantener al Rendimiento Máximo Sostenible (RMS), la pesquería de sardina austral Región de Aysén del General Carlos Ibáñez del Campo, 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 sardina austral, con arreglo al nivel de información, conocimiento e incertidumbre correspondiente, conforme a los estándares actuales en ciencia pesquera.
2. Establecer el estatus actualizado de sardina austral, sobre la base de sus principales indicadores estandarizados de estado y flujo, propagando para estos efectos todas las fuentes de 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 (**Figura 1**). 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 cinco años), 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.

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). Debido a que la pesquería y así, la información se concentra mayoritariamente en la parte norte de su distribución ($41^{\circ}90'S$, $43^{\circ}50'S$), se utiliza en la Región de Los Lagos, un modelo estructurado para la evaluación de stock del recurso. En cambio, en la Región de Aysén, debido a la escasa actividad pesquera y reducida información disponible, el estudio se basa en una aproximación para pesquerías pobres en datos (data poor). La principal hipótesis de trabajo, es que existe una población auto-sustentada que recluta, crece y se reproduce en cada área. Esto a pesar que existen antecedentes de flujo de individuos entre la Región de Los Lagos y Aysén (Galleguillos *et al.*, 2012; Neira *et al.*, 2014).

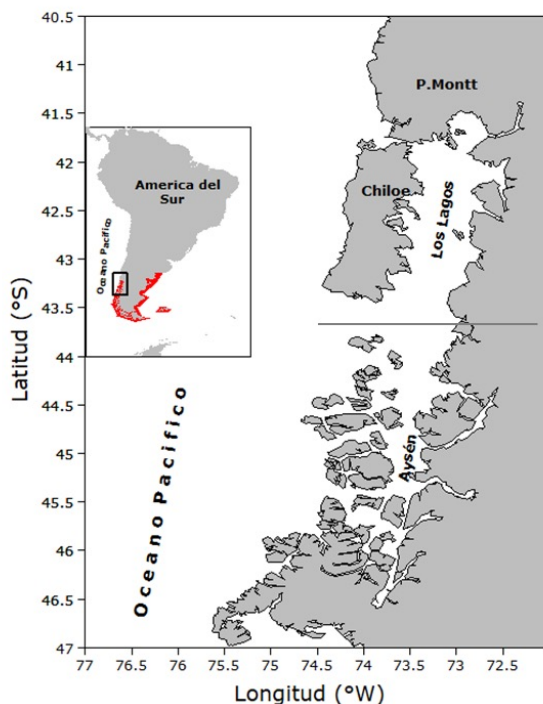


Figura 1. Distribución de *S. fuegensis* y diferentes unidades de pesquería (Región de Los Lagos y Aysén).

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. En la Región de Aysén, la pesquería de sardina austral muestra una actividad esporádica y de menor intensidad en comparación a la Región de Los Lagos. Desde el año 2012 entre 2 y 10 embarcaciones de cerco operando en las proximidades de Puerto Chacabuco han declarado desembarque de sardina austral. En este puerto, se encuentra la pesquera que compra la totalidad de la materia prima, que tiene como destino la reducción. Se cuenta con registros oficiales de desembarque a partir del año 2012 (SERNAPESCA, www.sernapesca.cl). Estos, han oscilado en valores promedio de 5 mil t, entre el año 2012 y 2017. El año 2015 se registró el valor más alto con 7,5 mil t. El año 2018 en cambio, la actividad fue escasa y alcanzó un valor mínimo de 652 t. A partir del año 2019, se observó una recuperación relativa de la actividad pesquera, registrando un valor oficial en torno a las 2 mil t en el año 2020. Para el año 2021 la cuota asignada es de 4,49 mil t, el desembarque acumulado a julio 2021 se encuentra en torno a las 2,38 mil t, es decir, a julio se ha capturado un 53 % de la cuota (**Figura 2**).

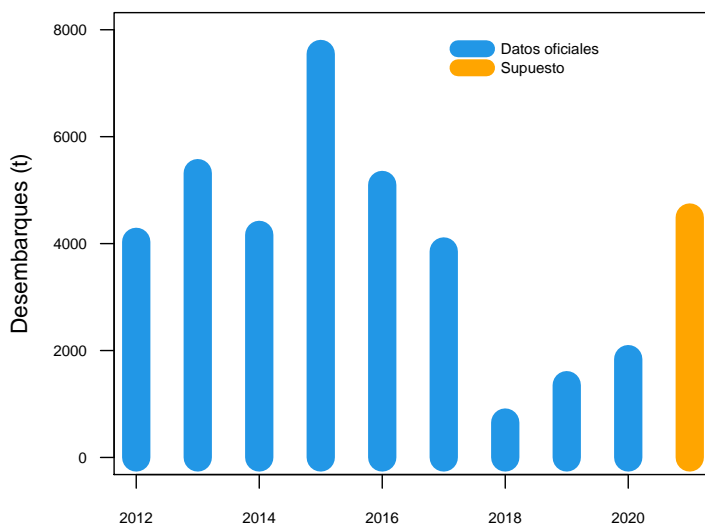


Figura 2. Desembarques oficiales anuales de sardina austral en aguas interiores del Mar de Chiloé entre los años 2006 y 2020. En amarillo se presenta el supuesto de desembarque 2021 (fuente: Sernapesca).

2.4. Reclutamiento

Por ser una actividad esporádica, el monitoreo de la pesquería es escaso. Se cuenta con unos cuantos muestreos de longitudes que dificulta caracterizar una dinámica mensual. Se distingue la entrada de individuos reclutas a partir de abril. Para el año 2021 se registra el ingreso de juveniles entre los meses de mayo y junio (**Figura 3**). El cruceo de evaluación directa, ha permitido constatar la presencia de ejemplares de pequeño tamaño presentes en aguas interiores de la Región de Aysén en los meses de Abril y Mayo (**Figura 4**). En general se registra una baja presencia de peces mayores a los 15 cm LT en los frecuencias de tallas de la flota y cruceros.

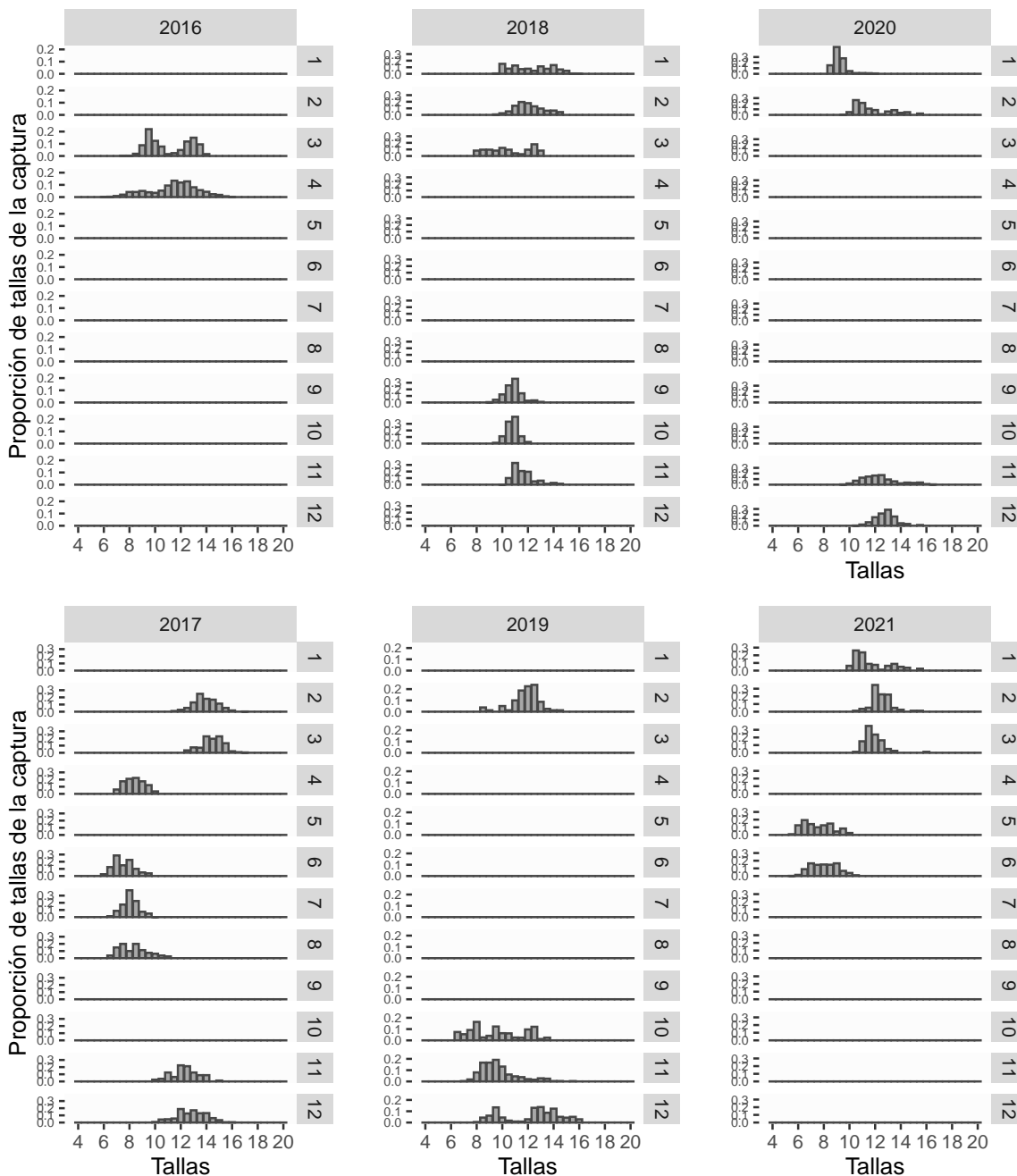


Figura 3. Estructuras de tallas de la flota que opera sobre sardina austral Región de Aysén.

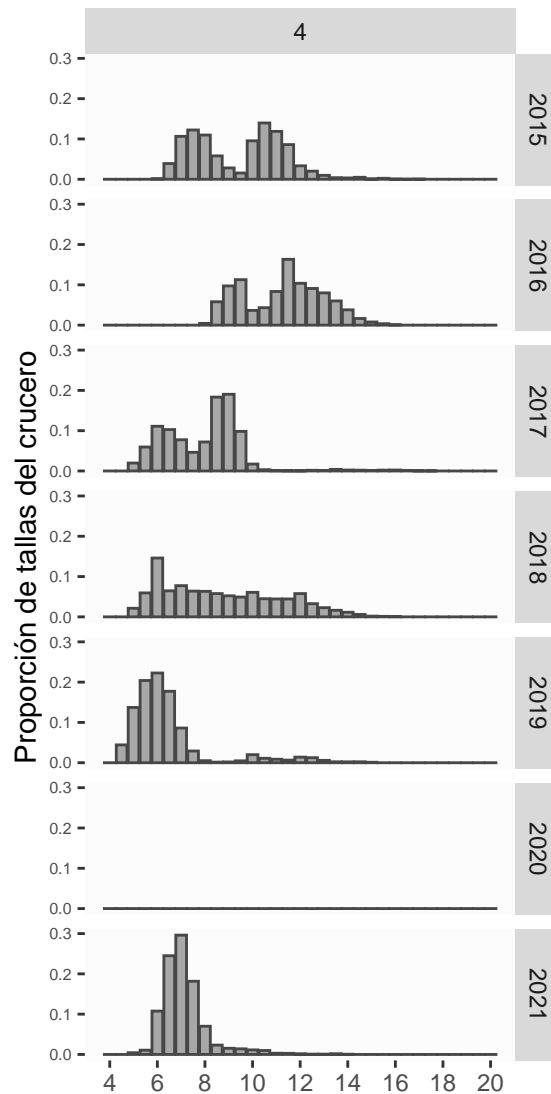


Figura 4. Estructuras de tallas obtenidas del crucero acústico de sardina austral Región de Aysén.



2.5. Reproducción

Los antecedentes biológicos de la especie provienen principalmente de estudios realizados en aguas interiores de la Región de Los Lagos. Sobre su reproducción, Leal *et al.*, (2011) señalan que la especie corresponde a un desovante parcial con una estación reproductiva concentrada en el segundo semestre (entre septiembre y diciembre) y donde las hembras desovarían a una longitud media de 13,5 cm de LT. Los mismos autores también discuten que debido a las condiciones del hábitat de la especie, esta tendría una fecundidad baja, en beneficio de huevos de mayor tamaño. En la Región de Aysén, Aranís *et al.* (2019), señalan que las hembras de sardina austral manifestaron reposo reproductivo en el primer semestre de 2018 y alcanzaron su máxima actividad en el último trimestre.

2.6. Crecimiento y mortalidad natural

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

Tabla 1. Parámetros de crecimiento y mortalidad natural reportados para sardina austral.

| Parámetro | Cerna <i>et al.</i> (2007) |
|-----------|----------------------------|
| k | 0,78 |
| L_{inf} | 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 (crucero de verano), esta información junto a los desembarques es utilizada para actualizar la recomendación inicial de CBA.

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 DE TRABAJO

3.1. Objetivo específico 1:

“Implementar procedimientos de evaluación de stock basados en protocolos científicos para la determinación del estatus de sardina austral, con arreglo al nivel de información, conocimiento 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 Aysén 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.
- Interacción inter-específica: La interacción se asume ocurre en los eventos de pesca, de tal manera que el modelo es de tipo mono-específico.
- Los desembarques oficiales reportados por Sernapesca corresponden a la captura total del recurso en la zona evaluada.

La evaluación de stock de sardina austral en la Región de Aysén, se realizó considerando dos aproximaciones para pesquería pobre en datos (data poor), basadas en el desembarque. Se utilizó en primer lugar el método de Hilborn & Mangel (1997) que usa, además de los desembarques, un índice de abundancia relativo, en este caso la biomasa acústica, para aproximarse a los cambios en la pendiente de la biomasa del stock en el tiempo. El método fue usado principalmente para acercarse a algún valor de depleción (D) del stock para el último año. Este valor de depleción se utilizó en el segundo método, que define finalmente el estatus del recurso. El segundo método, corresponde a la aproximación de Zhou *et al.* (2013), el que utiliza solo las capturas para estimar las variables de estado como la biomasa y 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 5).

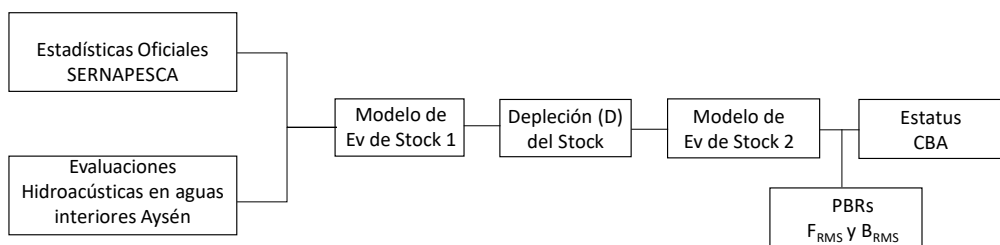


Figura 5. Procedimiento de evaluación de stock de sardina austral Región de Aysén.

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. El sistema de clasificación (Tiers) planteó dos criterios: a) tipo de

datos, y b) el método de evaluación de stock. Los tres tipos de Tiers propuestos para las pesquerías chilenas, son:

Tier 1: stock para los cuales existe un modelo de evaluación de stock edad o talla estructurada (e.j. análisis estadístico de captura a edad) y que suministra estimaciones de la abundancia presente. Dentro de este Tier, se distinguen dos situaciones comúnmente:

- 1a. El punto de referencia máximo rendimiento sostenido (RMS) (F_{RMS} y B_{RMS}) y el punto de referencia B_{LIM} pueden ser estimados con confiabilidad (u otro especificado) desde los parámetros estimados dentro de los modelos de evaluación.
- 1b. Proxies para los puntos de referencia en 1a son escogidos. La selección de estos proxies debería tomar en cuenta la incertidumbre del modelo de evaluación y el grado de resiliencia (o la falta de ella) de la especie.

Tier 2: stock para los cuales existe un modelo de biomasa dinámica (también conocidos como modelo de producción) o una aproximación empírica basada en datos de captura o abundancia relativa. Otros datos relevantes pueden también ser usados.

Tier 3: stock para los cuales no hay datos suficientes que permitan la aplicación de un modelo dinámico. Aproximaciones empíricas basadas inicialmente en datos de captura (sin datos de abundancia relativa), parámetros de historia de vida, y/o evaluaciones directas han sido usadas.

En el caso particular de sardina austral en la Región de Aysén, por el momento, no existe información suficiente para desarrollar un modelo estructurado a la edad o talla y realizar estimaciones confiables de rendimiento máximo sostenido (RMS). Hasta la fecha se cuenta con información de los desembarques y un índice de abundancia relativo proveniente de los cruceros de evaluación directa. Estos antecedentes permiten clasificar a sardina austral Región de Aysén en el Tier 2 (**Figura 6**).

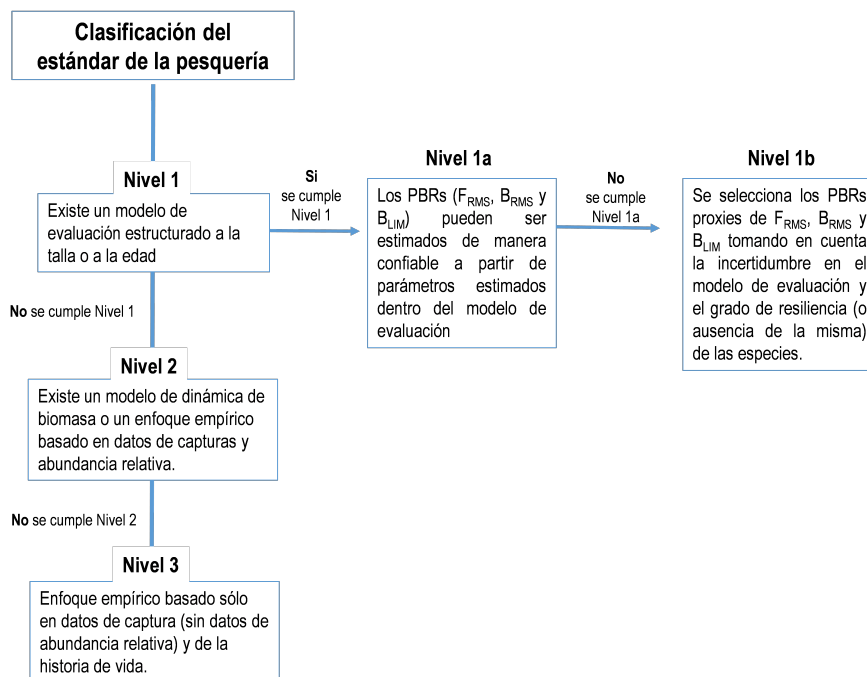


Figura 6. Sistema de niveles para la determinación de los PBRs de acuerdo a la cantidad, tipo y la calidad de la información disponible y métodos de evaluación de stock empleados en cada pesquería.



3.1.2. Datos de entrada al modelo de evaluación de stock

A continuación, se detalla y fundamenta el conjunto de datos a emplear en la evaluación de stock de sardina austral en aguas interiores de la Región de Aysén. Se utiliza información del desembarque total anual de la especie en la Región de Aysén, proporcionada por el Servicio nacional de pesca (Sernapesca). Utiliza también información las evaluaciones directas (2006, 2008, 2011, 2013-2019 y 2021) del recurso en la zona del mar interior de Aysén.

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 el 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 desembarque. Para la evaluación de stock de sardina austral en aguas interiores de la Región de Aysén la serie se inicia el año 2012.

Sub-reportaje:

La pesquería, aunque dominada por sardina austral, es de carácter mixta, apareciendo en ocasiones junto a sardina común y anchoveta. La restricción por cuotas para sardina austral, puede motivar a los usuarios a reportar una especie por otra. Otro antecedente, es la escasa presencia de certificadores en aguas interiores.

Descarte:

La pesquería de sardina austral en aguas interiores 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 se concentran en la Región de Los Lagos y fue incorporada al programa de observadores científicos a partir del año 2017 (Vega *et al.*, 2020).

Seguimiento de la pesquería:

El monitoreo de la pesquería de sardina austral en la Región de Aysén es reciente y 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. Debido a la baja frecuencia de operación de las embarcaciones, el monitoreo es complejo y se cuenta con escasa información de la actividad pesquera. Esto no permite aun construir un modelo de evaluación de stock más complejo.

Cruceros de evaluación hidroacústica:

A partir del año 2013 se han realizado en la zona del mar interior de Aysén, 8 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 2021 y es utilizado para estimar el nivel de depleción del stock.

Parámetros de historia de vida:

Los procedimientos de evaluación de stock, recogen 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. Sin embargo, en este caso no se cuenta con estudios específicos sobre los parámetros biológicos de la especie en la Región de Aysén. Toda la información disponible en Chile procede de los estudios realizados en la zona del mar interior de Chiloé.



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 los parámetros de crecimiento y mortalidad natural. 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: 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.

d) 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.

e) 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 2012-2021 y se realiza considerando la información disponible para estimar los niveles de biomasa para sardina austral en la Región de Aysén corresponde, según el método de Hilborn & Mangel (1997), a los desembarques totales anuales a partir del 2013. Se utiliza también, el índice de abundancia relativa de biomasa, estimada por el crucero de evaluación directa en el mar interior de la Región de Aysén. El método de Zhou *et al.* (2013) en tanto, utiliza únicamente los desembarques observados en la zona desde el año 2012 y un valor de depleción máximo (D) derivado del primer método. La información empleada, se resume en la **Tabla 2**. Es importante señalar que este tipo de métodos suponen que las capturas del recurso son verdaderas y que éste, constituye un stock cerrado en el área de estudio. Es decir, no hay inmigración o emigración. A pesar de dichas limitaciones, esta aproximación es utilizada para estimar los Puntos Biológicos de Referencia (PBR), estatus y cálculo de CBA.

**Tabla 2.** Información utilizada en la evaluación de stock de sardina austral en la Región de Aysén.

| Año | Captura (t) | Índice Acústico |
|------|-------------|-----------------|
| 2012 | 4.033 | |
| 2013 | 5.318 | 106.685 |
| 2014 | 4.163 | 32.841 |
| 2015 | 7.547 | 21.973 |
| 2016 | 5.097 | 44.923 |
| 2017 | 3.853 | 35.346 |
| 2018 | 653 | 24.805 |
| 2019 | 1.352 | 6.568 |
| 2020 | 1.839 | - |
| 2021 | 4.488* | 58.922 |

- *Captura 2021 = CBA establecida para el año en curso por el CCT-PP en Sesión N°4, julio 2021.

Marco Teórico

En la presente investigación se adopta un modelo de producción que permite estudiar la evolución de la Biomasa total del stock en su globalidad, contemplando entre otros efectos, la tendencia de la biomasa obtenida por el crucero de evaluación directa. Dicho modelo no considera la estructura de edades o de tallas del stock, las cuales dan lugar a la aplicación de los denominados modelos estructurados.

Modelo de Schaefer

El modelo desarrollado por Schaefer (1954) toma como base el modelo de crecimiento logístico de la población desarrollado por Verhulst (1838). Usualmente en la literatura pesquera se conoce como un “modelo de producción excedentaria”. Dicho modelo es la base de las metodologías (Hilborn & Mangel 1997; Zhou *et al.*, 2013) aplicadas para evaluar la pesquería de sardina austral en la Región de Aysén. El modelo de Schaefer se describe de la siguiente manera:

$$B_{t+1} = B_t + rB_t \left(1 + \frac{B_t}{K}\right) - C_t \quad (1)$$

Donde, B_t es la biomasa al tiempo t . En este modelo la tasa intrínseca de crecimiento r y la capacidad de carga K son constantes en el tiempo.

Método de Hilborn & Mangel (1997)

En la aproximación de Hilborn & Mangel (1997) un índice (I_t) de abundancia como la Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE) o estimaciones provenientes de un crucero, pueden ser usados para calibrar el modelo y estimar la biomasa del stock incorporando incertidumbre. De esta manera, de acuerdo a los autores, las estimaciones de los parámetros son más eficientes. El error que se incorpora en este análisis proviene de observación en el índice acústico (I_t) y para desarrollar este modelo, uno de los supuestos básicos es la proporcionalidad entre dicho índice y la Biomasa (B) del stock:



$$I_t = q * B_t \quad (2)$$

En este caso q es el coeficiente de capturabilidad del crucero de evaluación directa.

Una vez obtenido el índice de abundancia, se compara con el índice observado para tener una medida del desempeño del modelo, es decir, se calcula el error (e) de la siguiente manera:

$$\sigma_{obs} = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{t=1}^n (\ln(I_{tobs})/\ln(I_{tesp}))^2} \quad (3)$$

Se empleó el ajuste mediante la verosimilitud con un estimador de error con varianza constante ($\varepsilon = N(0, \sigma^2)$) debido a que este método brinda los mejores resultados (Chen y Andrew, 1998; Williams y Prager, 2002). Una vez encontrado los valores de r y K que minimizan la función objetivo (L), se calcula la serie de Biomazas predicha por modelo y la observada.

$$L(\theta|r, k) = \frac{1}{2} * \ln(\sigma^2) + \left(\frac{(\ln(I_{tobs})/\ln(I_{tesp}))^2}{2\sigma^2} \right) \quad (4)$$

Esta metodología es usada como una forma de acercarse a un valor de depleción (D) del stock, cuyo valor es usado como input en la metodología de Zhou *et al.* (2013), la cual define el estatus y estima la CBA del recurso para el año siguiente en el hito 1 y el año actual en el hito 2.

Método de Zhou *et al.* (2013)

Este método también consiste en estimar los parámetros r y K del modelo de Schaefer. El método en vez de asignar priors con límites, utiliza priors sin restricciones para K y r , según, $0 < K < \infty$, y $0 < r < \infty$ (hay que tener en cuenta que K y r están correlacionados negativamente así que en cierta forma existe una restricción). Sin embargo, pueden definirse ciertos límites razonables para r y K . Por ejemplo, para K pueden usarse valores entre 10 y $100 * C_{max}$ (C_{max} , es la captura máxima en la serie de tiempo), y r entre 0 y 3. Además se debe suponer una serie de niveles de agotamiento o depleción (D) $D = Be/K$, $D = 0,05$ y $D = 0,95$. Be se asume como la biomasa verdadera al final del periodo. Si $d = 1$, significa $Be = K$, lo cual es generalmente imposible cuando la captura es mayor que 0 en los últimos años. A pesar de que la evaluación se puede llevar a cabo sin conocer los límites superiores de r y K , el método también puede utilizar otra información como los parámetros de historia de vida para obtener aproximaciones de r y K (Zhou *et al.*, 2012). La hipótesis básica para el nivel de agotamiento supuesto, proviene del primer método.

Estos valores de K y r junto con las capturas conocidas son usados para realizar simulaciones estocásticas utilizando el modelo de biomasa de Graham-Schaefer sin restricciones en otras variables. En cada iteración se toma aleatoriamente un valor de r y K desde una distribución uniforme del rango de valores estimados de r y K . Un número grande de simulaciones (e.j. 1000) tanto de trayectorias de las biomazas, así como biomazas finales, y niveles de agotamiento son almacenados. Una selección de simulaciones es seleccionada normalmente aquella donde no se cumpla la condición $B_t \leq 0$. Cuando los valores más probables de K y r son identificados, los puntos biológicos de referencia de RMS, B_{RMS} y F_{RMS} junto a los niveles de D , pueden ser derivados.



Información y parámetros de entrada

La información utilizada para estimar los niveles de biomasa para sardina austral en la Región de Aysén utilizando el método de Zhou *et al.* (2013) para datos pobres, corresponde a los desembarques oficiales entre 2012 – 2020 y un supuesto de captura durante el año 2021. La prior para la tasa de crecimiento poblacional, r , fue definida utilizando la aproximación de Zhou *et al.* (2012) quienes hacen uso de la mortalidad natural (M) para estimar los valores para la prior de r . Estos autores definen la relación entre F_{RMS} y M equivalente a $F_{RMS} = 0,87M$ para el caso de peces teleósteos. A su vez, de los modelos de producción se tiene que $r = 2F_{RMS}$ (Haddon, 2001). De esta forma, r , puede expresarse como una función de la mortalidad natural, M , según $r = 2 * 0,87M$

Como valores para la prior de K se utilizó el criterio de la captura máxima observada como límite inferior, y una amplificación por 50, como límite superior de K , esto es de 7.547 toneladas a 377.350 toneladas, respectivamente. Como intervalo para los valores de la reducción del stock, se tomaron valores entre 0,10 a 0,80 a intervalos de 0,05.

En la **Tabla 3**, se presenta un resumen del acercamiento metodológico que es empleado para la evaluación de stock en la pesquería de sardina austral en la Región de Aysén a través de la aproximación de método de Zhou *et al.* (2013).

Tabla 3. Resumen de la metodología propuesta para la evaluación de stock de sardina austral en la Región de Aysén.

| Recurso Objetivo | Sardina austral Aysén |
|---|--|
| Área geográfica | Aguas interiores Región de Aysén |
| Período de análisis | 2012-2021 |
| Información a emplear | Desembarque oficial en la Región |
| Modelos a emplear | Modelo de datos pobre orientado a la posteriori |
| Referencia | Zhou <i>et al.</i> (2013) |
| Uso de ponderadores de información | Coeficientes de variación fijos |
| Plataforma de programación | R |
| Incertidumbre de variables y parámetros | Simulaciones estocásticas |
| Estimación de PBR | Modelo de producción de Schaefer |
| Desempeño de modelos | Análisis de sensibilidad de supuestos |
| Estatus del recurso | Diagrama de fases entre la biomasa total (BT) vs la mortalidad por pesca (F) relativas |
| Simulación de táctica de captura | F constante basada en PBR |
| Horizonte de proyección | 1 a 5 años |
| Fuente de error de proyección | error de parámetros y error de proceso |



3.2. Objetivo específico 2:

“Establecer el estatus actualizado de sardina austral, sobre la base de sus principales indicadores estandarizados de estado y flujo, propagando para estos efectos todas las fuentes de incertidumbre subyacente a la pesquería.”

3.2.1. Estatus

Variables Poblacionales

Se analiza la variabilidad en las tendencias poblacionales de la Biomasa total (BT) 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 (B_{LIM}) bajo la cual una pesquería califica de agotada o colapsada.
- Mortalidad por Pesca límite (F_{LIM}) a partir de la cual el recurso califica en sobrepesca.

Este estudio se basa en el Marco Biológico de Referencia establecido por el Comité Científico Técnico-Pesquerías de Pequeños Pelágicos (CCT-PP) en base a los avances realizados durante el 2013 y 2014 en la determinación de Puntos Biológicos de Referencia (PBR) y del Rendimiento Máximo Sostenido (RMS) del proyecto “Revisión y estimación de los PBR (Rendimiento Máximo Sostenido) para las principales pesquerías nacionales” (Payá *et al.*, 2014). Al respecto, el reporte propone usar como objetivo, el nivel de mortalidad por pesca que reduce hasta un 55 % (F_{55}) la biomasa desovante virginal ($55\%BD_0$). Tal nivel de reducción corresponde a un 60 % en la Biomasa desovante por recluta ($60\%BD_{PR0}$). Este PBR coincide con el valor propuesto como objetivo en este recurso hasta el reporte previo.

Se enfatiza en el hecho que la F_{RMS} es el punto de referencia de biomasa objetivo, 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

Los puntos biológicos de referencia (PBR) de sardina austral en la Región de Aysén, fueron calculados en base al método basado en las capturas (Zhou *et al.* 2013) y utilizando el modelo de excedentes productivos de Schaefer (1954). Así, la biomasa del rendimiento máximo sostenido (RMS) en el modelo de Schaefer corresponde a $B_{RMS} = K/2$, donde B_{RMS} indica la biomasa del RMS y K corresponde a la capacidad de carga. La mortalidad por pesca de RMS (F_{RMS}) se obtiene según $F_{RMS} = r/2$, donde r corresponde a



la tasa de crecimiento poblacional. La biomasa límite (B_{LIM}) se alcanza a la mitad B_{RMS} , y por lo tanto $B_{lim} = B_{RMS}/2$. El RMS se define como $RMS = Kr/4$ (Tabla 4).

Tabla 4. 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 Aysén | $F_{RMS} = r/2$ | $B_{RMS} = K/2$ | $B_{RMS}/2$ |

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 7** 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).

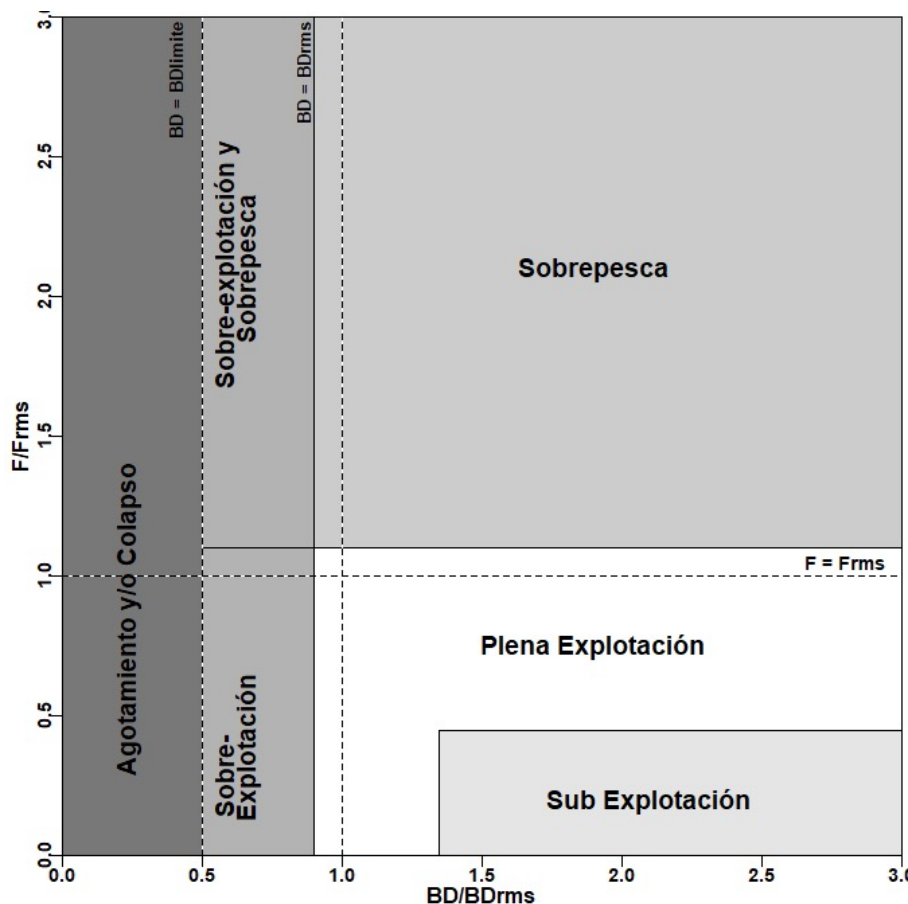


Figura 7. Diagrama de fase definido por el CCT-PP para las pesquerías de pelágicos pequeños.

3.3. Objetivo específico 3:

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

En base al modelo conceptual de la dinámica del stock respectivo que sustenta el enfoque y modelo de evaluación aplicado, se realiza un análisis de la productividad del stock y de sus posibilidades futuras de explotación considerando los parámetros e indicadores estimados precedentemente, con su incertidumbre asociada. El análisis considera como criterio de explotación, aquel nivel de mortalidad que conduce al Rendimiento Máximo Sostenido (F_{RMS}).

Se provee toda la información y antecedentes recopilados a objeto que los correspondientes Comités Científico Técnicos (CCT) analicen los resultados, considerando los requerimientos de reglas de decisión establecidas en los Planes de Manejo o programas de recuperación respectivos, conforme al marco legal y normativo vigente. Los análisis consideran entre otros, la proyección poblacional bajo condiciones de incertidumbre y la generación de tablas de decisión sobre las consecuencias de determinadas acciones,



junto al riesgo de no lograr determinados objetivos.

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

Las estimaciones de CBA y proyecciones de la biomasa se realizarán utilizando el método de Zhou *et al.* (2013) y se llevan a cabo bajo un vector de valores (0,67; 1,0 y 1,25) multiplicadores del F_{RMS} , cuyo segundo valor del vector corresponde al F_{RMS} . La incertidumbre proviene del error asociado a la estimación de la biomasa, los parámetros r y K se asumen constantes y corresponden a aquellos valores que generan biomazas positivas y consistentes con las capturas observadas. Se realiza una proyección del stock al año 2022 para estimar la CBA inicial.

3.4. Objetivo específico 4:

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

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.

3.4.1. Modelos alternativos para determinación de Estatus

a) SPiCT, Stochastic Surplus Production Model in Continuous Time (Pedersen & Berg, 2017)

SpICT está formulado como un modelo de estado-espacio e incorpora dinámicas relacionadas tanto con las pesquerías (F) como con la biomasa (B) en la forma de Pella & Tomlinson (1969). Estos dos procesos latentes se relacionan luego con los datos observados (capturas y captura por unidad de esfuerzo: CPUE, ya sea comercial o de prospecciones) mediante ecuaciones de observación, que incluyen términos de error. Se definen las ecuaciones del modelo;

Ecuaciones de proceso (random effects):

$$Biomasa : dB_t = rB_t \left(1 - \left[\frac{B_t}{K} \right]^{n-1} \right) dt - F_t B_t dt + \sigma B B_t dW_t \quad (5)$$

$$Pesca : d\log(F_t) = f(t, \sigma F) \quad (6)$$

En donde W_t es movimiento browniano (término de ruido)

Ecuaciones de observación:

$$Indice : \log I_t = \log(qB_t) + e_t, e_t \sim N(0, [\alpha\sigma B]^2) \quad (7)$$

$$Captura : \log C_t = \log \left(\int_t^{t+\Delta} F_s B_s ds \right) + e_t, \quad (8)$$

$$e_t = N(0, [\beta\sigma F]^2) \quad (9)$$



El modelo representado para la Mortalidad por Pesca mediante $F(t, \sigma F)$ cuando se usa el dato anual, como un *random walk* (o difusivo). Si existen series de datos sub-anales, el modelo de F incorpora un patrón estacional que es aplicado. La **Tabla 5** muestra los parámetros utilizado y sus definiciones.

Tabla 5. Parámetros y su descripción utilizados en el modelo SPiCT para sardina austral de la Región de Aysén.

| Parámetro | Definición |
|------------|---|
| B_t | Biomasa del stock explotable |
| F_t | Mortalidad por pesca |
| r | Tasa intrínseca de crecimiento poblacional |
| K | Capacidad de carga o biomasa de equilibrio en condición virginal |
| n | Parámetro que determina la forma de la curva de producción |
| q | Capturabilidad |
| σ_B | Desviación estándar de B_t |
| σ_F | Desviación estándar de F_t |
| α | Razón de desviación estándar de I_t para desviación estándar de B_t |
| β | Razón de desviación estándar de C_t para desviación estándar de F_t |

Con información limitada, a menudo es difícil estimar n , en cuyo caso n se establece en 2 dando como resultado el modelo de Schaefer. De manera similar, no siempre es posible estimar α y/o β , en cuyo caso se establecen en 1, que es un supuesto común (Thorson *et al.*, 2013). Sin embargo, este valor predeterminado asume el mismo error en la captura y del índice, lo que se desvía de los modelos de error de observación más simples que asumen que no hay error en la captura pero que pueden ser apropiados para poblaciones con datos limitados. SpiCT puede realizar proyecciones a corto plazo de la biomasa, así como de la mortalidad por pesca y las capturas, incluida la incertidumbre.

La configuración predeterminada de SpiCT estima todos los parámetros, pero las configuraciones más simples fijan los parámetros $n = 2$, $\alpha, \beta = 1$, así como B_0/K (la relación entre la biomasa inicial y la capacidad de carga).

Los supuestos de modelos importantes compartidos por todos los modelos de producción incluyen:

- No se produce ninguna migración dentro y fuera de la población, ya que los cambios en la biomasa solo se producen a través del crecimiento a través de r y K y mediante la pesca.
- Sin efectos rezagados en la dinámica de la biomasa causados por la variabilidad de la distribución por tamaño, edad y sexo.
- Capacidad de captura constante, es decir ningún cambio en la tecnología de la técnica de pesca que cambia q .
- La selectividad puede seguir cualquier patrón siempre que sea constante en el tiempo.
- No se requiere ningún conocimiento de la mortalidad natural porque está incluida en la tasa de crecimiento intrínseca, r .
- No existe un subregistro sistemático de captura y esfuerzo. Un modelo de producción puede o no ser robusto ante el fracaso de este supuesto. Por ejemplo, si la captura y el esfuerzo se subestiman en la misma cantidad durante toda la serie de tiempo, las estimaciones de B/B_{RMS} , F/F_{RMS} y $\text{captura}/RMS$ son válidas incluso si la captura, el RMS y la biomasa están subestimadas.

Además de las estimaciones de los parámetros, el modelo proporciona estimaciones de los puntos biológicos de referencia B_{RMS} , F_{RMS} y RMS , donde B_{RMS} es la biomasa que conduce a la producción de excedente máxima (es decir, RMS), de manera similar F_{RMS} es la mortalidad por pesca que conduce a RMS . Todas las estimaciones de los puntos de referencia incluyen incertidumbre (intervalos de confianza del 95%). Un beneficio adicional del paquete TMB es que los residuales de un paso adelante se proporcionan

automáticamente, que deben ser independientes y distribuidos normalmente de manera estándar para que la salida del modelo sea válida. Las desviaciones de la independencia y la normalidad estándar de los residuos indican que se han violado los supuestos del modelo. Por lo tanto, es importante informar los diagnósticos residuales junto con los resultados del modelo de manera que se puedan realizar interpretaciones correctas. El SPiCT se implementa como un paquete R (R-Core Team, 2015) y usa el paquete Template Model Builder (TMB, Kristensen *et al.*, 2015) para obtener una estimación de modelo rápida y eficiente. <https://github.com/mawp/spict>.

b) LBPA, Length-Based Pseudocohort Analysis (Canales *et al.*, 2021)

El método de evaluación de poblaciones marinas con datos limitados llamado “Análisis de pseudocohortes basado en la talla” (Length-Based Pseudocohort Analysis, LBPA por sus siglas en inglés) (Canales *et al.*, 2021) ajusta cohortes por recluta para capturar datos de frecuencia de talla, principalmente para estimar la selectividad en función de la edad, la tasa de mortalidad por pesca (F) completamente seleccionada y la proporción actual de biomasa virgen reproductora por recluta (SPR) (Brooks *et al.*, 2010; Hordyk *et al.*, 2016). El modelo supone que la población está en equilibrio y se puede ajustar a varios años de datos de estructuras de tallas simultáneamente.

LBPA se basa en la supervivencia por recluta en función de la edad (N_a), dada la mortalidad natural (M) y la mortalidad por pesca específica por edad, es decir:

$$N_a = \begin{cases} 1 & \text{si } a = a_r \\ N_{a-1}S_{a-1} & \text{si } a_r < A < A_+ \\ N_a(1 - S_a) & \text{si } a = A_+ \end{cases} \quad (10)$$

$$S_a = e^{-F_a - M} \quad (11)$$

donde a es la edad, A_+ es el grupo plus, F_a es la mortalidad por pesca por edad (basada en el supuesto de separabilidad), y φ_a es la selectividad por edad. La selectividad específica por edad se deriva de la selectividad específica por talla φ_i , que es una función logística de la talla:

$$F_a = \varphi_a * F \quad (12)$$

$$\varphi_a = \sum_l \pi_{a,l} \left(1 + e^{-\log(19) \left[\frac{l - L_{50}}{\delta} \right]} \right)^{-1} \quad (13)$$

donde L_a es la talla esperada para el grupo de edad a , L_{50} es la talla a la que el 50 % de los individuos son reclutados en la pesquería y δ es un parámetro de pendiente (la diferencia entre tallas al 50 % y 95 % de selectividad).

$$\pi_{a,l} = \int_{l_i}^{l_{i+1}} e^{-0,5 \left(\frac{l - L_a}{\delta_a} \right)^2} dl \quad (14)$$

donde $\pi_{a,l}$, l se determina usando la ecuación de crecimiento de von Bertalanfy parametrizada en términos de L_∞ y k , y el coeficiente de variación de la talla a la edad (cv) asumido es igual a 0.1. Este último supuesto se basa en (Prince *et al.* (2015) y Hordyk *et al.* (2015), sin embargo, podría estimarse junto con los demás parámetros del modelo.

$$L_a = L_{a-1}e^{-k} + L_\infty (1 - e^{-k}) \quad (15)$$

$$\delta_a = cvL_a \quad (16)$$



donde el tamaño promedio inicial define el tamaño a la edad de reclutamiento $L_a = L_{a,r}$, Los parámetros pre-especificados y estimados. La ecuación de captura de Baranov se usa para calcular la composición por edad de captura, que luego se convierte a tallas (l) usando una matriz de probabilidad de talla por edad π_a .

$$C_a = \left(\frac{F_a}{F_a + M} \right) N_a (1 - S_a) \quad (17)$$

$$\hat{C}_l = \sum_a C_a \pi_{a,l} \quad (18)$$

La biomasa reproductora por recluta ($SSBPR$) se calcula como:

$$SSBPR = \sum_l \left(\sum_a (N_a e^{-\gamma Z_a}) \pi_{a,l} \right) O_l w_l \quad (19)$$

Donde la mortalidad total es $Z_a = F_a + M$ es la mortalidad total, $\gamma = 0,875$ es la fracción del año de desove, O_i es la proporción de animales de longitud l que están maduros y w_t es el peso promedio en longitud. La biomasa virgen de desove por recluta $SSBPR_0$ se calcula cuando $Z = M$. La relación de potencial de desove (SPR) es $SSBPR/SSBPR_0$.

Los parámetros ($\theta = [F, A_{50}, \Delta, L_{a,r}]$) se estimaron utilizando la máxima verosimilitud penalizada (De Valpine y Hilborn, 2005; Methot y Taylor, 2011; Hutchinson *et al.*, 2015). Se asumió que los datos de frecuencia de tallas eran multinomiales, mientras que los parámetros estimados (θ) se penalizaron (en espacio logarítmico) utilizando un marco semi-Bayesiano (Cole *et al.*, 2013).

$$ll = -\dot{N} \sum_y \lambda_y \sum_l p_{l,y} \log(\hat{p}_l) + \sum_j \left(\frac{\log(\theta_j) - \log(\hat{\theta}_j)}{\sigma_{\theta_j}} \right)^2 \quad (20)$$

donde N es el tamaño efectivo de la muestra (por ejemplo, $\dot{N} = 100$), $p_{l,y}$ es la proporción de la captura en el año y en la clase de talla l , $\hat{p}_{l,y}$ es la proporción de la captura predicha por el modelo año y en la clase de talla l (se supone que se aplica a todos los años), y λ_y es un factor de ponderación para los datos de frecuencia de talla para el año y . El segundo término son las penalizaciones del modelo, donde θ_j es el valor a priori del j -ésimo parámetro del modelo y σ_{θ_j} es la desviación estándar de la j -ésima penalización del parámetro en el espacio logarítmico. LBPA es implementado en ADMB (www.admb-project.org) y todas sus salidas son leídas en R.

4. RESULTADOS

4.1. Objetivo específico 1:

“Implementar procedimientos de evaluación de stock basados en protocolos científicos para la determinación del estatus de sardina austral, con arreglo al nivel de información, conocimiento e incertidumbre correspondiente, conforme a los estándares actuales en ciencia pesquera.”

4.1.1. Datos de entrada al modelo de evaluación de stock

Desembarques y crucero de evaluación acústica

En la Región de Aysén, la pesquería de sardina austral muestra una actividad esporádica y de menor intensidad en comparación a la Región de Los Lagos. Solo entre 2 a 10 naves han declarado desembarque de la especie en la zona. Se cuenta con registros oficiales de desembarque a partir del año 2012 (SERNAPESCA, www.sernapesca.cl). Estos han oscilado en valores promedio de 5 mil t, entre el año 2012 y 2017. El año 2015 se registró el valor más alto con 7,5 mil t. El año 2018 en cambio, la actividad fue escasa y alcanzó un mínimo valor de 653. El año 2019 se aprecia un incremento hasta las 1352 t y para el 2020 se registraron 1839 t. La expectativa de captura para el 2021 alcanza valores de 4488 t (CBA recomendada para el año 2021 por el CCT-PP), el desembarque acumulado a julio 2021 se encuentra en torno a las 2,38 mil t, es decir, a julio se ha capturado un 53 % de la cuota del año. La biomasa del crucero muestra una reducción importante desde 100 mil t el año 2013 hasta 6,5 mil t el año 2019 (**Figura 8**). El año 2020, no se realizó el crucero en esta zona. No obstante, para el año 2021 se observó una recuperación de los niveles poblacionales, alcanzando niveles cercanos a las 59 mil t.

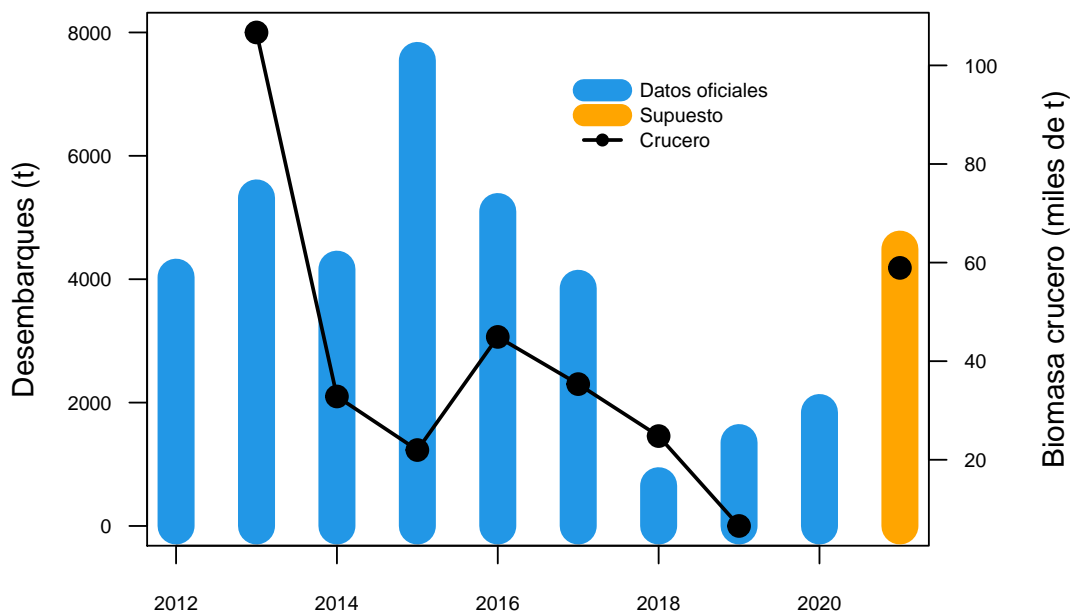


Figura 8. Desembarques de sardina austral en la Región de Aysén (fuente: Sernapesca) y biomasa estimada en el crucero de evaluación directa.

4.1.2. Método de Hilborn & Mangel 1997

El período de análisis de la evaluación de stock actual, abarca los años 2012 a 2021. Los índices que se utilizan en dicho modelo, corresponden a la información de desembarques oficiales (Sernapesca) actualizado al 2020 y un supuesto de captura 2021 y biomasa del crucero (B_{cru}) de evaluación directa desarrollado por IFOP en aguas interiores de la Región de Aysén actualizado al 2021.

El resultado más relevante del presente análisis se relaciona con el nivel de depleción (D) estimado para el stock (**Figura 9**), ya que ha sido utilizado en la metodología de Zhou *et al.* (2013) que es presentado actualmente al Comité Científico de pequeños pelágicos para definir el estatus del recurso en la Región de Aysén. En términos de reducción, al usar toda la información disponible, los resultados indican que, durante el 2020, el stock estaría reducido hasta un 42 % de su condición original el año 2013 y para el 2021, considerando el supuesto de captura igual a la cuota asignada, el stock podría presentar una reducción del 50 % (**Tabla 6**).

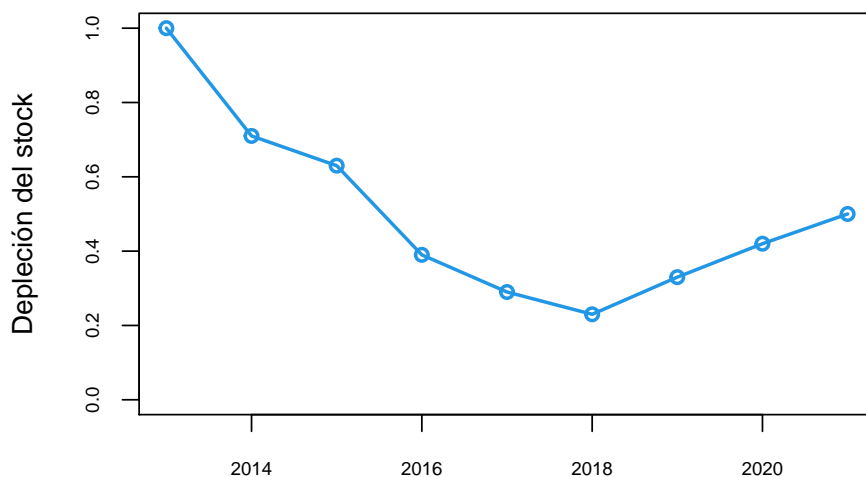


Figura 9. Índice de depleción del stock según la metodología de Hilborn y Mangel (1997) para sardina austral en aguas interiores de la Región de Aysén.

Tabla 6. Biomasa (B) y reducción del stock (D) según la metodología de Hilborn y Mangel (1997) para sardina austral en aguas interiores de la Región de Aysén.

| Año | Biomasa | Depleción |
|------|---------|-----------|
| 2013 | 18.216 | 1,00 |
| 2014 | 12.898 | 0,71 |
| 2015 | 11.537 | 0,63 |
| 2016 | 7.138 | 0,39 |
| 2017 | 5.272 | 0,29 |
| 2018 | 4.207 | 0,23 |
| 2019 | 5.962 | 0,33 |
| 2020 | 7.594 | 0,42 |
| 2021 | 9.051 | 0,50 |



4.2. Objetivo específico 2:

“Establecer el estatus actualizado de sardina austral, sobre la base de sus principales indicadores estandarizados de estado y flujo, propagando para estos efectos todas las fuentes de incertidumbre subyacente a la pesquería.”

4.2.1. Indicadores del stock (Método de Zhou)

Para la evaluación de stock de sardina austral en aguas interiores de la Región de Aysén, se cuenta con la información de desembarques hasta el año 2020 y se considera un supuesto de captura 2021 igual a la cuota asignada para el mismo año (**Tabla 7**). Se consideró además para este análisis un nivel máximo de agotamiento (D) o reducción del stock de la población de 0,50. Este nivel asumido, se basa en el valor estimado en el actual estudio (0,50) a través de la metodología de Hilborn y Mangel (1997), para el año 2021 (ver **Tabla 6**).

Tabla 7. Datos de captura usados en cada hito para la evaluación de stock de sardina austral en aguas interiores de la Región de Aysén a través de la metodología de Zhou (2013).

| Año | Desembarque |
|------|-------------|
| 2012 | 4.033 |
| 2013 | 5.318 |
| 2014 | 4.163 |
| 2015 | 7.547 |
| 2016 | 5.097 |
| 2017 | 3.853 |
| 2018 | 653 |
| 2019 | 1.352 |
| 2020 | 1.839 |
| 2021 | 4.488 |

Se presentan las estimaciones de biomasa de sardina austral en la Región de Aysén para el período 2012 al 2021 (**Figura 10**). De acuerdo a los resultados del modelo de evaluación de septiembre 2021, la biomasa total (BT) evidenció una importante reducción desde 16,9 mil t al inicio de la serie (2012) hasta 3,2 mil t el año 2018. Este último año, la reducción poblacional, alcanzó un mínimo valor de 19 % respecto al año 2012. Los años 2019 al 2021, el stock muestra una recuperación en el nivel de biomasa, presentando un nivel de reducción del 49 % respecto de su condición inicial. Desde el inicio de la serie, la tasa de mortalidad por pesca se incrementa considerablemente desde $0,24 \text{ año}^{-1}$ hasta de $0,91 \text{ año}^{-1}$ el año 2017. Luego se reduce fuertemente hasta $0,21 \text{ año}^{-1}$ el 2018 y $0,28 \text{ año}^{-1}$ el 2019 y 2020. Esto, debido a la disminución en el desembarque los últimos años. Para el año 2021 se incrementa a $0,55 \text{ año}^{-1}$, no obstante, este valor es considerado preliminar ya que está basado en un supuesto de captura.

Tabla 8. Tabla comparativa entre la evaluación previa (junio 2021) y el actual análisis (septiembre 2021). Estimaciones de biomasa (t), mortalidad por pesca (F) y reducción del stock (BT/Bo) para sardina austral en aguas interiores de la Región de Aysén entre los años 2012 y 2021 según el método de Zhou *et al.* (2013).

| Año | BT_{sept21} | BT_{jun21} | $BT/B_{0sept21}$ | BT/B_{0jun21} | F_{sept21} | F_{jun21} |
|------|---------------|--------------|------------------|-----------------|--------------|-------------|
| 2012 | 16.903 | 16.871 | 1,00 | 1,01 | 0,24 | 0,24 |
| 2013 | 12.968 | 12.887 | 0,76 | 0,77 | 0,41 | 0,41 |
| 2014 | 10.323 | 10.316 | 0,61 | 0,62 | 0,40 | 0,40 |
| 2015 | 9.768 | 9.815 | 0,58 | 0,59 | 0,77 | 0,77 |
| 2016 | 5.906 | 6.017 | 0,35 | 0,36 | 0,86 | 0,85 |
| 2017 | 4.212 | 4.460 | 0,25 | 0,27 | 0,91 | 0,86 |
| 2018 | 3.161 | 3.589 | 0,19 | 0,22 | 0,21 | 0,18 |
| 2019 | 4.810 | 5.532 | 0,28 | 0,33 | 0,28 | 0,24 |
| 2020 | 6.489 | 7.567 | 0,38 | 0,45 | 0,28 | 0,24 |
| 2021 | 8.234 | | 0,49 | | 0,55 | |

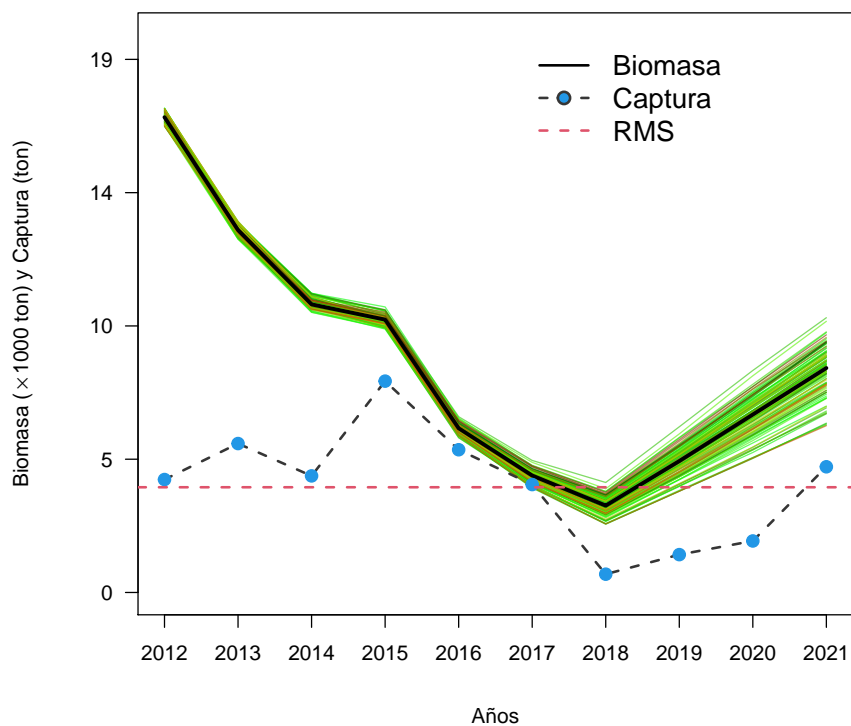


Figura 10. Estimaciones de biomasa total de sardina austral en la Región de Aysén a través de la aplicación del método de Zhou *et al.* (2013) para el período 2012 y 2021. La línea negra representa el cuantil del 50 % de la distribución de biomasa proveniente de todas las combinaciones viables para r y K . La línea segmentada roja representa el RMS y los puntos azules las capturas observadas. Las líneas de colores muestran las posibles trayectorias de las biomazas.

El modelo de evaluación de Zhou *et al.* (2013) fue sensibilizado usando un vector de reducción (D) con valores entre 0,45 y 0,8. Los resultados de este análisis de sensibilidad son presentados en la **Figura 11**. En general, a un nivel mayor de reducción las estimaciones de biomasa total se hacen mayores con respecto a aquellas estimaciones con un nivel inferior de reducción y los intervalos de confianza se hacen más amplios. Para este análisis, se consideró como escenario base el nivel de reducción de 0,50. Otra manera de ver los resultados del análisis de sensibilidad es con respecto a los parámetros estimados como una función de este nivel superior de reducción asumido. La **Figura 12** muestra los diferentes parámetros (K , r , RMS , D) en función del nivel superior de reducción. Se aprecia que el parámetro r y K , son estables y muestran poca variación entre cada nivel de D asumida. Como es de esperar, la condición del stock para el último año respecto del inicio de la serie es altamente dependiente del nivel de reducción asumido.

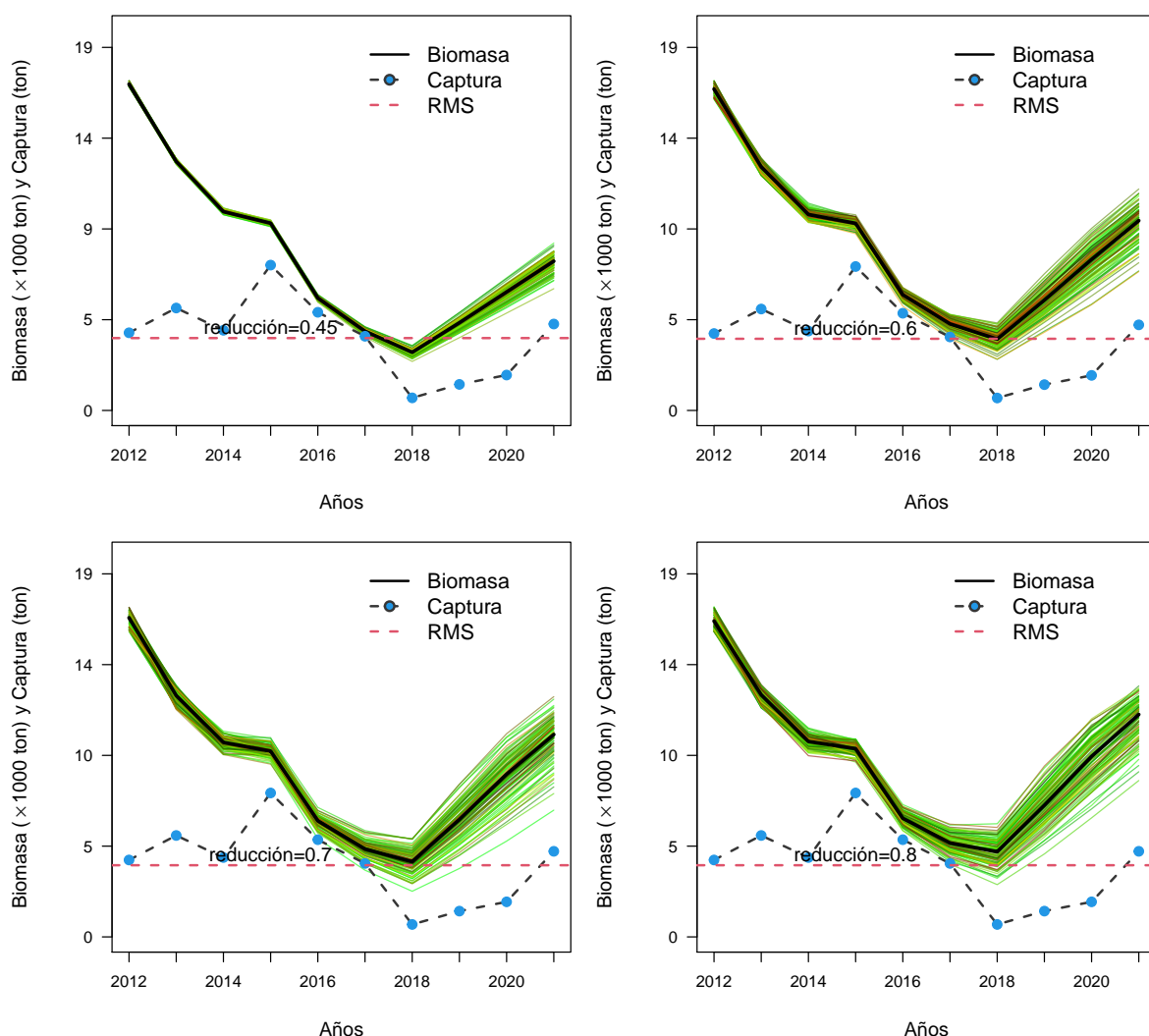


Figura 11. Análisis de sensibilidad del método de Zhou *et al.* (2013) para las estimaciones de biomasa total, asumiendo diferentes niveles máximos de reducción del stock. La línea negra representa el cuantil del 50 % de la distribución de biomasa. La línea horizontal segmentada roja representa el RMS y los puntos azules las capturas observadas. Las líneas de colores muestran las posibles trayectorias de las biomazas.

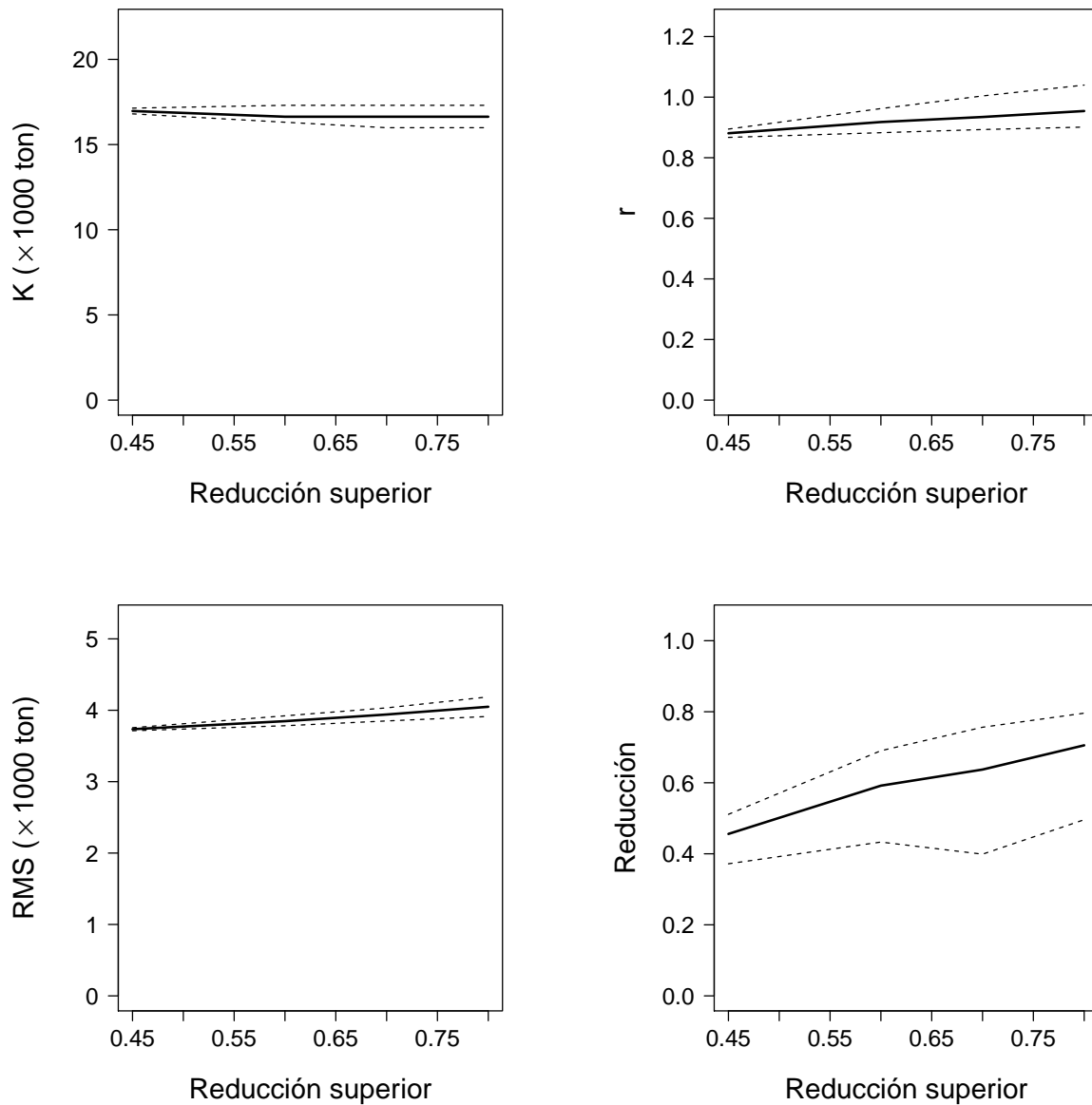


Figura 12. Análisis de sensibilidad del método de Zhou *et al.* (2013) para las estimaciones de los diferentes parámetros en función de un nivel superior de reducción asumido. La línea negra representa el cuantil del 50 % de la estimación para cada parámetro. Las líneas segmentadas representan el cuantil del 25 % y 75 % de las estimaciones.



4.2.2. Estado de explotación

Los puntos biológicos de referencia basados en el modelo de evaluación de Zhou *et al.* (2013), indican que la biomasa al máximo rendimiento sostenido corresponde, según el actual análisis a 8,48 mil toneladas, la mortalidad por pesca (F) al máximo rendimiento sostenido es de $0,44 \text{ año}^{-1}$ y el rendimiento máximo sostenido estimado por este método debería estar en torno a las 3,76 mil toneladas anuales. Considerando los resultados del último año, donde la biomasa alcanzaría un valor medio en torno a las 8,2 mil t y F un valor de $0,55 \text{ año}^{-1}$, el stock se encontraría en torno al objetivo de manejo B_{RMS} y con un nivel de mortalidad por pesca por sobre del PBR objetivo, F_{RMS} . No obstante, la condición respecto a F se debe considerar preliminar, ya que está basada en un supuesto de captura 2021. En la **Tabla 9**, se presentan comparativamente los resultados de junio 2021 con los de la evaluación actual de septiembre de 2021.

Tabla 9. Resumen de los PBR para sardina austral en la Región de Aysén a partir del método de Zhou *et al.*, (2013)

| PBR | Sept-21 | Jun-21 |
|-----------|---------|--------|
| RMS | 3.758 | 3.814 |
| B_{RMS} | 8.484 | 8.317 |
| F_{RMS} | 0,44 | 0,46 |
| K | 16.969 | 16.634 |
| r | 0,89 | 0,91 |

El índice de reducción del stock (B/B_{RMS}) (**Figura 13**), muestra que los años 2019 al 2021 el stock tiende a una recuperación en relación a los bajos niveles de biomasa observados durante los años 2017 y 2018. De acuerdo al diagrama de fases (**Figura 14**), durante el último año de la evaluación, el stock se encuentra, en términos de biomasa, en torno a objetivo de manejo B_{RMS} . La biomasa en el año 2021 (8,23 mil t) se sitúa en un valor de 0,97 de la biomasa relativa al rendimiento máximo sostenido ($B_{RMS} = 8,48 \text{ mil t}$).

Los niveles de captura del recurso, habrían excedido el PBR F_{RMS} desde el año 2015, alcanzando un valor máximo de 2,06 veces el F_{RMS} ($0,44 \text{ año}^{-1}$) el año 2017. Los años 2018 y 2019, considerando la disminución en los niveles de desembarque, la mortalidad por pesca disminuyó hasta alcanzar valores por debajo del nivel de referencia. Sin embargo, la mortalidad por pesca (F) del año 2021 ($0,55 \text{ año}^{-1}$), está por sobre el nivel que permite obtener el RMS ($F_{RMS} = 0,44 \text{ año}^{-1}$). No obstante, este valor es preliminar, considerando que la captura 2021 se basa en un supuesto.

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 evaluado.

Tabla 10. Variación interanual de F respecto de F_{RMS} (F/F_{RMS}) y B respecto B_{RMS} (B/B_{RMS}). Comparación entre las estimaciones de la evaluación de stock previa (junio 2021) y actual (septiembre 2021).

| Año | $F/F_{RMS_{sept21}}$ | $F/F_{RMS_{jun21}}$ | $B/B_{RMS_{sept21}}$ | $B/B_{RMS_{jun21}}$ |
|------|----------------------|---------------------|----------------------|---------------------|
| 2012 | 0,54 | 0,52 | 1,99 | 2,03 |
| 2013 | 0,93 | 0,90 | 1,53 | 1,55 |
| 2014 | 0,91 | 0,88 | 1,22 | 1,24 |
| 2015 | 1,74 | 1,68 | 1,15 | 1,18 |
| 2016 | 1,95 | 1,85 | 0,70 | 0,72 |
| 2017 | 2,06 | 1,89 | 0,50 | 0,54 |
| 2018 | 0,47 | 0,40 | 0,37 | 0,43 |
| 2019 | 0,63 | 0,53 | 0,57 | 0,67 |
| 2020 | 0,64 | 0,53 | 0,76 | 0,91 |
| 2021 | 1,23 | | 0,97 | |

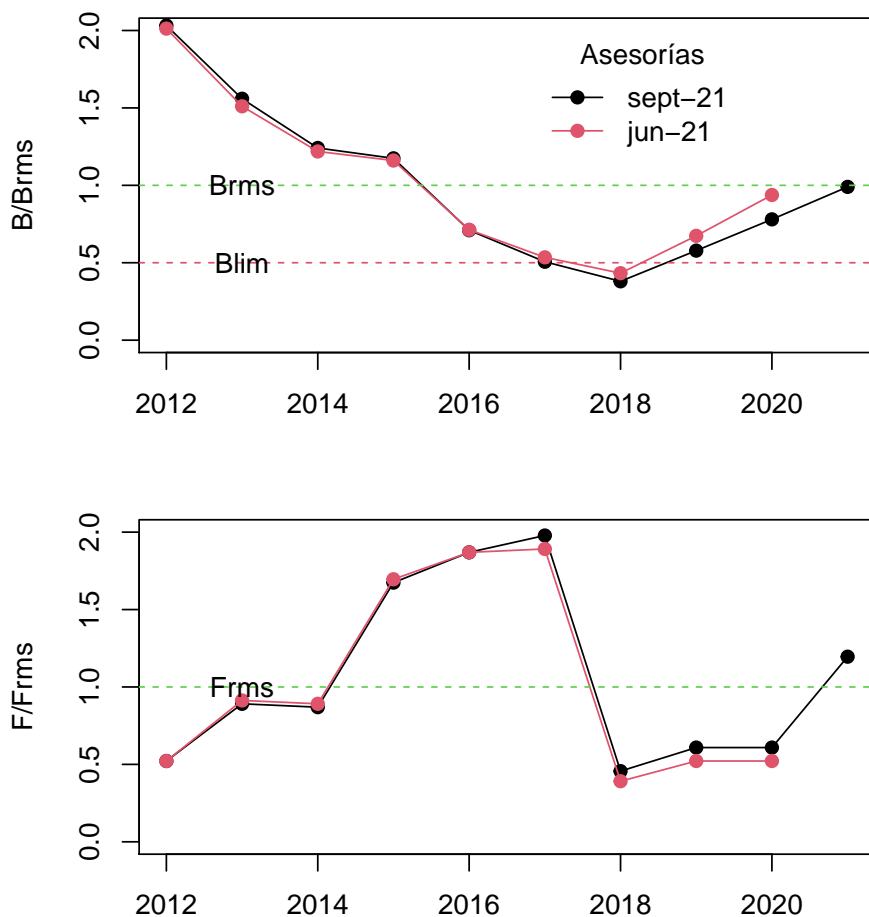


Figura 13. Series históricas de la razón B/B_{RMS} y F/F_{RMS} , estimadas en la asesoría de septiembre 2021 y junio 2021. Se muestran los puntos biológicos de referencia respectivos en líneas segmentadas horizontales.

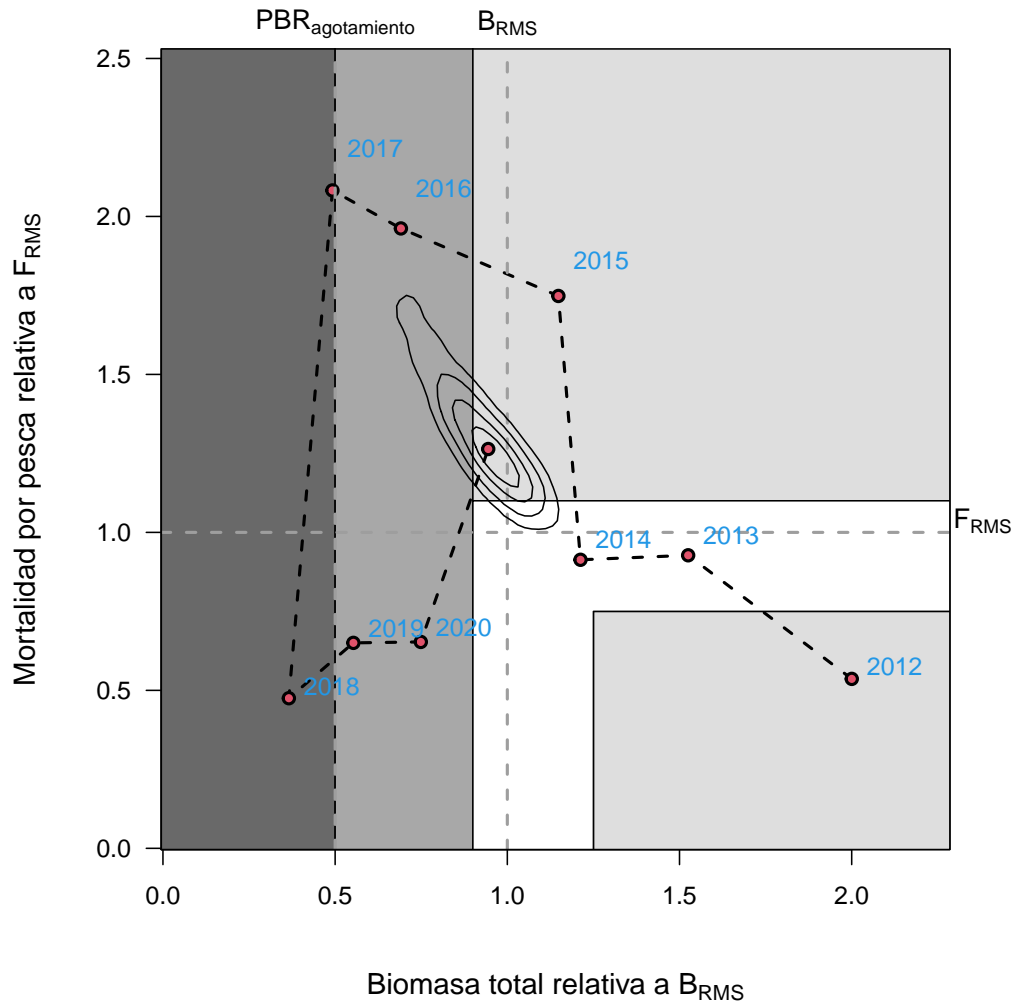


Figura 14. Diagrama de fase de sardina austral en la Región de Aysén. Las líneas verticales segmentadas indican los PBR al máximo rendimiento sostenido y aquel que indica el límite o colapso. La línea segmentada horizontal indica la mortalidad por pesca que permite el máximo rendimiento sostenido. Se muestra también la incertidumbre asociada al último año de la evaluación de septiembre 2021.



4.3. Objetivo específico 3:

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

4.3.1. CBA inicial 2022 (Asesoría de septiembre 2021 - Hito 1)

A partir del modelo conceptual de la dinámica del stock de sardina austral en aguas interiores Chiloé, 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 riesgo (10 %-50 %) de exceder el nivel de explotación evaluado. 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 se lleva a cabo bajo un vector de valores (0,67; 1,00; 1,25) multiplicadores del F_{RMS} , cuyo segundo valor del vector corresponde al F_{RMS} . Se realiza una proyección del stock al año 2022 para estimar la CBA inicial.

En la **Tabla 11** se resumen los distintos niveles de capturas de sardina austral para la Región de Aysén durante el año 2022. Las estrategias que llevan a la biomasa a la B_{RMS} en el corto plazo sugieren para el año 2022 un nivel de captura del orden de las 3,4 mil toneladas para un nivel de mortalidad por pesca igual al F_{RMS} (0,44 año⁻¹). Niveles de captura más conservadores, por ejemplo, con $F=0,67 \cdot F_{RMS}$ (0,30 año⁻¹) serían del orden de las 2,3 mil toneladas.

Tabla 11. Captura biológicamente aceptable de sardina austral en la Región de Aysén para el año 2022 para distintos niveles de mortalidad por pesca y bajo diferentes percentiles de captura al RMS.

| Percentiles | F = 0,30 | F = 0,44 | F = 0,55 |
|-------------|----------|----------|----------|
| 10 % | 2.275 | 3.412 | 4.265 |
| 20 % | 2.282 | 3.422 | 4.278 |
| 30 % | 2.287 | 3.431 | 4.288 |
| 40 % | 2.292 | 3.437 | 4.297 |
| 50 % | 2.297 | 3.446 | 4.307 |

4.3.3. Proyección del stock

La **Figura 15** muestra las proyecciones de la biomasa y captura de sardina austral en aguas interiores de la Región de Aysén. Se observa que la mortalidad por pesca igual al F_{RMS} ($F_{RMS}=0,44 \text{ año}^{-1}$), permitiría llevar la biomasa en un nivel cercano y por sobre al punto biológico de referencia (B_{RMS}), permitiendo alcanzar niveles de captura sobre el RMS. En cambio, para aquel valor de mortalidad por pesca superior al F_{RMS} (por ej. $0,55 \text{ año}^{-1}$) mantienen la biomasa por debajo del rendimiento máximo sostenido.

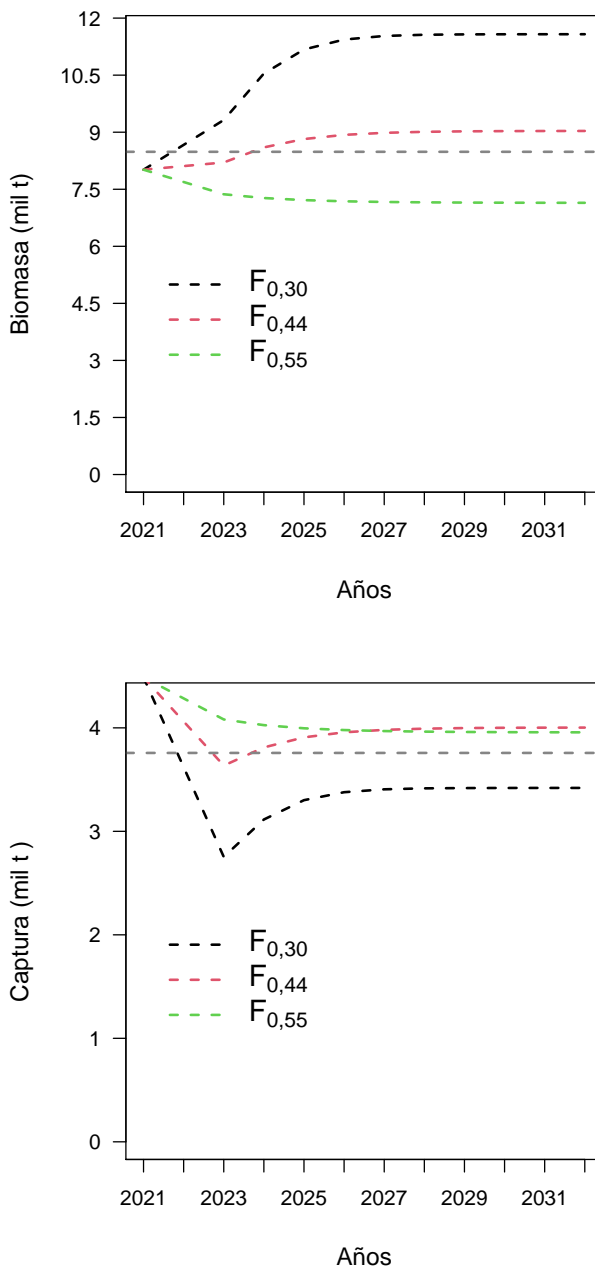


Figura 15. Proyecciones de la biomasa de sardina austral (panel superior) y captura de sardina austral (panel inferior) en aguas interiores de la Región de Aysén con diferentes valores de mortalidad por pesca. La línea punteada horizontal gris representa biomasa al máximo rendimiento sostenible (B_{RMS}) y el máximo rendimiento sostenible (RMS).

4.4. Objetivo específico 4:

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

4.4.1. Esquema de trabajo y plan de actividades 2019-2021

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”, 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. Para ello se propone el esquema de trabajo presentado en la **Figura 16**, el cual fue discutido y consensuado con la SSPA.

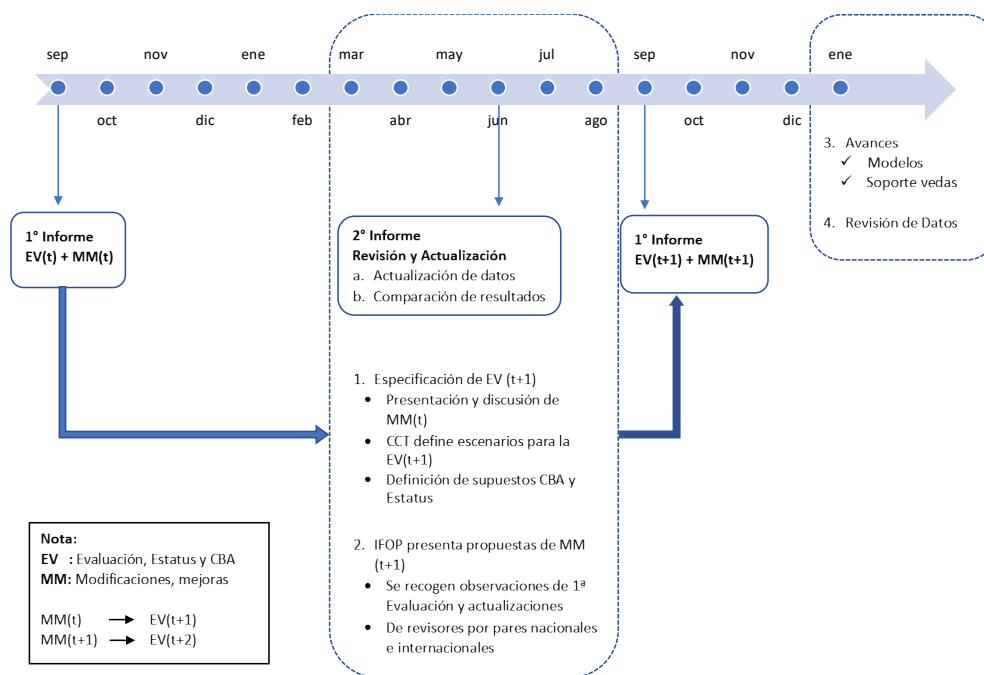


Figura 16. Esquema de trabajo de Datos y Modelos propuesto por SSPA e IFOP para la implementación de mejoras y modificaciones (MM) a la evaluación de stock (EV) durante el desarrollo del Proyecto de Estatus y CBA de las pesquerías de Pelágicos.

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

- Especificación de EV(t+1) (septiembre) 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.
- 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.

4.4.2. Resultados preliminares de la implementación de métodos alternativos para determinación de Estatus en sardina austral de la Región de Aysén.

a) SPiCT, Stochastic Surplus Production Model in Continuous Time (Pedersen & Berg, 2017)

El período de análisis abarca los años 2006 a 2020. Los índices que se utilizan en este modelo, corresponden a la información de desembarques oficiales (Sernapesca) y biomasa del crucero (B_{cru}) de evaluación directa desarrollado por IFOP en aguas interiores de la Región de Aysén (**Figura 17**).

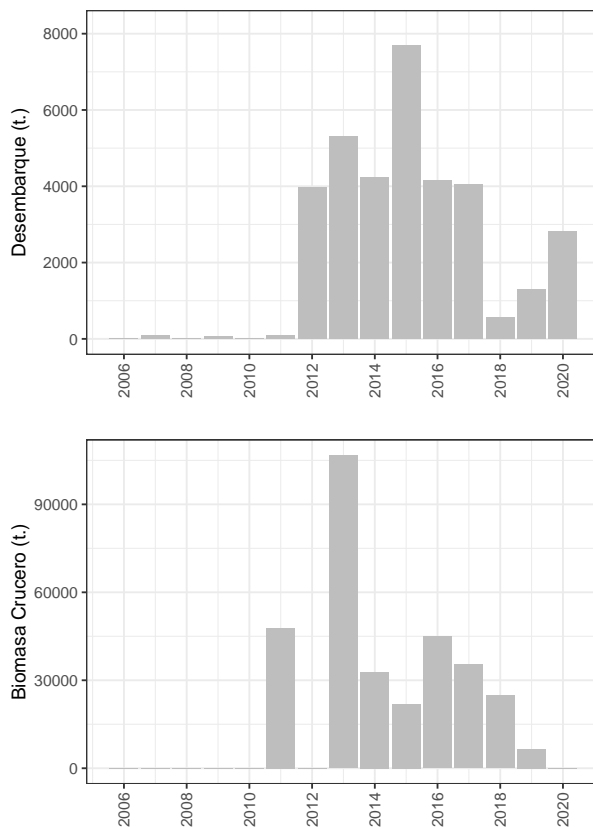


Figura 17. Desembarques y biomasa del crucero acústico de sardina austral de la Región de Aysén.

La **Tabla 12** muestra las estimaciones de los parámetros del modelo con Intervalos de confianza del 95 % para el modelo de producción excedentaria. Hay que tener en cuenta que el intervalo de confianza para el parámetro de forma de producción n incluye el simétrico (Schaefer) caso $n = 2$. De este modelo, no podemos decir con certeza si la producción de biomasa está sesgada. La capacidad de carga para el stock explotable se prevé que sea aproximadamente 10,02 mil toneladas para la curva de producción general. Sin embargo, el intervalo de dependencia es extremadamente amplio con un intervalo más bajo de 4.300 t y un intervalo superior de 135 mil t. Claramente, las predicciones del modelo están sufriendo debido a la escasez de datos y quizás a una básica sintonización del modelo. Sin embargo, el modelo proporciona una primera estimación de la abundancia absoluta. Con respecto a las variables de estado calculadas consideran un nivel de biomasa para el último año de mil toneladas aproximadamente.

Tabla 12. Parámetros estimados del modelo IC 95 %, estimación determinista de puntos de referencia y estimación de puntos de referencia.

| parámetros | estimado | IC inferior | IC superior |
|------------|--------------|-------------|-------------|
| alpha | 2,00 | 2,00 | 2,00 |
| beta | 2,00 | 2,00 | 2,00 |
| n | 12 | 11,98 | 12,02 |
| r | 6,57 | 1,90 | 22,77 |
| K | 10.021 | 2.302 | 43.617 |
| Parámetros | Determinista | IC inferior | IC superior |
| Bmsy | 7.994 | 1.837 | 34.797 |
| Fmsy | 0,55 | 0,16 | 1,90 |
| MSY | 4.380 | 1.184 | 16.201 |
| Parámetros | Estocástico | IC inferior | IC superior |
| Bmsy | 6.235 | 1.175 | 33.072 |
| Fmsy | 0,39 | 0,06 | 2,46 |
| MSY | 2.133 | 365 | 12.475 |

La **Figura 18** muestra la biomasa absoluta del stock de sardina austral para la Region de Aysén un declive desde el año 2015 cercano a las mil t, pero con un alto grado de incertidumbre de estimación. De la misma manera, el gráfico superior izquierdo muestra un progresivo aumento de la mortalidad por pesca relativa a un eventual objetivo de manejo (F_{RMS}). También es posible identificar la trayectoria de la mortalidad por pesca absoluta, que están por sobre un eventual PBR del RMS indicado en la línea negra. Además, se estima para el año 2020 un F en $1,71 \text{ año}^{-1}$. Amplios intervalos de confianza como lo indica la zona sombreada de los gráficos para los parámetros estimados y la serie de tiempo de biomasa del proceso de ajuste y sintonización del modelo de evaluación utilizado. El gráfico inferior derecho se identifica la curva de producción de la población, en donde es posible identificar que el año 2018 el stock de sardina austral estuvo en su máximo rendimiento a través de la remoción del excedente.

La **Figura 19** muestra la evolución de la biomasa y la mortalidad por pesca desde el año inicial indicado con un círculo hasta el año terminal indicado con un cuadrado en un esquema de fases. El diamante amarillo indica la biomasa media durante un largo período si se mantiene la presión pesquera actual. Este punto se puede interpretar como el equilibrio de captura y se denota $E(B_0)$ en la leyenda de la figura como una forma estadística de expresar la expectativa de la biomasa como $t = 0$.

De acuerdo a este diagrama, la pesquería de sardina austral estuvo sometida a bajos niveles de presión pesquera en los primeros años analizados, por lo tanto, el estado representado por el diagrama de fase se encuentra en niveles subexplotados. En los años recientes esta situación cambia para pasar a una fase de sobrepesca y sobre explotación. Una línea roja discontinua vertical en $B_t = 0$ indica el nivel de biomasa por debajo del cual la población se ha desplomado. Esta pesquería comienza en un estado de vulnerabilidad el

año 2006. Es importante visualizarlos conjuntamente ya que los dos puntos de referencia están altamente (negativamente) correlacionados.

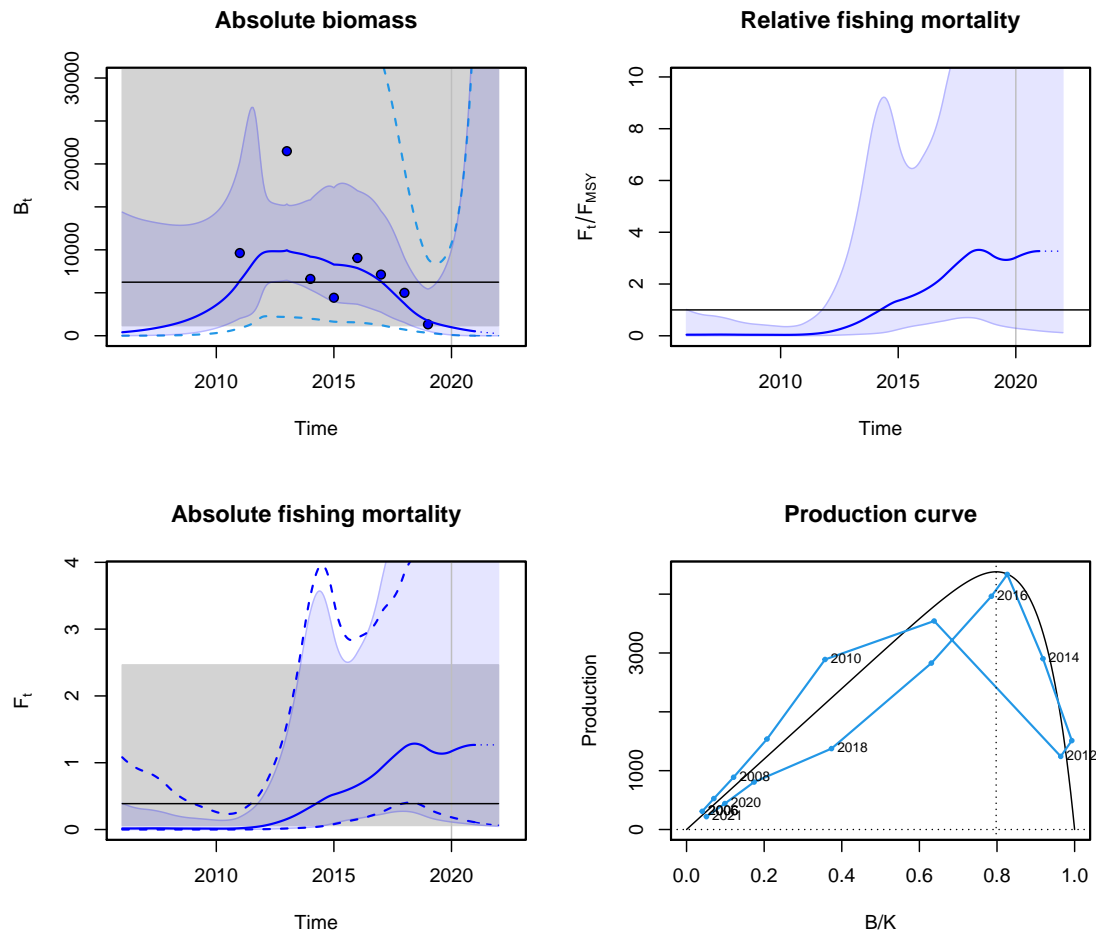
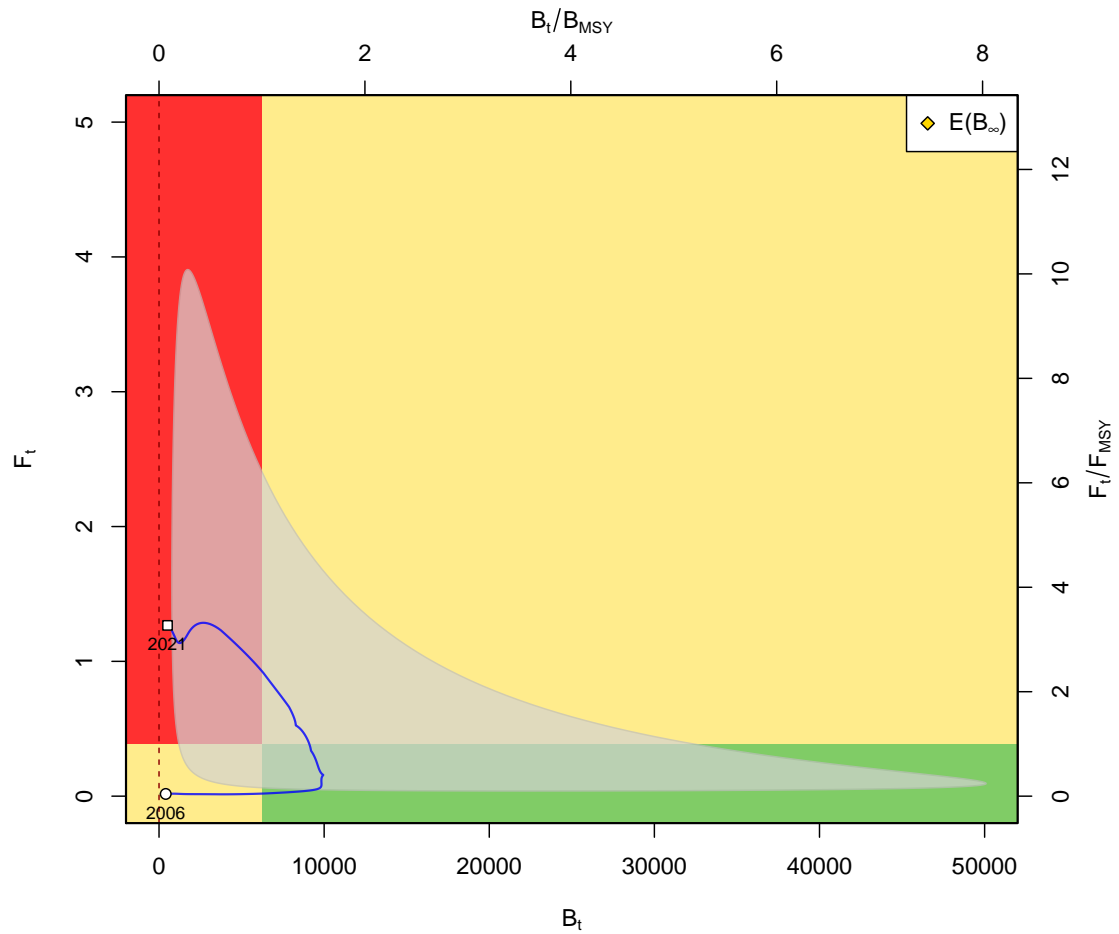


Figura 18. Estimaciones SPiCT estimado en sardina austral de (a) la biomasa absoluta, (b) mortalidad por pesca relativa, (c) mortalidad por pesca absoluta y (d) curvas de producción derivadas del modelo. Las líneas (azules) indican valores medianos y áreas sombreadas en indicar intervalos de confianza (IC) del 95 %. Líneas negras horizontales denotan PBR de la pesquería.



spict_v1.2.8@d9ece0a31623f1a26d3cb4328499f16136822d14

Figura 19. Diagrama de explotación B-F de sardina austral Región de Aysén.

**b) LBPA, Length-Based Pseudocohort Analysis (Canales *et al.*, 2021)**

La **Tabla 13** muestra los parámetros biológicos de sardina austral utilizados en el análisis de pseudocohortes basado en estructuras de tallas. La **Figura 20** muestra el ajuste a la estructura de tallas de las capturas de la flota que opera sobre el stock de sardina austral de la Región de Aysén, el cual logra representar la bimodalidad típica que se observa en estructuras de tallas de peces pelágicos, pero aún con dificultades para representar las modas intermedias (**Figura 21**). En general, se observa una baja proporción de individuos adultos sobre los 15 cm LT y una alta proporción de reclutas. El método LBPA tiene como objetivo generar a través de simulaciones las estructuras de tallas que no han estado bajo efectos de la pesca y comparar estas con las estructuras de tallas calculadas en función del SPR objetivo (SPR60 %). En la **Figura 22** se comparan la estructura de talla actual, objetivo y sin pesca para evaluar el efecto de la pesquería sobre el recurso. La selectividad estimada por el modelo indica que existe una alta selección de individuos juveniles, bajo la talla media de madurez (**Figura 23**). La **Figura 24** muestra la curva de rendimiento por recluta (YPR) y la biomasa desovante por recluta (SPR) de la cual se obtiene los niveles de mortalidad por pesca objetivo y actual para la pesquería de sardina austral de la Región de Aysén. La **Figura 25** muestra el diagrama de fase, donde las líneas verticales representan el SPR objetivo (60 %SPRo) y SPR límite. La línea horizontal representa la mortalidad por pesca objetivo (F60 %SPR). Al respecto, dada la alta selectividad de individuos bajo la talla de madurez y la baja proporción de individuos adultos, el estatus esperado es sobrepesca y sobre-explotación. No obstante, cabe recordar que los parámetros biológicos utilizados en este análisis corresponden a estimaciones realizadas para sardina austral de la Región de Los Lagos, por lo tanto, estas estimaciones se consideran preliminares hasta contar con información biológica del stock de Aysén.

Tabla 13. Parámetros de crecimiento y mortalidad natural .

| Parámetros | símbolo | valor fijo |
|-------------------------|-----------------------------------|---------------|
| Longitud asintótica | L _{oo} | 17,71 |
| Coeficiente crecimiento | k | 0,78 |
| Mortalidad natural | M | 0,84 |
| Relación longitud-peso | log_a, b | -4,9636; 2,99 |
| Longitud de madurez | L ₅₀ , L ₉₅ | 13,5 - 15 cm |
| Período de desove | dt | 0,83 |
| Número de edades | n_edad | 6 años |

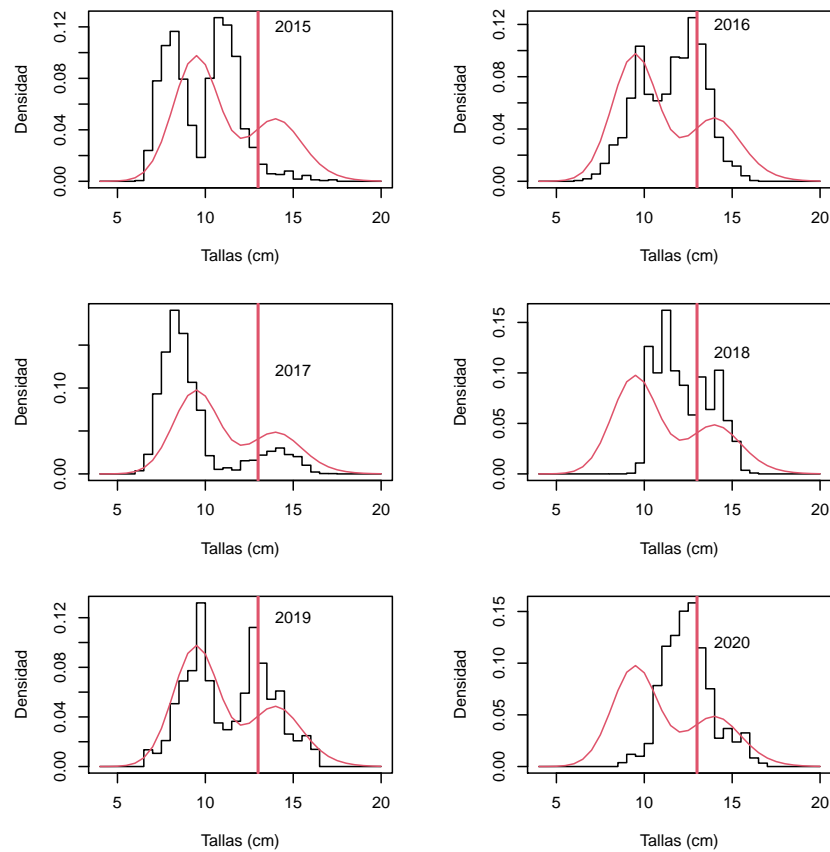


Figura 20. Ajuste a la estructura de tallas de las capturas de sardina austral de la Región de Aysén.

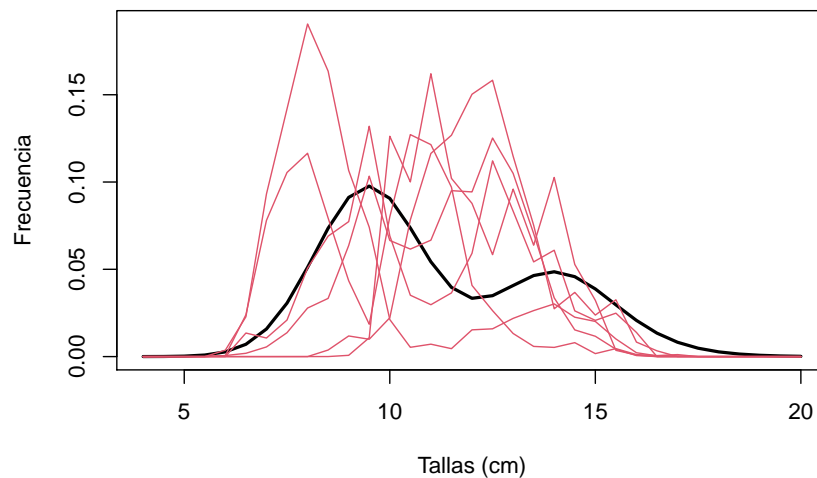


Figura 21. Ajuste a la estructura de tallas acumuladas de las capturas de sardina austral de la Región de Aysén.

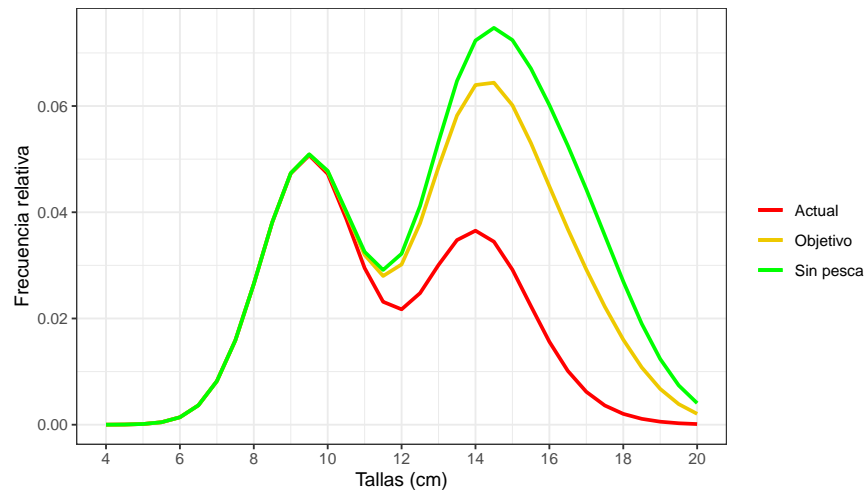


Figura 22. Estructuras de tallas calculadas por LBPA. La línea verde representa las tallas sin pesca, la línea amarilla muestra una estructura de talla en relación al PBR (SPR 60 %) y por ultimo la línea roja representa la talla actual.

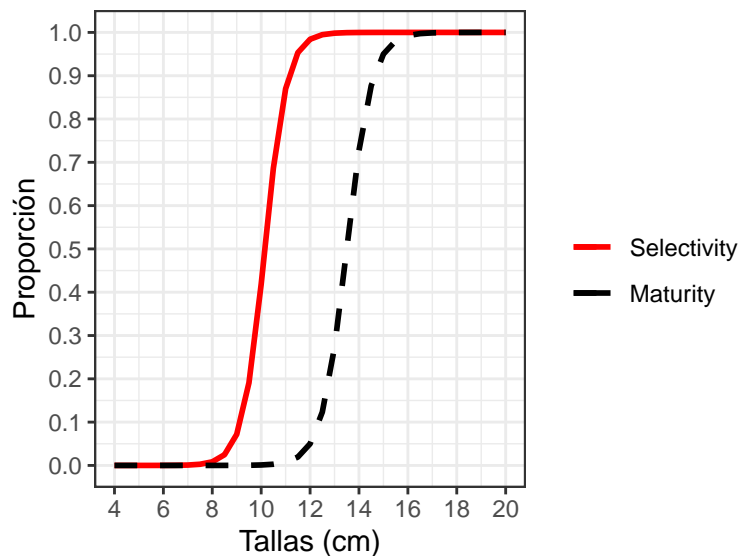


Figura 23. Curvas de selectividad y madurez para sardina austral de la Región de Aysén.

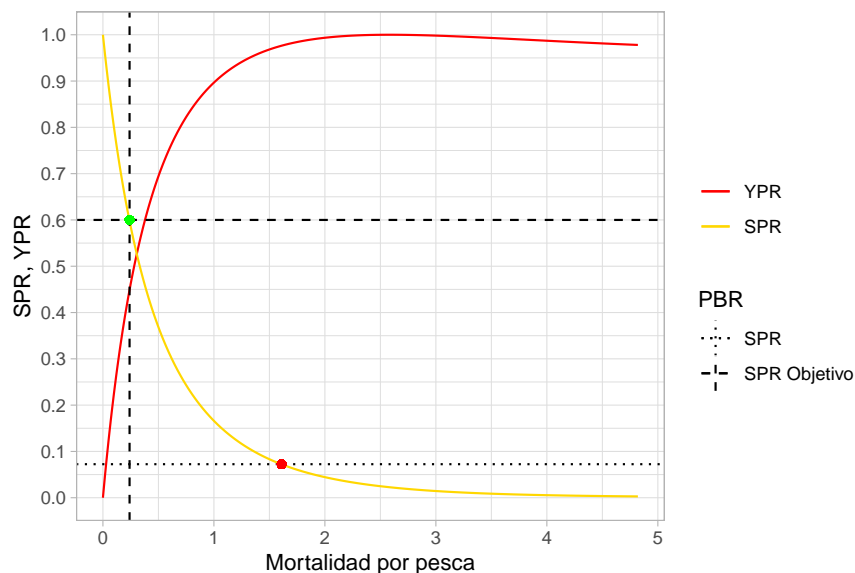


Figura 24. Rendimiento por Recluta y Biomasa desovante por recluta como una función de la mortalidad por pesca. En este caso el punto rojo representa el F Actual y el punto verde el F Objetivo al SPR 60 %.

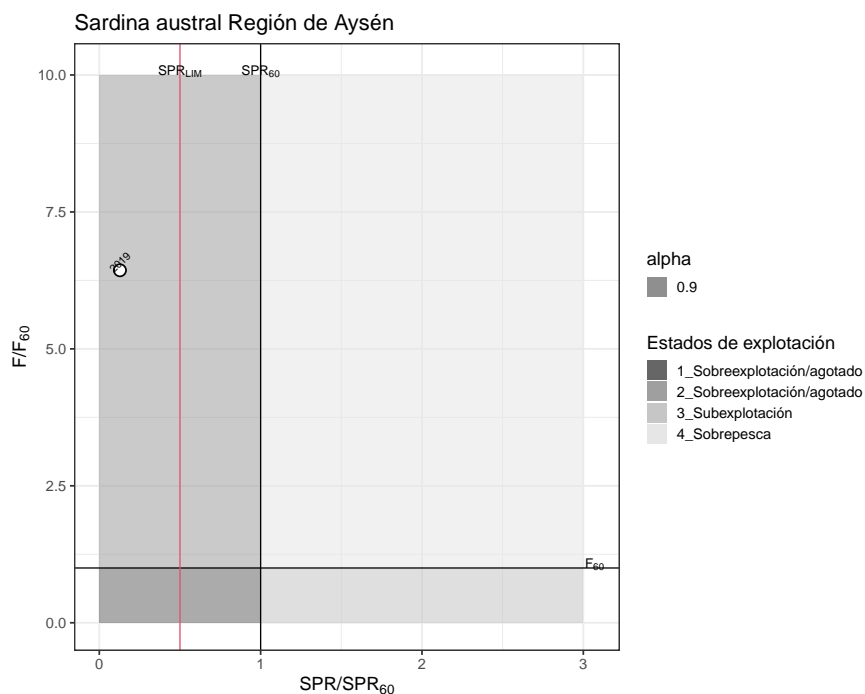


Figura 25. Diagrama de fase de sardina austral de la Región de Aysén. Las líneas verticales indican los PBR proxy al máximo rendimiento sostenido (línea negra) y aquel que indica el límite o colapso (línea roja). La línea horizontal indica la mortalidad por pesca que permite el máximo rendimiento sostenido.



5. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN

5.1. Datos de entrada

El análisis contenido en el presente informe, corresponde a la evaluación de stock de sardina austral en la Región de Aysén hasta el año 2021 y CBA para el año 2022. Se considera información completa de los desembarques a diciembre de 2020 y un supuesto de captura 2021.

La disminución en los indicadores poblacionales hasta el año 2018, es coherente con la reducción en los desembarques a partir año 2015. La misma situación se observó en el índice acústico hasta el año 2019. Esta reducción en el índice acústico, fue similar a lo observado en la Región de Los Lagos, donde los años 2018 y 2019, se produjo un cambio de escala en los niveles de biomasa del stock respecto de evaluaciones previas. El año 2020 en cambio, en la Región de Los Lagos se apreció un incremento importante en este índice. La biomasa acústica disminuyó desde 45 mil t el año 2016 hasta 24,8 mil t el 2018 y 6,6 mil t en el 2019. Este último valor fue el más bajo de toda la serie. El crucero del año 2020, no se llevó a cabo debido a la reasignación de recursos por parte de la Subsecretaría de Pesca para abordar otras materias de interés en esta pesquería. No obstante, para el crucero realizado en el presente año se observó una recuperación de los niveles poblacionales, alcanzando niveles cercanos a las 59 mil t. Los años 2018 y 2019, las cifras de desembarques oficiales de sardina austral en la Región de Aysén fueron los mínimos de toda la serie, disminuyendo desde niveles promedio de 4,5 mil toneladas entre el 2012 y 2017 hasta 650 t el 2018 y 1,3 mil t el 2019 y para el 2020 se registraron 1839 t. La expectativa de captura para el 2021 alcanza valores de 4488 t (CBA recomendada para el año 2021 por el CCT-PP), el desembarque acumulado a julio 2021 se encuentra en torno a las 2,38 mil t, es decir, a julio se ha capturado un 53 % de la cuota del año.

5.2. Indicadores del stock

La biomasa estimada por el actual modelo de evaluación, se redujo significativamente desde 16,9 mil t, el año 2012 hasta 3,2 mil t, el año 2018. La mortalidad por pesca (F) en tanto aumentó desde $0,24 \text{ año}^{-1}$ al principio de la serie hasta $0,91 \text{ año}^{-1}$ los años 2016 y 2017. Luego, producto de la reducción en las remociones, la mortalidad por pesca disminuye hasta valores por del debajo de la referencia ($F_{RMS} = 0,44 \text{ año}^{-1}$). Para el año 2021 se incrementa a $0,55 \text{ año}^{-1}$, no obstante, este valor es considerado preliminar ya que está basado en un supuesto de captura. La razón B/B_{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 B_{RMS} hasta el 2015 y alcanza la biomasa límite el año 2018. A partir del año 2019 muestra una recuperación hasta $0,97 B_{RMS}$ el año 2021. De acuerdo al modelo base utilizado, los resultados del análisis, señalan que el recurso en aguas interiores de la Región de Aysén, durante el año 2021, se encontraría en torno a objetivo de manejo B_{RMS} . La biomasa en el año 2021 (8,23 mil t) se sitúa en un valor de 0,97 de la biomasa relativa al rendimiento máximo sostenido ($B_{RMS} = 8,48 \text{ mil t}$). En terminos de la mortalidad por pesca (F) del año 2021 ($0,55 \text{ año}^{-1}$), está por sobre del nivel que permite obtener el RMS ($F_{RMS} = 0,44 \text{ año}^{-1}$). No obstante, este valor es preliminar, considerando que la captura 2021 se basa en un supuesto. 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 evaluado. Se utilizó para el presente análisis un nivel máximo de agotamiento (D) o reducción del stock de la población de 0,50, basado en el valor estimado en el actual estudio (0,50) a través de la metodología de Hilborn y Mangel (1997), para el año 2021.

5.3. Captura Biológicamente Aceptable (CBA)

El rango de captura para el año 2022 para percentiles de probabilidad entre el 10 % y 50 %, podría situarse entre 2,3 mil t y 3,4 mil t para niveles de mortalidad por pesca de $0,67^* F_{RMS}$ y F_{RMS} respectivamente.



5.4. Exploración de métodos alternativos para determinación del estatus

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

La mayoría de los métodos que se han utilizado para evaluar las poblaciones a escala mundial son métodos de sólo captura, ya que los datos de captura/desembarques son fáciles de obtener. Sin embargo, los modelos basados en captura necesitan supuestos de una evaluación real, y los datos de captura ayudan a proporcionar un contexto biológico a estos supuestos. Al respecto, el modelo base actual utilizado para la evaluación de stock de sardina austral de la Región de Aysén corresponde a la aproximación de Zhou *et al.* (2013), el que utiliza solo las capturas para estimar las variables de estado como la biomasa y 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). No obstante, este método requiere asumir un nivel de reducción del stock para definir el estatus del recurso. Sin estos supuestos es probable que los datos de captura se malinterpreten por las siguientes razones: a) las capturas bajas en una serie temporal podrían depender de diferentes factores, como la implementación de medidas de administración, la baja demanda del mercado o el agotamiento real de la población. b) Por el contrario, las capturas elevadas podrían ser el resultado de un aumento del esfuerzo pesquero o de la biomasa de la población. Como resultado, los modelos de sólo captura han intentado integrar supuestos u otros datos para reducir su nivel de incertidumbre. En el caso de sardina austral de Aysén se utiliza el método de Hilborn & Mangel (1997) que usa, además de los desembarques, un índice de abundancia relativo, en este caso la biomasa acústica, para aproximarse a los cambios en la pendiente de la biomasa del stock en el tiempo.

El resultado más relevante del método de Hilborn & Mangel (1997) se relaciona con el nivel de depleción (D) estimado para el stock, ya que ha sido utilizado en la metodología de Zhou *et al.*, (2013) que es presentado actualmente al Comité Científico de pequeños pelágicos para definir el estatus del recurso en la Región de Aysén. En la asesoría de septiembre 2020, sólo se contaba con información completa hasta el año 2019. Los resultados hasta el 2019 indicaban que el stock estaba reducido hasta un 26 % de su condición original el año 2013. No obstante, la actividad de la flota durante los últimos meses del 2019 y los primeros meses del 2020, mostraban una recuperación importante en sus capturas. Hasta mayo del 2020, se había desembarcado el 97 % de la cuota asignada inicialmente para esta zona. Esto hizo suponer una condición menos pesimista del stock que el nivel de depleción (0,26) estimado por el método de Hilborn & Mangel (1997).

Asimismo, a pesar que el año 2020 no se realizó el estudio de evaluación directa en la Región de Aysén, el incremento en la biomasa detectado por el crucero en la Región de Los Lagos, hizo suponer un incremento también en el stock del sur (Aysén). Este supuesto se basó en la similitud histórica en la variabilidad del índice acústico en ambas zonas de evaluación. La reducción en el índice acústico el año 2019 fue similar a lo observado en la Región de Los Lagos, donde los años 2018 y 2019, se produjo un cambio de escala en los niveles de biomasa del stock respecto de evaluaciones previas. El año 2020 en cambio, en la Región de Los Lagos se apreció un incremento importante en este índice. De esta manera, considerando los antecedentes previos, en la asesoría de septiembre 2020, se utilizó en la metodología de Zhou *et al.* (2013) un nivel máximo de agotamiento (D) o reducción del stock de la población de 0,5.

Los resultados obtenidos por el método de Zhou se consideraron una aproximación preliminar, ya que las decisiones sobre los supuestos predeterminan el rango de valores de B/B_{RMS} que el modelo “estima” como estado actual. El modelo asume un modelo de Schaefer de crecimiento de biomasa, que asume que $B_{RMS}/K = 0,5$. Este modelo también requiere algunos límites en los valores B_{final}/K plausibles (supuesto de depleción). Poniendo estos dos supuestos juntos, encontramos que una vez que hemos decidido la relación de B_{RMS}/K (que el modelo de Schaefer establece en 0,5), y proporcionamos límites en el agotamiento inicial y final, hemos establecido exactamente el rango de posibles valores inicial y final de B/B_{RMS} . De este modo, el modelo nos ayuda a interpretar nuestras suposiciones sobre el agotamiento inicial y final en el contexto de B/B_{RMS} , pero no proporciona una nueva perspectiva de lo que puede ser B/B_{RMS} más allá de las proporcionadas por las suposiciones realizadas. Una respuesta natural a este problema es reflejar la incertidumbre en el estado final del stock proporcionando una amplia gama de valores de agotamiento para el último año de la serie. Sin embargo, dado que siempre habrá más formas de producir



niveles de agotamiento más altos que niveles de agotamiento más bajos (ya que es más probable que los niveles de agotamiento más bajos colapsen a la población dado el historial de captura), ser “conservador” al establecer a priori el agotamiento final necesariamente sesgará positivamente cualquier “estimación” final de B/B_{RMS} .

Como parte del programa de mejoramiento continuo en este informe técnico se exploran dos métodos de data poor alternativos: a) SPiCT, Stochastic Surplus Production Model in Continuous Time (Pedersen & Berg, 2017), basado en datos de captura y biomasa acústica y b) LBPA, Length-Based Pseudocohort Analysis (Canales *et al.*, 2021) basado en datos de la biología (se utilizan parámetros de crecimiento, madurez de sardina austral de la Región de Los Lagos) y pesqueros (estructura de tallas de los años 2015 hasta el 2020) de sardina austral de la Región de Aysén.

En relación a los modelos de producción, estos se utilizan para evaluar biomasa y nivel de explotación de poblaciones marinas en situaciones de datos limitados donde la información de la edad y el tamaño no están disponibles (Punt, 2003). Estos modelos se aplican principalmente a acciones donde los únicos datos disponibles son observaciones de capturas comerciales junto con algún índice de biomasa explotable, como capturas comerciales por unidad esfuerzo (CPUE), densidades medias, estimaciones de abundancia a través de evaluaciones directas o derivado de una encuesta científica (Polacheck *et al.*, 1993). Aplicaciones comunes de los modelos de producción excedente incluyen grandes peces pelágicos migratorios como el atún, tiburones y peces picudos, pero también crustáceos que son generalmente más longevos (por ejemplo, Smith y Addison 2003). En la formulación de Schaefer (1954), la producción máxima ocurre cuando el tamaño de la población es la mitad de su capacidad de carga. Esta restricción se evita en forma generalizada al utilizar Pella y Tomlinson (1969), donde la asimetría de la función de producción permite la máxima producción a cualquier biomasa por debajo de la capacidad de carga. Así, una población se explota de manera óptima en términos de biomasa si se cosecha para permanecer en el nivel de biomasa que da como resultado la máxima producción definido como el Rendimiento Máximo Sostenible (RMS).

En este informe técnico se presenta un modelo de producción excedente estocástica en tiempo continuo (Stochastic Surplus Production Model in Continuous Time, SpiCT, por sus siglas en inglés) (Pedersen & Berg, 2017), que incorpora dinámica tanto de la biomasa como de la pesca y error de observación tanto de las capturas como de los índices de biomasa. El modelo tiene una forma estado-espacio que contiene error de proceso y observación (Polacheck *et al.*, 1999; Polacheck *et al.*, 1993; Prager, 2002), así como modelos de estado-espacio que asumen capturas sin errores (Meyer y Millar 1999; Punt 2003; Ono *et al.*, 2012).

El modelo utiliza datos observados sobre desembarques o capturas e índices, ya sean comerciales o de prospecciones y no incluye parámetros de historia de vida. Los modelos de producción como SpiCT generalmente funcionan mejor cuando hay mayor contraste en los datos (de esfuerzo, biomasa, tasa de captura) (Hilborn & Walters, 1993). Cuando la serie de tiempo es corta o no hay contraste en los datos, es recomendable reducir la cantidad de parámetros en el modelo para promover la estabilidad del modelo. Para el caso de sardina austral de la Región de Aysén, no podemos decir con certeza si la producción de biomasa está sesgada. La capacidad de carga para el stock explotable se prevé que sea aproximadamente 10,02 mil t. para la curva de producción general. Sin embargo, el intervalo de dependencia es extremadamente amplio con un intervalo más bajo de 4300 t y un intervalo superior de 135 mil t. Claramente, las predicciones del modelo están sufriendo debido a la escasez de datos y quizás a una básica sintonización del modelo. Sin embargo, el modelo proporciona una primera estimación de la abundancia absoluta. De acuerdo al diagrama de fase estimado por el este método, la pesquería de sardina austral estuvo sometida a bajos niveles de presión pesquera en los primeros años analizados, por lo cual su estado se encuentra en niveles subexplotados. En los años recientes esta situación cambia para pasar a una fase de sobrepesca y sobre explotación. La aplicación de modelos de data pobre sustentados en la confianza en las series de desembarques utilizadas, genera una alta incertidumbre en la determinación del estatus, especialmente en la estimación de mortalidad por pesca, considerando que la flota en esta zona es reducida y los desembarques en puertos son poco fiscalizados.

El segundo método alternativo analizado en este documento técnico corresponde a un modelo de análisis de pseudocohortes basado en la longitud (LBPA) desarrollado por Canales *et al.* (2021), en el cual se realiza un análisis de múltiples distribuciones de frecuencia de tallas de captura simultáneamente, bajo el supuesto que refleja de mejor manera una población en equilibrio. Algunas de las características de LBPA son las



siguientes (1) el conocimiento empírico puede incluirse como penalizaciones en la función objetivo; (2) el modelo no está parametrizado en términos de invariantes de historia de vida; (3) se pueden estimar más parámetros (por ejemplo, el tamaño medio del reclutamiento); y (4) LBPA no requiere información sobre la edad absoluta porque la curva de crecimiento está parametrizada en términos de un tamaño inicial, un tamaño asintótico y la tasa de crecimiento.

El método basado en talla proporciona estimaciones de la mortalidad por pesca por talla y una aproximación del agotamiento de la población a través de SPR (Goodyear, 1993; Brooks *et al.*, 2010). La LBPA se vuelve más robusta, cuando se analizan simultáneamente varios años de datos de frecuencias de tallas de captura. Sin embargo, las estimaciones de SPR son menos sensibles al número de años de datos y al tamaño de la muestra cuando las tasas de explotación son bajas. El rendimiento mejora más con frecuencias de tallas adicionales (independientemente de cómo se ponderen). LBPA no estima el estado actual de una población, sino más bien el estado durante varios años. La LBPA debe utilizarse cuando no se dispone de series cronológicas de datos de captura o existen dudas fundadas sobre las extracciones totales de una pesquería. El método es particularmente útil para identificar poblaciones que están sobreexplotadas y debe basarse en tantos años de datos de frecuencia de tallas como sea posible. Finalmente y dependiendo de la calidad de los datos (cantidad y contraste), la LBPA podría usarse para estimar parámetros biológicos como los coeficientes del modelo de crecimiento o aquellos relacionados con la variabilidad de la talla por edad. En el caso de sardina austral de la Región de Aysén, aún existe incertidumbre en los parámetros biológicos utilizados, ya que los antecedentes utilizados corresponden principalmente a estimaciones realizadas a sardina austral de la Región de Los Lagos. No obstante, las estructuras de tallas vulneradas por la flota muestran una alta selectividad de individuos bajo la talla de madurez de 13 cm LT y baja presencia de individuos adultos. Al respecto, se recomienda generar un mayor escape de individuos bajo la talla de madurez a través de la aplicación de vedas de reclutamiento, por ejemplo, para evitar una condición de sobrepesca y sobre-explotación, tal como indican los enfoques de modelación antes mencionados (LBPA y SpiCT).

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 (F60 %-F65 %). 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.



6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aranis A., A. Gómez; L. Caballero; K. Walker; M. Ramírez; G. Eisele; F. Cerna; C. Valero; A. López; C. Machuca; L. Muñoz; J. Letelier; C. Toledo; V. Valdebenito y M. Albornoz. 2019. Informe Final, Programa de Seguimiento de las principales Pesquerías Pelágicas de la Zona Centro-Sur de Chile, 2018. Subsecretaría de Economía y EMT, Inst. Fom. Pesq. Valparaíso, Chile

Aranis A., A. Gómez; L. Caballero; K. Walker; M. Ramírez; G. Eisele; F. Cerna; C. Valero; A. López; C. Machuca; L. Muñoz; J. Letelier; C. Toledo; V. Valdebenito y M. Albornoz. 2015. 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, 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.

Brooks E N, Powers J E & Cortés E. 2010. Analytical reference points for age-structured models: Application to data-poor fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 67(1), 165–175. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsp225>

Canales C M, Punt A E, & Mardones M. 2021. Can a length-based pseudo-cohort analysis (LBPA) using multiple catch length-frequencies provide insight into population status in data-poor situations? *Fisheries Research*, 234(October 2020), 105810. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2020.105810>

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 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.

Chen Y. & N Andrew. 1998. Parameter Estimation in modelling the dynamics of fish stock biomass: Is currently used observation-error estimator reliable? *Canadian Journal of Fishery and Aquatic Sciences* 55: 749-760.

Cole S R, Chu H, Greenland S. 2013. Maximum likelihood, profile likelihood, and penalized likelihood: a primer. *Am. J. Epidemiol.* 179, 252–260. <https://doi.org/10.1093/aje/kwt245>.

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.

De Valpine P, Hilborn R. 2005. State-space likelihoods for nonlinear fisheries time- series. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 62, 1937–1952. <https://doi.org/10.1139/f05-116>.

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.

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.

Goodyear C P. 1993. Spawning stock biomass per recruit in fisheries management: foundation and current use. *Risk Evaluation and Biological Reference Points for Fisheries Management*, 120, 67–81.

Haddon M. 2001. *Modelling and quantitative methods in fisheries*, 406 pp. Chapman and Hall, Boca Ratón.

Hutchinson, R.A., Valente, J.J., Emerson, S.C., Betts, M.G., Dietterich, T.G., 2015. Penalized likelihood methods improve parameter estimates in occupancy models. *Methods Ecol. Evol.* 6, 949–959. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12368>.

Hilborn R & Walters C J. 1992. Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 2, 177–178.

Hilborn R. & M Mangel. 1997. *The Ecological Detective: Confronting Models With Data*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA.

Hordyk A R, Ono K, Prince, J D, & Walters, C J. 2016. A simple length-structured model based on life history ratios and incorporating size-dependent selectivity: application to spawning potential ratios for data-poor stocks. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 73(12), 1787–1799. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2015-0422>.

Hordyk A R, Loneragan, N R, Prince, J D, 2015. An evaluation of an iterative harvest strategy for data-poor fisheries using the length-based spawning potential ratio assessment methodology. *Fish. Res.* 171, 20–32. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2014.12.018>.

Kristensen K, Nielsen A, Berg CW, Skaug H, Bell B. TMB: automatic differentiation and Laplace approximation. *J Stat Softw.* 2016; 70(5):1-21.

Leal E, TM Canales, A Aranis y M González. 2011. Actividad reproductiva y longitud de madurez de sardina austral *Sprattus fuegensis*, en el mar interior de Chiloé, Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*. 46 (1): 43-51.

Meyer R, & Millar R B. 1999. Bayesian stock assessment using a state-space implementation of the delay difference model. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56(1), 37–52. <https://doi.org/10.1139/f98-146>.

Methot R D, Taylor I G. 2011. Adjusting for bias due to variability of estimated recruitments in fishery assessment models. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 68, 1744–1760. <https://doi.org/10.1139/f2011-092>.

Neira S, Arancibia H, Barros M, Castro L, Cubillos L, Niklitschek E, Alarcón R. 2014. Rol ecosistémico de sardina austral e impacto de su explotación en la sustentabilidad de otras especies de interés comercial. Informe Final Proyecto FIP 2012-15 (agosto). Universidad de Concepción, 242 pp + Anexos.

Ono K, Licandeo R, Muradian M L, Cunningham C J, Anderson S C, Hurtado-Ferro F, Johnson K F, McGilliard C R, Monnahan C C, Szuwalski C S, Valero J L, Vert-Pre K A, Whitten A R, Punt A E. 2014. The importance of length and age composition data in statistical age-structured models for marine species. *ICES J. Mar. Sci.* 72, 31–43. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsu007>

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.

Pedersen M W & Berg C W. 2017. A stochastic surplus production model in continuous time. *Fish and Fisheries*, 18(2), 226–243. <https://doi.org/10.1111/faf.12174>

Pella J.J & Tomlinson P K. 1969. A generalized stock production model. *Bulletin of the Inter-American Tropical Tuna Commission* 13, 421–458.

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.

Polacheck T, Klaer N L, Millar C, & Preece A L 1999. An initial evaluation of management strategies for the southern bluefin tuna fishery. 811–826.

Prager M H. 2002. Comparison of logistic and generalized surplus-production models applied to swordfish , *Xiphias gladius* , in the north Atlantic Ocean. 58, 41–57.

Prince J, Victor S, Kloulchad V, & Hordyk, A. 2015. Length based SPR assessment of eleven Indo-Pacific coral reef fish populations in Palau. *Fisheries Research*, 171, 42–58. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2015.06.008>

Punt A E. 2003. The performance of a size-structured stock assessment method in the face of spatial heterogeneity in growth. *Fisheries Research*, 65(1–3), 391–409. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2003.09.028>

R Core Team. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing; 2016. <https://www.r-project.org/>.

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.

Thorson J T, Minto C, Minte-Vera C V, Kleisner K M, Longo C & Jacobson L. 2013. A new role for effort dynamics in the theory of harvested populations and data-poor stock assessment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 70(12), 1829–1844. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2013-0280>

Vega R, L Ossa, B Suaréz, MF Jimenez, S Henríquez & A Gonzalez. 2020. Resultados del programa de investigación y propuestas de medidas de mitigación del descarte y la captura incidental para la Pesquería artesanal de sardina austral de la Región de Los Lagos. Convenio de desempeño 2019 – IFOP/Subsecretaría de economía y EMT– Documento técnico. 83 pp + Anexos.

Verhulst, Pierre-François. 1838. Notice sur la loi que la population poursuit dans son accroissement, *Corresp. Math. Phys.* 10, pp. 113-121.

Williams E & M Prager. 2002. Comparison of equilibrium and nonequilibrium estimators for the generalized production model. *Canadian Journal of Fishery and Aquatic Sciences* 59:1533-1552.

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