UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN

Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas
Departamento de Oceanografía

INFORME FINAL

PROYECTO FIPA Nº 2017-64

IMPLEMENTACIÓN DEL ENFOQUE ECOSISTÉMICO EN LA PESQUERÍA DE SARDINA AUSTRAL DE AGUAS INTERIORES DE LA X REGIÓN DE LOS LAGOS

REQUIRENTE: Subsecretaría de Pesca y Acuicultura

OFERENTE : Universidad de Concepción

Concepción, 17 de octubre de 2019

TITULO DEL PROYECTO	:	**FIP 2017-64** **Implementación del enfoque ecosistémico en la pesquería de sardina austral de aguas interiores de la X Región de los Lagos**
REQUIRENTE	:	**Subsecretaría de Pesca y Acuicultura**
UNIDAD EJECUTORA	:	**Departamento de Oceanografía,** **Universidad de Concepción**
DIRECTOR PROYECTO	:	**Prof. Dr. Sergio Neira**

Este documento debe ser citado como:

Neira S., R. Alarcón, L. Cubillos, H. Arancibia, M.J. Cuevas, M. Barros, T. Pitcher & E. Fulton. 2019. Informe final FIPA 2017-64 Implementación del enfoque ecosistémico en la pesquería de sardina austral de aguas interiores de la X Región de los Lagos. Universidad de Concepción, 270 p. + Anexos.

RESUMEN EJECUTIVO

Este documento presenta las actividades y resultados comprometidos en el proyecto FIPA 2017-64 titulado **"Implementación del enfoque ecosistémico en la pesquería de sardina austral de aguas interiores de la X Región de los Lagos"**. El objetivo general del proyecto fue "Diseñar las bases científico-técnicas para implementar el enfoque ecosistémico en la pesquería de sardina austral de aguas interiores de la X Región de Los Lagos".

A continuación, se describe resumidamente los resultados por objetivo específico.

El primer objetivo de este proyecto se orientó a sintetizar la experiencia internacional sobre la implementación del enfoque ecosistémico en pesquerías de especies de nivel trófico bajo (NTB), presentando casos de estudio de pelágicos pequeños o pesquerías afines. En este objetivo se realizó una búsqueda en distintas fuentes bibliográficas y los resultados indicaron que a nivel mundial existen muchas pesquerías cuyas especies objetivo son especies forraje o de nivel trófico bajo. La mayoría de ellas son peces, aunque también existen las que capturan invertebrados como calamares y krill. De ellas, menos de la mitad es manejada con algún tipo de consideración ecosistémica. Las consideraciones ecosistémicas pueden ser meras declaraciones como reconocer la especie objetivo como especie forraje hasta casos más complejos como estudiar cuantitativamente las interacciones tróficas de especies forraje y/o el efecto del ambiente sobre estas especies y sus tramas tróficas. Existen también propuestas de estrategias de manejo más precautorias para las especies de nivel trófico bajo, basándose en su rol en el ecosistema. Sin embargo, aún no existe una pesquería de nivel trófico bajo (y probablemente de ningún tipo) que se maneje considerando el ecosistema como un todo e incluyendo comprehensivamente los aspectos ecológicos, sociales, económicos y de gobernanza.

El segundo objetivo de este proyecto solicitó proponer un marco conceptual y/o de referencia para implementar el enfoque ecosistémico en la pesquería de sardina austral (*Sprattus fuegensis*) de aguas interiores de la X Región de Los Lagos, sobre la base de indicadores mutidimensionales, que contemplen aspectos económicos, sociales y biológicos. Para ello se revisó directrices internacionales respecto de la implementación del enfoque ecosistémico en pesquerías, sitios web

y documentos de agencias e institutos de investigación pesquera a nivel internacional, y literatura científica en el ámbito del manejo de pesquerías. Con esta información y con el apoyo de los expertos internacionales que participaron en el proyecto, se desarrolló un marco de referencia general para la implementación del enfoque ecosistémico, el que se presenta en este informe. Se describe la estructura, componentes y aproximaciones metodológicas aplicables dentro del marco de referencia, y se concluye que el éxito de su implementación dependerá de i) la cantidad y calidad de datos e información disponible, ii) el nivel de gobernanza, y iii) los plazos disponibles. Este marco general se adaptó a las características de la pesquería de sardina austral de la X región y se validó con actores clave de la pesquería en un taller participativo realizado en Puerto Montt. Este marco tomó la forma de un plan de manejo para la pesquería con un objetivo general y objetivos específicos para las dimensiones biológica-ecológica, socioeconómica y gobernanza. Además, incluye un programa de recuperación para la situación en que la pesquería no cumpla con el objetivo de manejo.

El tercer objetivo específico solicitó identificar y priorizar brechas de información y conocimientos requeridos de ser superadas, y los costos de su superación, para la implementación del marco de referencia definido en el objetivo específico 2. En primer lugar, se realizó una descripción del sistema pesquero, enfatizando información en las mismas dimensiones descritas anteriormente. Esta descripción se basó tanto en información secundaria colectada desde bases de datos públicos como en información primaria recogida mediante entrevistas a actores clave de la pesquería. A partir de esta descripción se identificó problemáticas y brechas de información en cuatro dimensiones del enfoque ecosistémico, a saber: biológico-ecológico, económico, social, y de gobernanza. Estas brechas fueron discutidas y abordadas en un taller con expertos internacionales y nacionales realizado en Valparaíso, y en dos grupos focales con expertos nacionales realizados en Puerto Montt y Valparaíso.

El objetivo específico 4 de este proyecto solicitó evaluar multidimensionalmente escenarios alternativos de explotación de sardina austral en un contexto multiespecífico con su consecuente propuesta de curso de acción que se haga cargo del impacto en la componente humana y el sistema productivo. En el ámbito de la evaluación de escenarios alternativos de explotación, se reprodujo la última evaluación de stock de sardina austral en la Región de Los Lagos con un modelo de

estimación. Además, se construyó un modelo operativo que permitió evaluar el procedimiento de manejo monoespecífico. En la corta serie de tiempo, no se detectó cambios sistemáticos en el nivel de reclutamiento ni autocorrelación serial, lo que apoya la idea que el modelo operativo no considere correlación serial ni cambios sistemáticos en el nivel promedio del reclutamiento. El modelo operativo condicionado en sus parámetros básicos mostró un buen grado de ajuste a los datos disponibles (CPUE, biomasa acústica y composición de tallas), mientras que sus variables de estado mostraron tendencias similares a las del modelo de estimación. Las diferencias en magnitud podrían relacionarse con la selectividad del grupo de edad 1 y con el peso promedio a la edad. No obstante, ambos modelos convergen a una misma situación del recurso. La evaluación de la estrategia de explotación actual de manejo (F60% con un nivel de riesgo de 20%) permite una explotación sustentable del recurso (probabilidad 0 de colapso y probabilidad de recuperación de 0.40), independiente de que no se conozca la dinámica productiva (i.e., tipo Beverton & Holt ó Ricker). Esto sólo podría cambiar bajo la hipótesis de cambio de régimen desfavorable en el nivel de reclutamiento, donde aumenta la probabilidad de colapso y disminuye la probabilidad de recuperación. Los grupos congrio (*Genypterus blacodes*) y merluza austral adulta (*Merluccius australis*), que se caracterizan por depredar sobre sardina austral, presentaron una respuesta de declinación menor al límite sugerido de 20%, independiente la regla de control y escenario evaluado. Nuevamente esto cambiaría sólo en el escenario de cambio de régimen, cuando su respuesta de declinación se aproximaría al límite de 20%.

Con respecto al modelo ecosistémico, se presenta el modelo de trama trófica del mar interior de la X Región de Los Lagos construido con el software Ecopath with Ecosim. El modelo consideró 17 grupos funcionales desde productores primarios hasta predadores tope y las pesquerías artesanales (cerco, palangre y espinel). Se actualizó los parámetros de entrada al modelo para cada grupo funcional al año 2006 y se ajustó a series de tiempo disponibles de abundancia relativa y usando mortalidad por pesca, vulnerabilidad a predación y factores ambientales como forzantes. Para cada escenario simulado, se revisó la biomasa de sardina austral, sus predadores y una serie de indicadores ecosistémicos. Las simulaciones de captura desarrolladas con este modelo ecosistémico indicaron que, con la excepción del escenario de captura en que se dobla la mortalidad por pesca objetivo actual (F2Fobj), no se generarían impactos negativos en la biomasa de sardina austral y sus predadores directos.

ABSTRACT

This report documents activities and results of the Project FIPA 2017-64 entitled **"Implementing the ecosystem approach in the fishery of austral sardine in the inner waters of the X Region of Los Lagos"**. The main goal of the Project is to design scientific and technical basis to implement the ecosystem approach in the fishery of austral sardine in the inner waters of the X Region of Los Lagos.

Below we describe the main results by specific objective:

The Specific objective 1 required to synthesize the international experience on the implementation of the ecosystem approach to fisheries of low trophic level species (LTL), introducing study cases of small pelagic and similar fisheries. We reviewed several bibliographic sources and the results indicates that there are several fisheries around the world that are or can be categorized as forage species or LTL. Most of them are fish, but there are also invertebrates as squids and krill. Less than half of the reviewed fisheries are managed using some kind of ecosystem consideration, from being recognized as forage or LTL species to more complex examples as studying trophic interactions involving LTL species and the impacts of fishing, predatioin and the environment en their dynamics. There are also more precautionary strategies for these species based on their role in the ecosystem. However, there is no LTL fishery currently managed considering the ecosystem as a whole and comprehensively including the ecological, social, economic and governance dimension into their managment.

The Specific objective 2 required to propose a conceptual/reference framework to implement the ecosystem approach to fisheries in the fishery of austral sardine in the inner waters of the X Region of Los Lagos, considering multidimensional objectives that consider economic, social and biological aspects. We reviewed international reports and documents published by agencies and research institutes as well as scientific literature related to the implementation of the ecosystem approach to fisheries. With this information and the support of two international experts that are part of our scientific group, we developed a general reference framework describing its components and methodological approaches. We conclude that the success of the implementation will strongly

depend on i) the quantity and quality of the available data, ii) the level of governance, and iii) the time available. Later, this general framework was adapted to the specific characteristics of the fishery of austral sardine in the X Region and was later validated by key actors of the fishery in a participatory workshop held in Puerto Montt city. This plan proposes a general objective for the fishery, specific objectives for the biological-ecological, social, economic, and governance dimensions. In addition, the plan proposes a recovery program to deal with situations in which management objectives are not met.

The Specific objective 3 required to identify and prioritize knowledge and information gaps necessary to be overcome, and the associated economic costs, to implement the reference framework defined in the specific objective 2. In the first place, we described the fisheries system, emphasizing the information gaps in the same dimensions analysed in the specific objective 3. This description was based in both secondary and primary sources collected from public/private data bases and interviews with key actors in the fishery. From this description we identified issues and information/knowledge gaps in four dimensions of the ecosystem approach to fisheries: biological-ecological, economic, social, and governance. This issues and gaps were discussed and ranked in a workshop with international/national experts held in Valparaíso city and in two focus groups with national experts in Puerto Montt and Valparaíso.

The Specific objective 4 required to evaluate alternative exploitation scenarios of austral sardine in a multispecies and multidimension context with the consequent proposal of actions to deal with impacts on the human component and productive system. We first reproduced the current/official stock assessment for austral sardine using an estimation model. Later we developed an operative model that allowed us assessing the single-species management procedure. There were no systematic changes in the recruitment series nor serial autocorrelation, so the operative model did not consider this process. The operative model conditioned on its parameters, showed a good fit to available data (CPUE, acoustic biomass, and length composition) and state variables showed the same trends as those of the estimation model. The differences in magnitude could be explained by selectivity for the year class 1 and the average weight at age. However, both models converged to the same status of the stock. The evaluation for the current management strategy (F60% with 20% risk) allowed a sustainable exploitation of the resource (collapse probability=0; recovery

probability=0.4), regardless the assumption on the productive dynamics (i.e., Beverton and Holt or Ricker). However, these results could change under the hypothesis of an unfavorable regime shift in the recruitment. In this case, the probability of collapse increases and the probability of recovery declines. The predatory fish kingklip (*Genypterus blacodes*) and southern hake (*Merluccius australis*), that are known to prey on southern sardine, did not exhibit declination responses in their biomass below the suggested limit of 20%. However, this could also change under the scenario of unfavorable regime shift, when the declination response approaches the limit of 20%.

We also built a food web/multispecies model representing the study area using the Ecopath with Ecosim software. The model encompassed 16 functional groups from primary producers to top predators, and the fisheries. The model was fitted to time series of relative abundance of main groups using fishing mortality, vulnerabilities to predation and environmental forcing factors. Later the model was projected forward in time to evaluate the impacts of several management strategies on the dynamics of austral sardine and in the broader ecosystem. Results indicated that the current management strategy (F60% with 20% risk) allowed a sustainable exploitation of the resource without negative impacts on predadors. For each scenario, we calculated a series of ecosystem indicators.

TABLA DE CONTENIDOS

Pág.

RESUMEN EJECUTIVO ..... **i**
ABSTRACT ..... **iv**
TABLA DE CONTENIDOS ..... **vii**
ÍNDICE DE FIGURAS ..... **x**
ÍNDICE DE TABLAS ..... **xvii**
ÍNDICE DE ANEXOS ..... **xix**
1. Antecedentes **1**
2. Objetivos **5**
2.1. Objetivo General 5
2.2. Objetivo Específicos 5
3. Metodología de trabajo **6**
3.1. Objetivo Específico 1 6
3.1.1. Introducción 6
3.1.2. Metodología 7
3.2. Objetivo Específico 2 10
3.2.1. Introducción 10
3.2.2. Metodología 12
3.2.2.1. Caracterización del sistema pesquero 13
3.2.2.2. Marco de referencia 20
3.3. Objetivo Específico 3 24
3.3.1. Introducción 24
3.3.2. Metodología 25
3.3.3. Identificación de brechas 25
3.4. Objetivo Específico 4 30
3.4.1. Introducción 30
3.4.2. Metodología 32
3.4.3. Modelos costo-efectivos 32
3.4.3.1. Bases para el Enfoque Ecosistémico para el manejo de la pesquería de sardina austral 33
3.4.3.2. Evaluación de Estrategias de Manejo (EEM) 36
3.4.3.3. Evaluación del desempeño a nivel multiespecífico y socio-económico 37
3.4.4.4. EEM y Manejo de Pesquerías Basada en el Ecosistema 39
3.4.3.5. Herramientas para el trabajo cuantitativo 40
3.4.4. Estructura y función del ecosistema del mar interior de la X Región 54
4. Resultados **63**
4.1. Objetivo Específico 1 63

4.1.1. Casos de estudio....63
4.1.1.1. Estados Unidos de Norteamérica (USA)....64
4.1.1.2. Pesquería de peces pelágicos pequeños en Sud África....71
4.1.1.3. Noruega....73
4.1.1.4. Australia....74
4.1.1.5. International Council for the Exploration of the Sea (ICES)....75
4.1.1.6. Canadá....77
4.1.1.7. Nueva Zelandia....79
4.1.1.8. Caso especial: Krill en la Antártica....80
4.1.2. Síntesis de la revisión de casos de estudio....83
4.2. Objetivo Específico 2....86
4.2.1. Caracterización del sistema pesquero....86
4.2.1.1. Administración de la pesquería....86
4.2.1.2. Actores de la pesquería....91
4.2.1.3. Aspectos biológico-ecológicos....105
4.2.1.3.1. El ecosistema marino de Chiloé....105
4.2.1.3.2. Sardina austral (*Sprattus fuegensis*)....109
4.2.1.3.3. Merluza del sur o austral (*Merluccius australis*)....118
4.2.1.3.4. Congrio dorado (*Genypterus blacodes*)....125
4.2.1.3.5. Merluza de cola (*Macruronus magellanicus*)....130
4.2.1.3.6. Pejerrey de mar (*Odontesthes regia*)....134
4.2.2. Marco de referencia....135
4.2.2.1. Introducción....135
4.2.2.2. Propuesta del marco de referencia....136
4.2.3. Plan de Manejo para sardina austral....149
4.3. Objetivo Específico 3....170
4.3.1. Identificación de brechas....170
4.3.1.1. Ámbito biológico-ecológico....170
4.3.1.2. Ámbito económico....171
4.3.1.3. Ámbito social....176
4.3.1.4. Ámbito administrativo (Gobernanza)....176
4.4. Objetivo Específico 4....187
4.4.1. Modelo de estimación....187
4.4.1.1. Reproducibilidad de la evaluación monoespecífica 2017....188
4.4.1.2. Dinámica del reclutamiento....190
4.4.1.3. Modelo operativo....194
4.4.1.4. Variables de estado modelo operativo....195
4.4.2. Evaluación de la estrategia de explotación actual....199
4.4.2.1. Desempeño de la estrategia....199
4.4.2.2. Nivel de agotamiento de especies tróficamente dependientes (PREP)....200

4.4.2.3. Desempeño del estimador.....209
4.4.3. Estructura y función del ecosistema del mar interior de la X Región.....210
4.5. Talleres.....240
5. Análisis de resultados, discusión y conclusiones.....241
6. Referencias.....248
7. Horas comprometidas ejecutadas.....270
ANEXOS.....271

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Componentes del ecosistema y sus interacciones abordadas por el enfoque ecosistémico para pesquerías (EEP; Adaptado de FAO, 2003a). Los elementos con bordes negros y con letras en negritas especifican el manejo pesquero convencional. Los elementos enmarcados en azul y con letras en itálicas representan elementos a agregar para el EEP. 10

Figura 2. Proceso de implementación del Enfoque Ecosistémico para pesquerías (Modificado de FAO 2003a).....11

Figura 3. Los tres componentes o subsistemas del Enfoque Ecosistémico para el Manejo de Pesquerías (extraído y modificado de Staples *et al*., 2014). 25

Figura 4. Aplicación de EEM para evaluar la estrategia de explotación mono-específica de sardina austral.....37

Figura 5. Aplicación de evaluación de estrategia de manejo para evaluar la estrategia de explotación monoespecífica de sardina austral y sus efectos en la trama trófica con Ecosim.....38

Figura 6. Área de estudio (ecosistema) correspondiente al mar interior de la X Región.....54

Figura 7. Frecuencia por categoría de grupos funcionales entre especies forraje o de nivel trófico bajo. 63

Figura 8. Puntos biológicos de Referencia multiespecíficos (PBRMs) candidatos modelados como una función de las tasas de mortalidad de pollock y bacalao. Modificado de Moffit *et al*. (2016). 65

Figura 9. Proyecciones monoespecíficas y multiespecíficas de captura anual y capturas biológicamente aceptables $ABC_{x,y,i}$ bajo escenarios de captura con especies objetivo individuales i (i.e., escenarios 1-2). Áreas grises contienen el IC 95% de los valores de $ABC_{x,y,i}$ a partir de 5 proyecciones de temperatura. Las líneas sólidas indican el valor del modelo ajustado y proyectado usando una temperatura histórica constante. (Modificado de Holsman *et al*., 2016).....66

Figura 10. Ilustración conceptual de una regla de control con buffers recomendados para una pesquería de especies forraje. En esta versión (una de un conjunto más amplio de posibilidades), los buffers importantes para la mortalidad por pesca y la biomasa se indican como una precaución para conservar la biomasa y los beneficios que las especies forraje proporcionan como presas para predadores marinos. En esta ilustración, existe una reducción en la probabilidad aceptable de sobrepesca a cualquier tamaño del stock, y en vez de requerir secuencialmente menores probabilidades de sobrepesca bajo B_{MSY}, la probabilidad requerida comienza a decaer en 150% de B_{MSY}, que es mucho más precautorio que la política actual de riesgo. (Modificado de Houde *et al*., 2014) 70

Figura 11. Ejemplo de la dinámica del krill, focas y pingüinos en un modelo predador-presa. Tomado de Watters *et al*. (2013).....83

Figura 12. Desembarque de sardina austral y cuota, Región de Los Lagos años 2010 a 2018. Fuente: Elaboración propia con datos de Anuario Estadístico de Pesca y decretos que establecen cuotas. 88
Figura 13. Representación de la cadena de valor del recurso sardina austral en la Región de Los Lagos.....91
Figura 14. Desembarques mensuales de sardina austral, años 2011 a 2018, Región de Los Lagos. Fuente: Elaboración propia con información de Sernapesca. 94
Figura 15. Estimación empleo directo en etapa de extracción. Fuente: Elaboración propia con información de Sernapesca. 98
Figura 16. Estimación de empleo directo en plantas de proceso. Fuente: Elaboración propia con información de Sernapesca. 99
Figura 17. Estimación del ingreso bruto artesanal derivado de la pesquería de sardina austral Región de Los Lagos, años 2010 a 2017. 100
Figura 18. Esquema general de (arriba) sardina austral (*Sprattus fuegensis*; Whitehead, 1985) y (abajo) *sardina común* (Strangomera bentincki; Whitehead, 1985) 110
Figura 19. Composición del desembarque de recursos pelágicos de la flota artesanal de cerco de la X Región entre 2005 y 2016. Tomado de Aranís *et al*., 2017.....113
Figura 20. Evolución de la flota artesanal de cerco (número de lanchas) que operaron en el mar interior de la X Región, según participación o no dentro de las Pescas de Investigación (PINV), 2005-2016. **: año en que la pesquería pasa a Régimen de Plena Explotación. Tomado de Aranis *et al*., 2017. 113
Figura 21. Esfuerzo de pesca (viajes con pesca, vcp) de la flota artesanal de cerco de la X Región entre 2005 y 2016. Modificado de Aranis *et al*., 2017. 114
Figura 22. Desembarques anuales (miles de toneladas) de sardina austral entre 2006 y 2016 en la Región de Los Lagos (X Región) y la Región de Aysén (XI Región). 115
Figura 23. Tendencias de la biomasa total (BT), desovante (BD), mortalidad por pesca y reclutamientos estimados para sardina austral en el mar interior de la X Región. La línea roja representa la tendencia de las biomasas desde un modelo previo y en los reclutamientos el valor promedio de la serie (Leal & Zúñiga, 2017).....116
Figura 24. Variación anual del índice de reducción del stock desovante de sardina austral y su incertidumbre (zona sombreada) en relación con BD_{MRS} entre 2006 y 2016 (Leal & Zúñiga, 2016) 117
Figura 25. Diagrama de fases de explotación de sardina austral en aguas interiores de la X Región entre 2006 y 2016, basado en mortalidad por pesca (F) y biomasa desovante (BD/BDo) (Leal & Zúñiga, 2016). 118
Figura 26. Esquema general de merluza del sur (*Merluccius australis*; Hutton 1872).....119
Figura 27. Desembarques anuales (miles de toneladas) de merluza austral entre 1977 y 2015 en la zona sur austral (X a XII Región) según flota. Fuente: Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura.....122
Figura 28. Biomasa desovante (miles de toneladas) de merluza del sur estimada mediante acústica entre 2000 y 2015. Modificado de Quiroz *et al*. (2017). 123
Figura 29. Tendencias de la biomasa desovante (BD, miles de toneladas) de merluza del sur entre 1977 y 2015. Tomado de Quiroz *et al*. (2017).....124

Figura 30. Diagrama de fases de explotación de merluza del sur entre 1977 y 2015, basado en mortalidad por pesca (F) y biomasa desovante (BD/BDo). Tomado de Quiroz *et al*. (2017).....125
Figura 31. Esquema general de congrio dorado (*Genypterus blacodes*; Foster 1801).....126
Figura 32. Desembarques anuales (toneladas) de congrio dorado entre 1977 y 2014 a nivel nacional y por flota. Tomado de Chong *et al*. (2015).....128
Figura 33. Biomasa desovante (miles de toneladas) de merluza del sur estimada mediante acústica entre 2000 y 2015. Modificado de Quiroz *et al*. (2017). 129
Figura 34. Diagrama de fases de explotación de congrio dorado (zona norte) entre 1978 y 2016, basado en mortalidad por pesca (F) y biomasa desovante (BD/BDo). Tomado de Contreras & Quiroz (2017). 130
Figura 35. Distribución y densidad relativa de huevos y larvas de merluza de cola en la Patagonia chilena: (a) octubre 1997 y octubre 1998; (b) noviembre de 2010 (Tomado de Alarcón & Arancibia 2015). 132
Figura 36. Esquema de marco de referencia para la implementación del enfoque ecosistémico en una pesquería. Las flechas que conectan el subcomponente implementación con los otros componentes indican retroalimentación (Modificado de FAO, 2003 y Tallis *et al*., 2010). 136
Figura 37. Esquema de un enfoque de sistema experto para integrar información resumida de indicadores de cambio en el gran ecosistema de la Corriente de Benguela (Tomado de Shannon *et al*., 2010). 143
Figura 38. Imágenes de las opiniones de los usuarios respecto de la situación de la pesquería en el ámbito biológico y socioeconómico. Taller Participativo 23 - 25 de enero de 2019. 152
Figura 39. Imágenes de las opiniones de los usuarios respecto de la situación de la pesquería en el ámbito de gobernanza y otras opiniones. Taller Participativo 23 - 25 de enero de 2019. 153
Figura 40. Imágenes de las opiniones de los usuarios respecto de los aspectos buenos y positivos de la pesquería. Taller Participativo 23 - 25 de enero de 2019. 154
Figura 41. Imágenes de las opiniones de los usuarios respecto sobre cómo nos imaginamos la pesquería a futuro. Taller Participativo 23 - 25 de enero de 2019. 155
Figura 42. Diagrama de fase para la pesquería de sardina austral de la X Región. 167
Figura 43. Tres tipos de estrategias de manejo para cumplir el objetivo de manejo: a) Mortalidad por pesca constante=$F_{objetivo}$ (línea roja); b) Mortalidad por pesca en rampa (línea azul); y c) Mortalidad por pesca en logística (línea verde). 169
Figura 44. Estructura de tallas en las capturas y en el crucero de evaluación, 2006-2017.....188
Figura 45. Ajuste de la estructura de longitud de la flota en la pesquería de sardina austral en mar interior de la Región de Los Lagos. Barras (datos observados), líneas (modelo ajustado). 190
Figura 46. Ajuste de la estructura de longitud de sardina austral en los cruceros de evaluación directa en el mar interior de la Región de Los Lagos. Barras (datos observados), líneas (modelo ajustado). 191

Figura 47. Biomasa total y biomasa desovante (A), reclutamiento (B), mortalidad por pesca (C) y reducción del stock desovante en relación a la biomasa desovante virginal de sardina austral en el periodo 2006-2017. 192
Figura 48. Serie de tiempo del logaritmo del reclutamiento anual de sardina austral (izquierda) y del tamaño del stock desovante (derecha), periodo 2007-2017. Las líneas horizontales indican cambios en el nivel promedio dentro de cada serie de tiempo. 192
Figura 49. Función de autocorrelación (ACF) y de autocorrelación parcial (PACF) del reclutamiento de sardina austral en escala logaritmo (2007-2017). 193
Figura 50. Función de correlación cruzada de rangos de Spearman entre el logaritmo del reclutamiento y la biomasa desovante. 193
Figura 51. Ajuste del modelo operativo a los cambios de CPUE y biomasa acústica de sardina austral, periodo 2006-2017. 194
Figura 52. Ajuste del modelo operativo a los cambios de CPUE y biomasa acústica de sardina austral, periodo 2006-2017. 195
Figura 53. Biomasa total (azul) y biomasa desovante (verde) del Modelo Operativo (OP, línea continua) y el Modelo de Estimación (SAM, línea segmentada). 196
Figura 54. Reclutamiento del modelo operativo de sardina austral, periodo 2006-2017. 196
Figura 55. Mortalidad por pesca (izquierda) e indicadores de agotamiento de biomasa (derecha), donde se representa el objetivo de manejo (línea verde) y el punto de referencia límite (línea roja). 197
Figura 56. Relación entre el reclutamiento y la biomasa desovante de sardina austral condicionando el modelo operativo con los modelos stock-recluta de Beverton y Holt (izquierda) y de Ricker (derecha). La línea segmentada representa la línea de reemplazo no explotada, y el punto negro indica el nivel de reclutamiento promedio no explotado (R_0) y la biomasa desovante no explotada (S_0). 198
Figura 57. Curvas de producción derivadas a partir de parámetros de historia de vida (peso medio a la edad, madurez y mortalidad natural), selectividad, y steepness transformado la biomasa desovante por recluta y el rendimiento por recluta. 199
Figura 58. Razón del potencial reproductivo, captura anual, mortalidad por pesca y biomasa desovante, proyectadas entre 2018 y 2034 según 4 niveles de mortalidad por pesca (F=0, F=80, F=60, F=status quo). Panel superior A corresponde al escenario 1, y el panel inferior B corresponde al escenario 2. 201
Figura 59. Razón del potencial reproductivo, captura anual, mortalidad por pesca y biomasa desovante, proyectadas entre 2018 y 2034 según 4 niveles de mortalidad por pesca (F=0, F=80, F=60, F=status quo). Panel superior A corresponde al escenario 3, y el panel inferior B corresponde al escenario 4. 202
Figura 60. Probabilidad de colapso (panel superior A) y de recuperación (panel inferior B) según 4 niveles de mortalidad por pesca (F=0, F=80, F=60, F=status quo). Panel A y B corresponden de izquierda a derecha a escenarios 1, 2, 3 y 4. 203
Figura 61. Razón del potencial reproductivo, captura anual, mortalidad por pesca y biomasa desovante, proyectadas entre 2018 y 2034 según 4 niveles de mortalidad por pesca (F=0, F=80, F=60, F=status quo). Panel superior A corresponde al escenario 5, y el panel inferior B corresponde al escenario 6. 204

Figura 62. Probabilidad de colapso (panel superior A) y de recuperación (panel inferior B) según 4 niveles de mortalidad por pesca (F=0, F=80, F=60, F=status quo). Panel A y B corresponden de izquierda a derecha a escenarios 5 y 6.....205

Figura 63. Respuesta potencial de los predadores en función del agotamiento de sardina austral bajo incertidumbre. La línea segmentada representa el nivel límite de agotamiento para el predador (20%). Estrategia de explotación constantes: F=status quo, F60%, F80% comparados con la ausencia de pesca (F=0) (línea verde). Panel superior A corresponde al escenario 1, y el panel inferior B corresponde al escenario 2. 206

Figura 64. Respuesta potencial de los predadores en función del agotamiento de sardina austral bajo incertidumbre. La línea segmentada representa el nivel límite de agotamiento para el predador (20%). Estrategia de explotación constantes: F=statu quo, F60%, F80% comparados con la ausencia de pesca (F=0) (línea verde). Panel superior A corresponde al escenario 3, y el panel inferior B corresponde al escenario 4. 207

Figura 65. Respuesta potencial de los predadores en función del agotamiento de sardina austral bajo incertidumbre. La línea segmentada representa el nivel límite de agotamiento para el predador (20%). Estrategia de explotación constantes: F=status quo, F60%, F80% comparados con la ausencia de pesca (F=0) (línea verde). Panel superior A corresponde al escenario 5, y el panel inferior B corresponde al escenario 6. 208

Figura 65. Dagrama de flujo de la trama trófica del ecosistema del Mar Interior de la X Región de los Lagos. El eje de las ordenadas representa el nivel trófico de cada grupo. 216

Figura 67. Biomasa total y biomasa acústica (arriba izquierda), mortalidad por pesca (año^{-1}, arriba derecha) y desembarques anuales de sardina austral (*Sprattus fuegensis*) en el mar interior de la X Región entre 2006 y 2018. Biomasas modificadas de Leal y Zúñiga (2017) y Legua *et al*. (2018) 220

Figura 68. Biomasa total (miles de toneladas, arriba) y desembarque total (miles t, abajo) de merluza del sur en el mar interior de la X Región entre 2006 y 2018. Biomasas modificadas de Perez & Quiroz (2019). 221

Figura 69. Desembarques de congrio dorado (miles de toneladas, arriba) y raya volantín (miles toneladas, abajo) en el mar interior de la X Región entre 2006 y 2018 (Fuente: Servicio Nacional de Pesca).....222

Figura 70. Ajustes series de tiempo de biomasa (total y acústica, arriba izquierda), desembarques (miles de tons, arriba derecha) de sardina austral, biomasa (miles tons, centro, izquierda) y capturas (miles tons, centro, derecha) de merluza del sur, desembarques de congrio dorado (abajo izquierda) entre 2006 y 2018, y desembarques de raya volantín (miles tons, abajo derecha) entre 2006 y 2018. Puntos representan observaciones y la línea roja el ajuste.....223

Figura 71. Ajustes series de tiempo de biomasa (miles tons) de lobo de mar común (*Otaria flavescens*) en el mar interior de la X Región. Puntos representan observaciones y la línea roja el ajuste. 224

Figura 72. Curvas de producción de sardina austral del mar interior de la X Región. MSYss = rendimiento máximo sostenido monoespecífico; MSYms = rendimiento máximo sostenido multiespecífico. Las bandas representan intevalo intercuartil. 224

Figura 73. Mortalidad por pesca (año^{-1}) de referencia para simular estrategias de explotación de sardina austral y su impacto en otros grupos funcionales. 225

Figura 74. Biomasa relativa de sardina austral (respecto del año 2018) según distintas estrategias de explotación (mortalidad por pesca). La línea segmentada vertical representa el inicio de la simulación. 226
Figura 75. Biomasa relativa de merluza del sur (respecto del año 2018) según distintas estrategias de explotación (mortalidad por pesca). La línea segmentada vertical representa el inicio de la simulación. 227
Figura 76. Biomasa relativa de congrio dorado (respecto del 2018) según distintas estrategias de explotación (mortalidad por pesca). La línea segmentada vertical representa el inicio de la simulación. 228
Figura 77. Biomasa relativa de raya volantín (respecto del año 2018) según distintas estrategias de explotación (mortalidad por pesca). La línea segmentada vertical representa el inicio de la simulación. 229
Figura 78. Biomasa relativa de lobo de mar común (respecto del año 2018) según distintas estrategias de explotación (mortalidad por pesca). La línea segmentada vertical representa el inicio de la simulación....230
Figura 79. Valor de la captura de sardina austral (relativo al año 2018) según distintas estrategias de explotación (mortalidad por pesca). La línea segmentada vertical representa el inicio de la simulación. 231
Figura 80. Valor de la captura de merluza del sur (relativo al año 2018) según distintas estrategias de explotación (mortalidad por pesca) de sardina austral. La línea segmentada vertical representa el inicio de la simulación....232
Figura 81. Valor de la captura (relativo al año 2018) de congrio dorado (arriba) y raya volantín (abajo) según distintas estrategias de explotación (mortalidad por pesca) de sardina austral. La línea segmentada vertical representa el inicio de la simulación. 233
Figura 82. Biomasa total (relativa al año 2018) del ecosistema del mar interior de la X Región según distintas estrategias de explotación (mortalidad por pesca) de sardina austral. La línea segmentada vertical representa el inicio de la simulación....234
Figura 83. Biomasa de peces (relativa al año 2018) del ecosistema del mar interior de la X Región según distintas estrategias de explotación (mortalidad por pesca) de sardina austral. La línea segmentada vertical representa el inicio de la simulación....235
Figura 84. Captura total (relativa al año 2018) de la comunidad del ecosistema del mar interior de la X Región según distintas estrategias de explotación (mortalidad por pesca) de sardina austral. La línea segmentada vertical representa el inicio de la simulación. 236
Figura 85. Proporción de predadores en la comunidad del ecosistema del mar interior de la X Región según distintas estrategias de explotación (mortalidad por pesca) de sardina austral. La línea segmentada vertical representa el inicio de la simulación. 237
Figura 86. Nivel trófico de la comunidad relativo al año 2018 según distintas estrategias de explotación (mortalidad por pesca) de sardina austral. Panel superior: nivel trófico de la comunidad relativo sin considerar a los productores y detrito; panel inferior: nivel trófico relativo de la captura en el ecosistema del mar interior de la X Región. La línea segmentada vertical representa el inicio de la simulación. 238
Figura 87. Índice de diversidad de Kempton (arriba) y Shannon (abajo) de la comunidad en el ecosistema del mar interior de la X Región según distintas estrategias de explotación

(mortalidad por pesca) de sardina austral. La línea segmentada vertical representa el inicio de la simulación. 239

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Conceptualización de variables consideradas en las entrevistas. 15
Tabla 2. Número de entrevistas por categoría de actores. 16
Tabla 3. Parámetros de historia de vida de sardina austral (Cerna *et al*., 2007; Leal *et al*., 2013). 51
Tabla 4. Longitud media (L_j, cm), peso promedio (W_j, gr), patrón de explotación (s_j) y proporción de peces maduros (m_j) y mortalidad natural (M_j) por edad de sardina austral. 51
Tabla 5. Ejemplo de la implementacion del enfoque ecosistémico en pesquerías de pequeños pelágicos en Sud África. 72
Tabla 6. Objetivos de manejo para los distintos tipos de stocks en Noruega. 73
Tabla 7. Distribución de la cuota anual de captura de sardina austral en la Región de Los Lagos para el año 2018. Fuente: elaboración propia según D.Ex. N° 670 del 2017. 87
Tabla 8. Organizaciones de pescadores artesanales participantes del RAE de sardina austral de la Región de Los Lagos, año 2018. Elaboración propia según Resolución Exenta N° 4503 del 2017. 89
Tabla 9. Resoluciones que autorizaron cesiones de cuotas en RAE sardina austral de la Región de Los Lagos, año 2017. Elaboración propia según resoluciones de Subsecretaria de Pesca y Acuicultura 90
Tabla 10. Número de organizaciones, embarcaciones y armadores en la pesquería de sardina austral, años 2014 a 2018. Fuente: Elaboración propia con información de Sernapesca y Subpesca. 92
Tabla 11. Distribución de desembarque de sardina austral en la Región de los Lagos por tipo de embarcación, año 2017. Elaboración propia con información de Sernapesca. 93
Tabla 12. Destino de los desembarques de sardina austral, años 2015 a 2017. Fuente: Elaboración propia con información de Sernapesca. 94
Tabla 13. Sardina austral como materia prima y producto final, años 2014 a 2016. Fuente: Elaboración propia con información de Anuario Estadístico de Pesca. 95
Tabla 14. Costos de operación en pesquería de sardina austral para el año 2017. Fuente: Elaboración propia con información de entrevistas. 102
Tabla 15. Ingreso bruto de una unidad productiva dedicada a la extracción de sardina austral estimado con información del año 2017, Fuente: Elaboración propia con información de entrevistas. 103
Tabla 16. Costos anuales de operación para una unidad productiva dedicada a la extracción de sardina austral estimado con información del año 2017. Fuente: Elaboración propia con información de entrevistas. 104
Tabla 17. Costos anuales de operación para una unidad productiva dedicada a la extracción de sardina austral estimado con información del año 2017. Fuente: Elaboración propia con información de entrevistas. 105

Tabla 18. Valores y objetivos de alto nivel que fueron identificados como relevantes para la Bio-región de la Costa Oeste de Australia. (Modificado de Fletcher *et al.*, 2010).....138
Tabla 19. Indicadores socio-económicos propuestos en la literatura para apoyar el manejo pesquero con enfoque ecosistémico. 142
Tabla 20. Indicadores económicos susceptibles de utilizar para apoyar el manejo pesquero con enfoque ecosistémico. 142
Tabla 21. Plan de Manejo de la pesquería de sardina austral. **Dimensión biológica**. 157
Tabla 22. Plan de Manejo de la pesquería de sardina austral. **Dimensión ecológica**.....158
Tabla 23. Plan de Manejo de la pesquería de sardina austral. **Dimensión social**. 160
Tabla 24. Plan de Manejo de la pesquería de sardina austral. **Dimensión económica**. 162
Tabla 25. Plan de Manejo de la pesquería de sardina austral. **Dimensión gobernanza**. 163
Tabla 26. Plan de Manejo de la pesquería de sardina austral. **Programa de recuperación**. ...166
Tabla 27. Estado del conocimiento (brechas) sobre aspectos biológico-ecológicos necesarios de superar para la implementación del EEP. 172
Tabla 28. Estado del conocimiento (brechas) sobre aspectos económicos y comercialización necesarios de superar para la implementación del EEP.....175
Tabla 29. Estado del conocimiento (brechas) sobre aspectos sociales necesarios de superar para la implementación del EEP. 178
Tabla 30. Estado del conocimiento (brechas) sobre aspectos administrativos (gobernanza) necesarios de superar para la implementación del EEP.....179
Tabla 31. Resumen de los datos e información de entrada al modelo de evaluación de stock de sardina austral (Fuente: Leal & Zúñiga, 2017). 187
Tabla 32. Desembarque, CPUE y Biomasa acústica de sardina austral en la Unidad de Pesquería de la Región de Los Lagos (Fuente: Leal y Zúñiga, 2017).....189
Tabla 33. Probabilidad promedio de *Macruronus magellanicus juvenil* y *Merluccius australis juvenil*, de superar el umbral del 20%, de PREP entre los años 2018 y 2034. 209
Tabla 34. Error relativo medio (MRE) para variables de referencia poblacional de sardina austral, según los diferentes escenarios y reglas de explotación evaluadas en este estudio. .210
Tabla 35. Nombres de los grupos funcionales incluidos en el modelo de la trama trófica del mar interior de la X Región.....211
Tabla 36. Fuente de información para los parámetros de entrada del modelo Ecopath que representa la trama trófica del ecositema del mar interior de la X Región.....214
Tabla 37. Datos de entrada del modelo Ecopath que representa la trama trófica del ecositema del mar interior de la X Región. Año 2006. En azul los valores estimados por Ecopath. 215
Tabla 38. Capturas/desembarques anuales (año 2006) de los grupos funcionales incluidos en el modelo de la trama trófica del mar interior de la X Región. 217
Tabla 39. Matriz de composición relativa de la dieta de los grupos funcionales incluidos en el modelo de la trama trófica de mar interior de la X Región.....219

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1. Propuesta de entrevistas y grupos focales.....272
Anexo 2. Taller Internacional. Valparaíso.....280
Anexo 3. Taller Participativo con usuarios. Puerto Montt.....289
Anexo 4. Minuta primera reunión de coordinación.....298
Anexo 5. Respuestas equipo ejecutor a comentarios del revisor sobre informe pre-final 303

1. Antecedentes

El manejo sostenible de los recursos naturales depende de nuestra capacidad para predecir las posibles consecuencias de alternativas de gestión y políticas de manejo sobre los sistemas naturales complejos. Entonces, se necesita herramientas integradoras que contemplen los distintos componentes de los sistemas a manejar y sus interacciones (Kimmins *et al*., 2008). En el caso del manejo de recursos marinos, éste tiene como propósito asegurar beneficios para la sociedad, ya sea maximizando el valor económico de uno o más stocks o la captura para satisfacer la demanda alimentaria (Hilborn, 2011; Greiber, 2009). Sin embargo, también se busca obtener una combinación de beneficios de objetivos mixtos donde tienen lugar la economía, la alimentación, el empleo y la conservación (Cisneros-Montemayor, 2013).

En este contexto es de suma importancia reconocer que los recursos marinos forman parte de ecosistemas complejos y poseen tasas de productividad/mortalidad natural variables, y que además poseen relaciones tróficas con otras especies. Así, en algunas especies marinas el valor ecológico (e.g., como presas, como predadores, estructuradores de hábitat, etc., Worm *et al*., 2009) no se relaciona con el valor económico otorgado por los usuarios y el mercado (e.g., industria pesquera) (Kolding *et al*., 2016). En estos casos, el manejo sustentable se torna más complejo y es necesario reconocer explícitamente a los sistemas ecológico y social circundantes (Defeo, 2015).

Existe acuerdo global en que el enfoque ecosistémico en la pesca (EEP) es el modelo adecuado para el manejo de los recursos marinos (Leslie & Kinzig, 2009). Este enfoque, en contraste con el manejo tradicional centralizado (Berkes, 2010) basado en una especie objetivo o en un sector (Leslie & McLeod, 2007), reconoce la conección entre los elementos del ecosistema incluidos los humanos (McLeod *et al*., 2005), y los procesos necesarios para obtener los servicios que se necesitan de los océanos (Guerry, 2005; Arkema *et al*., 2006; Rodríguez & Reul, 2010). La implementación del EEP depende y deberá adaptarse a las características de cada lugar y requiere un esfuerzo coordinado entre los diferentes actores para manejar las actividades humanas que impactan a los ecosistemas (Guerry, 2005; Leslie & McLeod, 2007; Lubchenco & Sutley, 2010). A pesar de que se han descrito los principios, elementos clave, y guías para la puesta en práctica del EEP (McLeod *et al*., 2005; Leslie & McLeod, 2007; Lester *et al*., 2010), aún se requiere

construir un puente entre la teoría y su implementación práctica (Ruckelshaus *et al*., 2008; Lester *et al*., 2010).

Actualmente, los modelos monoespecíficos siguen siendo la herramienta dominante para proporcionar asesoramiento científico para el manejo de las poblaciones de interés comercial. Sin embargo, existe consenso en que esta aproximación es insuficiente para el EEP (Rademeyer *et al*., 2007; 2008; Gibbs, 2010; Gibbs & Thébaud, 2012). En este sentido, se hace cada vez más importante que evaluadores, tomadores de decisión y usuarios comprendan y manejen los enfoques mono y multi-específicos (Plagányi *et al*., 2014).

Un ejemplo de lo anterior son las especies de forraje (Smith *et al*., 2011; Pikitch *et al*., 2012), donde se cuenta a peces pelágicos pequeños (sardinas y anchovetas), calamares, krill y estados juveniles de peces demersales, entre otros (Bigford, 2014; Engelhard *et al*., 2014). Estas especies se caracterizan por presentar crecimiento individual rápido, tamaño corporal pequeño, alta fecundidad, y ciclo de vida corto. Estas características permiten que las especies forraje respondan muy rápidamente a condiciones ambientales variables (Carscadden *et al*., 2001). De esta manera, su abundancia poblacional crece/decae de manera explosiva cuando las condiciones del ecosistema son favorables/desfavorables a los procesos de sobrevivencia y reclutamiento (Chavez *et al*., 2003; Pikitch *et al*., 2012). Sin embargo, también se reconoce que la sobrepesca de adultos en este tipo de especies puede amplificar los efectos negativos de un régimen climático desfavorable (Cisneros-Mata *et al*., 1995; Csirke, 1989). En general, las especies de forraje se ubican en niveles tróficos bajos (NTB) a intermedios y presentan alta abundancia relativa, lo que les permite sustentar, en la mayoría de los casos, pesquerías globalmente significativas. Sin embargo, también sustentan a gran parte de la trama trófica incluyendo especies que son recursos y otras que son importantes para el estado de conservación del ecosistema como aves y mamíferos (Mackinson *et al*., 1997; Cury *et al*., 2011; Smith *et al*., 2011).

Desde el punto de vista ecológico, las características más importantes de las especies de forraje son (i) ser la vía energética principal desde el plancton hacia las especies depredadoras que conforman la mayoría de los stocks pesqueros (Hannesson *et al*., 2009; Ahrens *et al*., 2012) y (ii) pueden ser poblaciones cintura de avispa, esto es, controlan tanto a predadores como a presas, siendo ellas

controladas por el ambiente (Cury *et al*., 2011). Por lo anterior, es importante conceptualizar el manejo pesquero de los peces de forraje de forma distinta al de otras especies en el ecosistema. En este sentido, las recomendaciones de manejo serán muy diferentes si se trata a una especie de forraje como ente aislado (enfoque tradicional) o como la base alimentaria para muchas otras especies (enfoque moderno). Es claro que evaluar el impacto de la (sobre) explotación de especies de forraje sobre la biomasa de especies predadoras (muchas de las cuales son recursos) es un aspecto clave para una gestión sustentable y un ecosistema saludable (Andersen *et al.*, 2015). Obviamente, la representación cuantitativa de un ecosistema requiere mayor cantidad de información comparada con el caso del estudio de un único stock (Plagányi, 2007), debido a que se debe integrar indicadores ecológicos y económicos dentro de modelos de manejo, con lo que se puede avanzar hacia un manejo basado en ecosistemas (MBE) también conocido como enfoque ecosistémico para la pesca (EEP) (Hilborn, 2011; Plagányi *et al*., 2014). La necesidad del EEP se basa en la creciente toma de conciencia respecto de la necesidad de considerar los impactos de la pesca en los ecosistemas y sus consecuencias socioeconómicas (De Groot *et al*., 2002; Varjopuro *et al.*, 2008; Greiber, 2009; Guerry *et al*., 2012).

Las pesquerías basadas en peces pelágicos pequeños tales como sardinas y anchovetas son de las más productivas y variables del mundo, por lo que su evaluación y manejo son particularmente difíciles e inciertos (Barange *et al*., 2005). En términos de su rol funcional, este tipo de peces parecen ejercer control por depredación (top-down) sobre el zooplancton, al mismo tiempo que pueden ejercer control como presas (bottom-up) en peces, aves marinas y mamíferos (Cury *et al*., 2003), constituyendo de esta manera poblaciones tipo "cintura de avispa" ubicándose en un nivel trófico bajo a medio (Cury *et al*., 2003).

Los planes de manejo modernos diseñados para maximizar beneficios obtenidos de la explotación de los peces de forraje incorporan la idea de permitir un escape de biomasa que permita satisfacer el consumo de alimento de otras especies. Ejemplo de ello son los planes de manejo para el bacalao (*Dissostichus mawsoni*) del Mar de Ross (Pinkerton & Bradford-Grieve, 2010) y del krill en la Antártica (Atkinson *et al*., 2012). Sin embargo, el objetivo principal de esos planes permanece dentro del contexto de manejo óptimo de una sola especie (Herrick *et al*., 2007; CCMLAR, Schedule of Conservation Measures in Force 2015/16 Season-www.ccmlar.org). Aunque tales

estrategias consideran componentes biológicos y económicos, y representan avances en cuanto a los esquemas tradicionales, deben complementarse con modelos de ecosistemas (Pauly *et al*., 2000; Tuckey *et al*., 2011). Comparativamente, se ha realizado estudios con modelos de ecosistema que muestran que, dado el precio de mercado de la sardina (*Sardinops sagax*) en comparación con otros peces en el sistema de la corriente de Humboldt frente a Perú, sería económicamente óptimo limitar su pesquería para resguardar alimento para especies con mayor valor económico y/o ecológico (Hannesson *et al*., 2009; Bertrand *et al*., 2012).

En el sistema del mar interior de la X Región de Chile la especie de pez pelágico dominante en términos de abundancia y biomasa es la sardina austral o sardina de los canales (*Sprattus fuegensis*), seguida en orden de importancia por sardina común (*Strangomera bentincki*) y anchoveta (*Engraulis ringens*) (Aranis *et al*., 2007; Cubillos *et al*., 2014). Como muchas otras especies de peces pelágicos de tamaño pequeño, la importancia ecológica de sardina austral en el ecosistema austral de Chile estaría dada por su carácter de presa para (i) peces que conforman recursos de importancia económica en la llamada Pesquería Demersal Austral (PDA), explotados por pescadores artesanales de las regiones X a XII y por el sector industrial en el mar exterior (Neira *et al*., 2014); y, (ii) otras especies claves del ecosistema (Zuleta & Rubilar, 2010). El manejo actual de la pesquería de sardina austral en el mar interior de la X Región se basa en el supuesto que ésta constituye una sola unidad de stock (Leal *et al*., 2015) y su explotación se regula en base a cuotas globales anuales de captura que tienden al rendimiento máximo sostenido (RMS).

Considerando que se ha avanzado en el conocimiento biológico y ecológico de sardina austral, el siguiente paso es combinar este conocimiento con información socioeconómica de su pesquería en la X Región para avanzar en la implementación del EEP en esta y otras pesquerías basadas peces pelágicos en Chile, siendo ese el objetivo principal que motivó la realización del presente estudio.

2. Objetivos

2.1. Objetivo General

Diseñar las bases científico-técnicas para implementar el enfoque ecosistémico en la pesquería de sardina austral de aguas interiores de la X Región de Los Lagos.

2.2. Objetivo Específicos

2.2.1. Sintetizar la experiencia internacional sobre la implementación del enfoque ecosistémico en pesquerías de especies de nivel trófico bajo (NTB), presentando casos de estudio de pelágicos pequeños o pesquerías afines.

2.2.2. Proponer un marco conceptual y/o de referencia para implementar el enfoque ecosistémico en la pesquería de sardina austral de aguas interiores de la X Región de Los Lagos, sobre la base de indicadores mutidimensionales, que contemplen aspectos económicos, sociales y biológicos.

2.2.3. Identificar y priorizar brechas de información y conocimiento requeridos de ser superadas, y los costos de su superación, para la implementación del marco de referencia definido en el objetivo específico 2.

2.2.4. Evaluar multidimensionalmente escenarios alternativos de explotación de sardina austral en un contexto multiespecífico con su consecuente propuesta de curso de acción que se haga cargo del impacto en la componente humana y el sistema productivo.

3. Metodología de trabajo

3.1. Objetivo Específico 1

Sintetizar la experiencia internacional sobre la implementación del enfoque ecosistémico en pesquerías de especies de nivel trófico bajo (NTB), presentando casos de estudio de pelágicos pequeños o pesquerías afines.

3.1.1. Introducción

El enfoque ecosistémico ha emergido en las últimas décadas, principalmente para promover la conservación de la biodiversidad y más recientemente compromisos sectoriales en el manejo de ecosistemas marinos (FAO, 2003a).

Sin embargo, a nivel global el progreso en su implementación ha sido más bien lento y liderado por unas pocas naciones como Estados Unidos, Noruega, Nueva Zelandia, Sud África, Canadá y Australia (Pitcher *et al*., 2009). En este mismo ranking Chile presentó un desempeño pobre, aunque en ese período aún no se realizaban las modificaciones a la LGPyA que incluyen el enfoque ecosistémico.

Más recientemente, Marshak *et al*. (2017) evaluaron el estado, práctica y operatividad del enfoque ecosistémico para el manejo aplicando una encuesta a los participantes de un taller internacional sobre la materia (ICES, 2016). En la encuesta se consultó sobre las perspectivas, conocimiento, y aplicación de este enfoque en sus respectivos países. El sondeo indicó una comprensión general adecuada del enfoque ecosistémcio por parte de los encuestados, quienes dieron una definición clara del concepto. Los desafíos principales percibidos fueron el conocimiento limitado, los conflictos de interés, la comunicación insuficiente, y los marcos legales organizacionales o gobernanzas limitados. La mayoría de los encuestados involucrados directamente en el enfoque ecosistémico respondió que los procesos para la aplicación del conocimiento integrado para la evaluación de aspectos claves ya existían o estaban en desarrollo, y que la capacidad para ejecutarlos es alta. El estudio de Marshak *et al*. (2017) también reveló una percepción positiva de

los encuestados respecto de considerar un enfoque ecosistémico integrado y amplio en su respectivo sector. Si bien la mayoría de los encuestados provenían de la región del Atlántico norte, los resultados indicaron que la comunidad internacional está convergiendo hacia enfoques integrados y de gran escala para el manejo.

Debido a su rol en el ecosistema y su sensibilidad a cambios ambientales y la pesca, el manejo de especies forraje es complejo. Esto puede ejemplificarse con las interacciones entre dos especies forraje, el arenque (*Clupea arengus*) y el capelin (*Mallotus villotus*), y su predador el bacalao (*Gadus morhua*) en el Mar de Barents. Los colapsos en el capelin son causados por incrementos en la predación del arenque sobre las larvas del capelin (Gjøsaeter *et al*., 2012), y la recuperación del stock de capelin se ve retardada por la predación del bacalao. Por otra parte, el reclutamiento del bacalao y el arenque se ve afectado fuertemente por el clima, que a su vez afecta también la abundancia de capelin. Se ha registrado que el colapso del capelin resulta en aumento del canibalismo y disminución de la condición corporal en el bacalao (Hjermann et al., 2004). Sin embargo, la sobreexplotación de capelin aumenta el impacto de la predación del bacalao sobre capelin. Esto se explica porque el bacalao es un predador altamente dependiente de capelin, incluso en condiciones de baja abundancia de esta última especie. Este ejemplo muestra que los factores detrás de la abundancia de predadores y presas no pueden analizarse individualmente, sino que deben considerarse usando un enfoque ecosistémico que incluya los cambios ambientales, así como los cambios en las interacciones predador-presa.

3.1.2. Metodología

Para recoger la experiencia internacional sobre la implementación del Enfoque Ecosistémico en pesquerías de peces pelágicos de pequeño tamaño o pesquerías afines, se revisó literatura científico-técnica disponible en distintas bases de datos científicas (ASFA, Aquatic Sciencies and Fisheries Abstracts; Oceanic Abstracts; Science Direct; Springer link; Scholar Google; ResearchGATE), así como depositorios web de agencias gubernamentales, regionales e internacionales. Nuestro enfoque de búsqueda de literatura y estudios de casos se basó en tres pasos, a saber:

Primero se realizó una búsqueda sistemática de citaciones de publicaciones clave en la literatura académica y fuentes relacionadas, donde se describa y contextualice el manejo pesquero con enfoque ecosistémico y conceptos afines (e.g., Reportes Técnicos FAO). Se usó Google Scholar (www.scholar.google.com) como motor de búsqueda para el período 2003 (fecha del FAO 2003 sobre Enfoque Ecosistémico para Pesquerías) hasta 2018. Se prefirió este motor por sobre Scopus y Web of Science porque estas últimas están limitadas a publicaciones académicas y, por lo tanto, no incluyen informes técnicos tipo FAO o de otras agencias. También se revisó las páginas web de actores claves, tanto a nivel internacional como regional, relacionados directa o indirectamente con el sector pesca (e.g., Agencias de las Naciones Unidas, Organizaciones No Gubernamentales, International Council for the Exploitation of the Sea, Centros y Redes de investigación, entre otros) por cualquier mención a Enfoque Ecosistémico para Pesquerías (EAF), Enfoque Ecosistémico para el Manejo de Pesquerías (EAFM) o Manejo Pesquero Basado en el Ecosistema (EBFM) en sus mandatos, trabajos y materiales publicados.

En segundo lugar, se revisó las páginas web de actores claves relacionados directa o indirectamente al sector de pesca a nivel de país. Se examinó menciones a enfoque ecosistémicos para pesquerías (y conceptos afines) en sus mandatos (legislaciones), trabajos y materiales publicados. Nuestro análisis se basó en países y no en pesquerías individuales, ya que la Convención de la Ley del Mar establece que las naciones estado son las responsables del control de todas las pesquerías que ocurren dentro de las Zonas Económicas Exclusivas, así como de sus embarcaciones que operan en mar abierto. La selección de países se basó en lo reportado por Pitcher *et al*. (2009) quienes evaluaron el progreso e implementación del EBMF en los 33 países que representan sobre 90% de la captura mundial (más Australia como caso de estudio). Se consideró este análisis por su representatividad global, ya que estudios más recientes sólo incluyen la región del Atlántico norte (e.g., Marshak et al., 2017) o estudios de caso europeos (Stephansson et al., 2019). Pitcher *et al*. (2009) reportaron que sólo 6 países tuvieron un buen desempeño, a saber: Estados Unidos de Norteamérica, Noruega, Nueva Zelanda, Sud África, Canadá y Australia. Otros tres países obtuvieron un puntaje aceptable (Islandia, Japón y Malasia), mientras que Chile, China, UK, Argentina, Brasil, Paquistán, Indonesia, Marruecos, Taiwán, Turquía, Vietnam, Tailandia, Rusia, y Myanmar tuvieron un desempeño pobre. Para cada país, se revisó por tipo de pesquería y se

estudió con detalle aquellas que correspondieron a pesquerías de nivel trófico bajo o afines y pesquerías pelágicas en general. En el taller internacional de este proyecto, se discutió si los expertos internacionales consideraban que la situación actual ha cambiado respecto de las conclusiones de Pitcher *et al*. (2009). La conclusión fue que de repetirse el análisis no habría mayor cambio en las conclusiones (Dr. Prof. Tony Pitcher, comunicación personal).

En tercer lugar, se realizó una búsqueda sistemática estricta para los términos "implementation of the ecosystem approach to fisheries in pelagic fisheries", "ecosystem approach to fisheries in low trophic level fisheries", y "ecosystem approach to fisheries in forage species", con el fin de evaluar enfoques metodológicos y estudios de caso recientes en la literatura científica. Se elaboró un catálogo o dossier electrónico en ENDNOTE que contiene ordenadamente los principales documentos consultados y que se acompaña a este informe.

3.2. Objetivo Específico 2

Proponer un marco conceptual y/o de referencia para implementar el enfoque ecosistémico en la pesquería de sardina austral de aguas interiores de la X Región de Los Lagos, sobre la base de indicadores mutidimensionales, que contemplen aspectos económicos, sociales y biológicos.

3.2.1. Introducción

El enfoque ecosistémico para pesquerías (EEP) requiere avanzar desde el conocimiento biológico de una especie y su pesquería hacia los demás componentes del ecosistema y sus interacciones (Fig. 1) para balancear adecuadamente el bienestar de la sociedad y el bienestar del ecosistema (Prescott-Allen, 2001; FAO, 2003a).

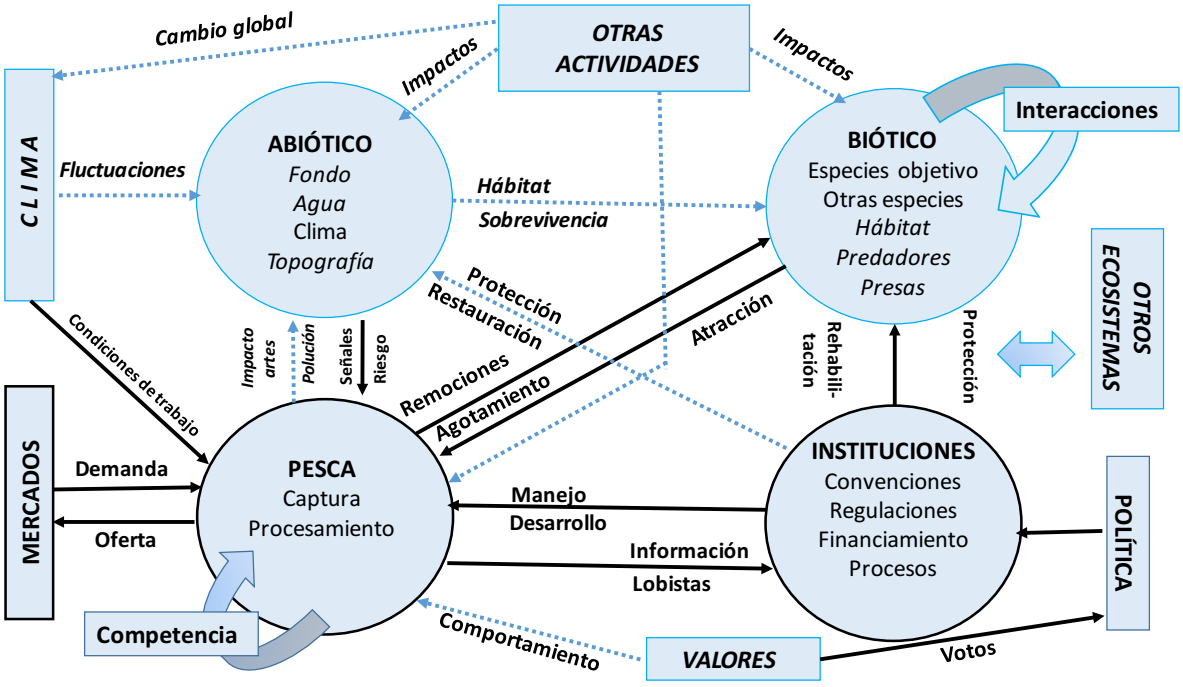


Figura 1. Componentes del ecosistema y sus interacciones abordadas por el enfoque ecosistémico para pesquerías (EEP; Adaptado de FAO, 2003a). Los elementos con bordes negros y con letras en negritas especifican el manejo pesquero convencional. Los elementos enmarcados en azul y con letras en itálicas representan elementos a agregar para el EEP.

La implementación del EEP (Fig. 2) requiere una base científica sólida, cuyos elementos permiten evaluar los efectos de las medidas de manejo en el ecosistema y el sistema pesquero asociado (FAO, 2003a).

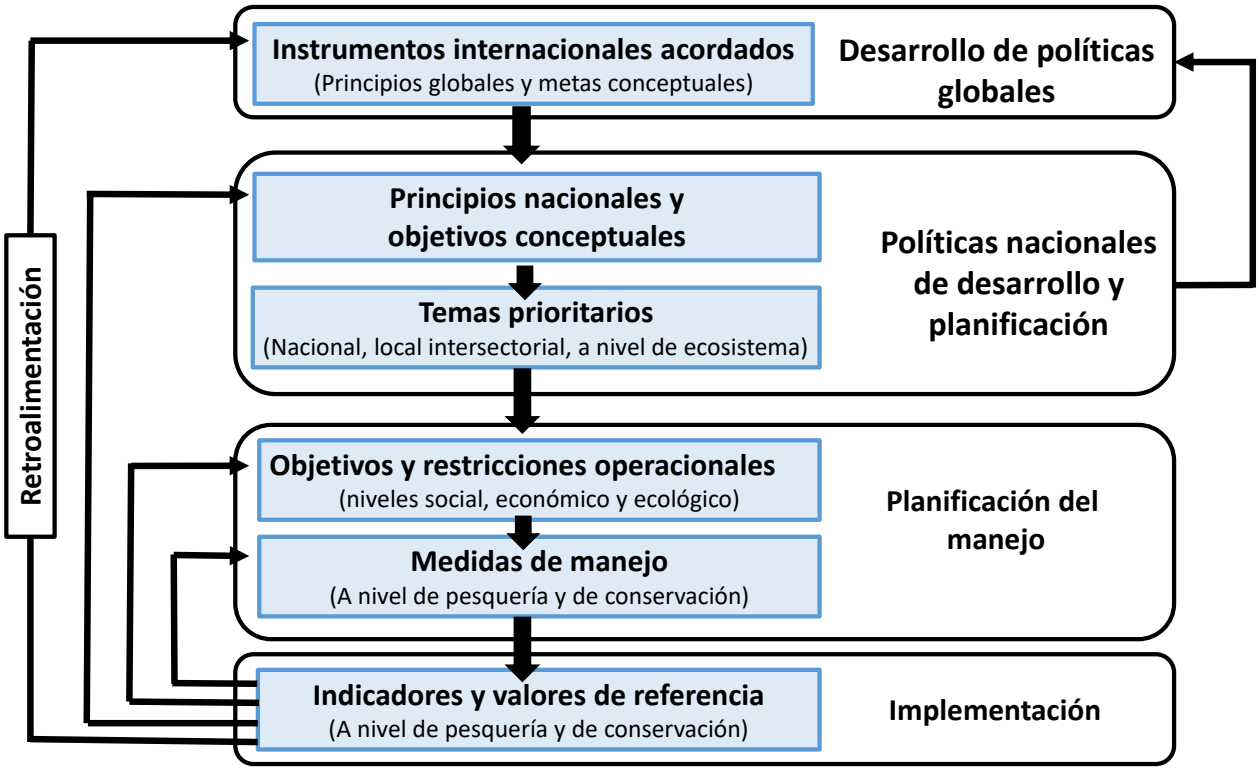


Figura 2. Proceso de implementación del Enfoque Ecosistémico para pesquerías (Modificado de FAO 2003a).

Luego de establecidos los objetivos del marco de referencia, los que deben estar alineados tanto con acuerdos internacionales como con la legislación nacional, se requiere seleccionar indicadores (sociales, económicos y ecológicos) que permitan evaluar sintéticamente el impacto de las decisiones de manejo en las múltiples dimensiones del sistema pesquero. En este sentido los indicadores y sus respectivos puntos de referencia cuantifican las presiones antropogénicas (i.e., presiones socioeconómicas en las pesquerías) que, en combinación con forzantes ambientales, afectan el sistema socio-ecológico.

Algunos ejemplos de marcos de referencia para la implementación EEP incluyen herramientas como la extensión del enfoque de evaluación de estrategias de manejo para evaluar estrategias pesqueras basadas en el ecosistema (Shannon *et al*., 2010; Smith *et al*., 2007; Eddie *et al*., 2016). En Sudáfrica, que es uno de los países pioneros en la aplicación del enfoque ecosistémico a pesquerías, el marco de referencia se basa en la construcción, aplicación e interpretación de modelos e indicadores ecológicos. De acuerdo con Shannon *et al*. (2010), este proceso ha logrado reducir la brecha entre enfoques de manejo pesquero basados en una especie y el enfoque basado en el ecosistema. En Australia, otro país líder en esta materia se ha utilizado el enfoque de modelación Atlantis (plataforma de modelación ecosistémica) junto con la aplicación de evaluación de riesgo ecológico para evaluar los impactos de las pesquerías en el ecosistema, a lo que se suma el desarrollo de un marco de estrategias de captura y manejo que forma la base de una estrategia de manejo pesquero basada en el ecosistema. Smith *et al*. (2007) entregan ejemplos prácticos de la aplicación de estas herramientas en pesquerías de Australia.

3.2.2. Metodología

En el presente objetivo específico se recopiló información del sistema pesquero de la pesquería de sardina austral de la X Región con el propósito de caracterizar a los actores (agentes) de la pesquería, su(s) modelo(s) de negocio e información histórica de estatus, tendencias de los componentes y eventualmente forzantes físicos u otros del ecosistema. Con esta información, se propuso un marco de referencia para la implementación del EEP en la pesquería de sardina austral. En la elaboración de esta propuesta de marco de referencia se consideró las sugerencias y aportes de especialistas internacionales que participaron en el equipo de trabajo de este proyecto, así como de expertos nacionales y representantes de grupos de interés, las que fueron recogidas y sistematizadas a partir de dos talleres que se desarrollaron en el marco de este proyecto y que se describen más adelante (ver resultados Objetivo Específico 2).

3.2.2.1. Caracterización del sistema pesquero

El sistema pesquero se caracterizó a partir de la consulta de bases de datos económicos y sociales, así como pesqueros, biológicos y ecológicos. A continuación, se describe la metodología para recolección de información primaria y secundaria.

A. Fuentes de información primaria

La metodología utilizada para la recolección de información primaria consideró entrevistas para levantar información que no se encuentra en bases de datos públicas y recolectar testimonios de primera mano de los actores del sistema. Las entrevistas, como otras metodologías cualitativas, buscan una aproximación más profunda a los discursos y la visión de la realidad de los entrevistados, lo que permite recabar una opinión más acabada de su interpretación de la realidad. Esto es algo de mucha utilidad para los objetivos de esta investigación.

El objetivo último del investigador con la entrevista es conocer la perspectiva del sujeto estudiado, comprender sus categorías mentales, sus interpretaciones, sus percepciones, sentimientos, y los motivos de sus actos. Podemos definir la entrevista cualitativa como una conversación que: a) es provocada y guida por el entrevistador; b) se realiza a sujetos seleccionados a partir de un plan de investigación; c) tiene una finalidad de tipo cognitivo; y, d) considera un esquema de preguntas flexible y no estandarizado.

El objetivo de esta conversación es la finalidad cognitiva del entrevistador. Por tanto, no son ocasionales el hecho, la persona entrevistada y el tema de la conversación. Además, es una conversación guiada, en la que el entrevistador establece el tema y controla que su desarrollo responda a los fines cognitivos que él se ha marcado. Esta intervención del entrevistador puede ser más o menos marcada, pero en todo caso deberá respetar la libertad del entrevistado para estructurar su respuesta o la conversación como crea conveniente.

Por otra parte, las entrevistas permiten recabar información que no se encuentra en los datos estadísticos, ya que permiten otorgar mayor libertad a las preguntas y recoger la profundidad de las

respuestas, esto facilita la obtención de una visión más precisa de lo que está ocurriendo en la pesquería bajo estudio.

Las entrevistas se dividieron en una sección semiestructurada y otra abierta. La primera sección apuntó a recoger datos más precisos, apuntando a fortalecer la información sobre la base de indicadores mutidimensionales que contemplen aspectos económicos, sociales, biológicos y ecológicos. Esta sección también da libertad a los entrevistados para que puedan interpretar lo que han observado y entreguen su visión fundamentada al respecto. La parte abierta de la entrevista apuntó a recoger la visión del estado general del funcionamiento del sistema productivo, dejando a los entrevistados mayor libertad para representar la realidad que ellos viven. Esta parte de la entrevista apuntó directamente a conseguir una representación cabal de las relaciones sociales que se producen en el sector pesquero de la sardina austral e identificar y priorizar brechas de información y conocimiento requeridos de ser superadas, y los costos de su superación, para la implementación del marco de referencia definido en este objetivo.

Las entrevistas se realizaron a partir de una pauta construida en función de los objetivos planteados en esta investigación (**ver Anexo 1**). En este caso, las pautas responden a las dimensiones y subdimensiones planteadas por los investigadores como necesarias de recoger por este medio, atendiendo los objetivos del proyecto. Las pautas son flexibles para facilitar la fluidez de la entrevista, ya que cada entrevista posee su propio ritmo y lógica temática. Por lo tanto, se requiere adaptaciones y modificaciones para la recolección de la información necesaria. La conceptualización básica utilizada para todas las pautas se entrega en la Tabla 1.

Las fuentes disponibles para la recopilación de esta información, mediante la aplicación de entrevistas, se pueden clasificar en las siguientes categorías de actores:

- Tripulantes de embarcaciones artesanales de sardina austral,
- Armadores de embarcaciones artesanales de sardina austral,
- Dirigentes de organizaciones vinculadas a la pesca artesanal de sardina austral,

- Otros actores en la cadena productiva (tales como intermediarios, transportistas, minoristas, etc.) vinculados a la pesca artesanal de sardina austral y, también, actores provenientes del subsector industrial correspondiente,
- Otros profesionales que puedan tener información relevante para cumplir con los objetivos de la investigación (incluyendo, por ejemplo, profesionales de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, y del Servicio Nacional de Pesca).

Tabla 1. Conceptualización de variables consideradas en las entrevistas.

Dimensiones	Subdimensiones	Indicadores
Social	Organización Social	Funcionamiento organizaciones pescadores
		Sistema de acuerdo de cuotas
	Interacción Social	Relaciones laborales
		Integración Vertical (nivel social)
Económica	Empleo	Desempleo
		Movilidad laboral
	Ingresos	Distribución ingresos
	Comercialización	Fijación de precios
		Compromiso venta materia prima
		Beneficios del contrato
		Costos
Productiva	Extracción	Concentración de la extracción
		Distribución de las cuotas
		Embarque/Desembarque
Biológica	Conservación	Prácticas nocivas
		Influencia RAE
Ecológica	Interacciones tróficas (predadores y presas)	Dieta de sardina austral, sus presas y predadores
	Interacción ambiente recurso	Factores ambientales que afectan la disponibilidad/biomasa de sardina austral
	Hábitat (zonas de desove, reclutamiento, etc.)	Grado de contaminación y/o interacción con otras actividades productivas marinas y otros servicios asociados.
Gobernanza	Transparencia - Responsabilidad	Información sobre el manejo de la pesquería
	Marco normativo	Opinión sobre la administración existente
	Exclusividad	Existencia de derechos de pesca
	Participación en la administración de recursos	Instancias de participación en toma de decisiones
	Fiscalización	Veda - sistema de administración

Para los objetivos del presente estudio se propuso tres pautas diferentes, que responden a la especificidad de los entrevistados. De esta forma, consideramos que se lograría obtener la mayor cantidad de información específica desde los distintos actores. Existió una pauta para las personas que trabajan en la administración político-pública, una para todos los armadores- tripulantes, y una para los jefes de planta. Las pautas de entrevistas específicas se presentan en el **Anexo 1**.

En el caso de las entrevistas dirigidas a personas que trabajan en el sector pesquero artesanal, se enfatizó en acceder a los distintos involucrados del sector. Esto quiere decir, se entrevistó a informantes calificados tales como dirigentes de las organizaciones, capitanes/armadores, y tripulantes, ya que estos últimos podrían entregar información adicional o disidente. Los entrevistados pertenecen a las cinco principales organizaciones de pescadores artesanales (ver Cuadro 1), los cuales en conjunto dan cuenta de 75% de la flota y cuota asignada para esta pesquería. Además, se entrevistó a profesionales del sector público que están encargados de administrar y fiscalizar el sistema, tanto de SUBPESCA, SERNAPESCA, IFOP, ONGs y Academia. Todas estas entrevistas, se realizaron en la X Región de Los Lagos, y se distribuyeron de acuerdo con la siguiente tabla (Tabla 2).

Tabla 2. Número de entrevistas por categoría de actores.

Actor	N° entrevistas
Actores Institucionales –sector público	2
Dirigentes artesanales	4
Capitanes/Armadores	3
Tripulantes	2
Académicos	1
Jefes de Planta de proceso-operarios	1
Pescadores artesanales merluza austral	3
Total	**16**

La elección de los entrevistados se realizó mediante un muestreo no probabilístico, por calidad y opinático. Esto quiere decir que el número de entrevistados se estableció a partir de criterios estratégicos asociados al tipo de entrevistados que se necesitaban para cubrir la gama de opiniones que se establecieron como suficientes por los investigadores, los que son extraídos de informantes

calificados. Tanto las pautas de entrevistas como el número y tipo de actor fueron acordados con la contraparte técnica.

La información recopilada fue vaciada en *corpus textuales* y se ordenó según áreas temáticas, utilizando la herramienta de la Malla Temática, la que resume la información dentro de cada área según dimensiones, subdimensiones e indicadores. Estos aspectos fueron analizados desde el más específico al más general, utilizando el análisis de contenido de tipo hermenéutico.

Cabe aclarar que al igual que en las investigaciones cuantitativas, en las investigaciones cualitativas la toma de la información se realiza a partir de diseños muestrales. Esto se debe a que en la mayoría de los casos es imposible recabar información de todo el universo poblacional que se está estudiando. Sin embargo, la forma en que ambos tipos de investigación difieren en la forma en que elaboran una muestra. La principal diferencia es que en investigación cualitativa se trabaja normalmente con muestreos no probabilísticos, ya que uno de los objetivos principales es poder realizar inferencia estadística (i.e, generalizar para toda la población los resultados extraídos de una muestra). Para ello es necesario realizar muestreos probabilísticos, en los que la condición fundamental es que todos los sujetos del universo tienen la misma probabilidad de formar parte de la muestra finalmente escogida. En investigación cualitativa habitualmente no todos los sujetos tienen la misma probabilidad de formar parte de la muestra y, de hecho, en muchos diseños precisamente se intenta evitar esta premisa. A continuación, se resumen los principales tipos de muestreo en investigación cualitativa que son especialmente útiles en el campo de la investigación social.

Tipo de muestreo	**Concepto**	**Características**
Intencional o de conveniencia	Se escogen las unidades a entrevistar siguiendo criterios de conveniencia del investigador o de los objetivos de la investigación (riqueza de información en el caso, posición que ocupa en relación con el fenómeno estudiado, etc.).	Suele utilizarse la estrategia de "bola de nieve". Encontramos un informador clave, y este identifica a otro a quien entrevistar, y así sucesivamente.

De casos extremos	Selección sólo de aquellos casos que se encuentran en los extremos del rango del rango de una variable.	Especialmente útil cuando se pretende conocer las fronteras de la acción social. Dificultades en la interacción cara a cara.
De casos poco usuales	Selección de aquellos casos cuyos valores en el rango de la variable son poco frecuentes. No implica que sean extremos	Útil en contextos o problemáticas de alta conflictividad social para descubrir discursos de consenso o conjuntos de acción.
Por cuotas	Presupone variabilidad discursiva en función de determinados parámetros de la población. Es frecuente el uso de variables de control como criterio de estratificación.	Dificultad en el diseño cuando se trabaja con más de 3 variables de control (función multiplicativa).
Estructural	Selección de los individuos en virtud de posiciones conectadas dentro de una estructura o cadena	Útil en el estudio de estructuras sociales jerarquizadas o dimensiones comunicacionales de los problemas.
De casos críticos	Selección de casos que pueden servir de referencia lógica para el resto de la población con relación al tema de estudio.	Útil para el abordamiento de problemas emergentes o prospectivos.

En esta investigación se utilizó el muestreo intencional o de conveniencia, dado que es una técnica de muestreo no probabilístico y no aleatorio utilizada para crear muestras de acuerdo con la facilidad de acceso, la disponibilidad de las personas de formar parte de la muestra, en un intervalo de tiempo dado o cualquier otra especificación práctica de un elemento particular.

De este modo, los entrevistados fueron elegidos sólo por su proximidad y representatividad. Así, las entrevistas fueron dirigidas a personas que trabajan en la pesquería de sardina austral, poniendo énfasis en acceder a los distintos involucrados del sector. Esto quiere decir, se focalizaron los esfuerzos en entrevistar a informantes calificados tales como los dirigentes organizacionales o los capitanes/armadores de las embarcaciones, además de algunos tripulantes que puedan entregar información adicional o disidente pertenecientes a las 5 principales organizaciones de pescadores artesanales los cuales abarcan el 75% de la flota y cuota asignada para esta pesquería. Además, se entrevistó a profesionales del sector público que están encargados de administrar y fiscalizar el

sistema, tanto de SUBPESCA, SERNAPESCA, y Academia. La convocatoria la realizó el Jefe de Proyecto, a través de carta o correo electrónio y confirmación vía telefónica.

B. Fuentes de información secundaria

Esta fuente de información correspondió a desembarques artesanales, registro pesquero artesanal, elaboración de plantas de proceso, y mano de obra en plantas. Toda esta información se encuenta sistematizada por el Servicio Nacional de Pesca y fue solicitada formalmente en el marco de este estudio.

Con esta información se realizó una caracterización de la operación en la pesquería de sardina austral con las siguientes variables: desembarques anuales y mensuales, viajes de pesca, tipos de embarcación que operan en la pesquería, armadores por organización, cuotas y destino de la captura.

Con esta información se estimó dos medidas de empleo en etapa de extracción, a saber:

- **Número de puestos de trabajo**: número de personas (dotación) que participan en las faenas de pesca por embarcación que opera en la pesquería.

- **Empleo equivalente**: estimación de la cantidad de personas en promedio que estuvieron ocupadas jornada completa en labores de extracción en esta pesquería durante un año. Se calculó como el número de viajes de pesca en un año multiplicado por la dotación de nave y dividido por el número de días laborales en un año.

También se estimó los ingresos brutos como:

$$Ingreso = P * Y$$

donde P es el precio anual de los desembarques y Y corresponde a los desembarques.

El precio anual de los desembarques se calculó como:

$$P = 0.12 * \overline{FOB}$$

donde FOB es el promedio simple del Precio FOB de la harina de pescado para el año de análisis.

El empleo anual promedio en planta se construyó a partir de los datos de empleo por planta, ponderándolo por el porcentaje de importancia que tiene la sardina austral dentro de la planta.

3.2.2.2. Marco de referencia

Nuestra legislación pesquera mandata la aplicación del enfoque ecosistémico en la administración de los recursos hidrobiológicos. Sin embargo, la Ley General de Pesca y Acuicultura, promulgada en febrero de 2013, no establece la forma en que este enfoque debe implementarse en la práctica. En este sentido, la experiencia mundial indica que no existe un proceso estándar de implementación, sino solo lineamientos generales (FAO, 2003). Entonces, nuestra propuesta consistió en seguir el marco general propuesto por FAO (Fig. 2) y adaptarlo a la realidad de la pesquería de sardina austral en la X Región. Nuestra primera aproximación a un marco de referencia cuenta de los siguientes puntos: (1) desarrollo de políticas globales, (2) políticas nacionales de planificación y desarrollo, (3) planificación y manejo, y (4) implementación.

Posteriormente, para la aplicación de este marco de referencia se requerirá de herramientas analíticas (indicadores construidos con observaciones o desde modelos) ya desarrolladas o que son una extensión de herramientas que están actualmente en uso para la evaluación y manejo de pesquerías en Chile. Estas incluyen métodos para la evaluación de stock, así como evaluación de estrategias de manejo. Cada una de las herramientas apoya diferentes elementos del ciclo de manejo adaptativo que caracteriza el manejo pesquero.

Marco de referencia para la pesquería de sardina austral X Región de Los Lagos

En el marco del proyecto se realizó un Taller de Trabajo con Actores Claves de la pesquería, los días 23 y 24 de enero de 2019, en el Salón Valdivia del hotel Diego de Almagro ubicado en Puerto Montt.

El Taller tuvo los siguientes objetivos:

- Informar y exponer los alcances y objetivos del proyecto a los participantes.
- Elaborar un diagnóstico participativo de la pesquería de la sardina austral.
- Exponer resultados del Taller Internacional de este proyecto desarrollado en Valparaíso durante el mes de noviembre de 2018.
- Nivelar conceptos claves para elaboración de un Plan de Manejo con enfoque ecosistémico.
- Elaboración participativa de un Plan de Manejo para la implementación del enfoque ecosistémico en la pesquería de sardina austral X región de Los Lagos.

La convocatoria al evento la realizó el director del proyecto a través de invitación formal vía correo electrónico y confirmación vía telefónica.

Diagnóstico participativo de la pesquería

Actividad 1: Opinión respecto a la situación de la pesquería

Los participantes se sentaron formando un círculo en el salón, de modo que todos puedan mirarse a la cara. Cada uno de los participantes responde la siguiente pregunta: **¿Cómo veo el estado de la pesquería de la sardina austral hoy?**

Cada participante tuvo tres minutos para explayarse y el tiempo fue cronometrado por un moderador. Un apoyo se encargó de anotar cada una de las opiniones resumidas en cuatro papelógrafos ordenados como sigue:

- Opiniones dimensión Biológica-Ecológica-Pesquera
- Opiniones dimensión Socioeconómicas
- Opiniones dimensión de Gobernanza
- Otras opiniones

La idea es que todas las opiniones sean consideradas y que cada participante vea reflejada su opinión en el papelógrafo. Los participantes no pueden repetir la opinión previamente escrita, para no redundar en ella. Sin embargo, puede aportar o profundizar en la misma.

Actividad 2: Identificar qué funciona bien en la pesquería hoy y es necesario seguir haciendo

Cada uno de los participantes respondió a viva voz a a la siguiente pregunta: **¿Qué es lo bueno y lo positivo que posee la pesquería actualmente?**

Actividad 3 - Visión.

Cada uno de los participantes respondió a viva voz a a la siguiente pregunta: **¿Cómo nos imaginamos la pesquería a futuro?**

Elaboración del plan de manejo

En el taller con usuarios (Taller 2, **Anexo 3**) el equipo ejecutor presentó una propuesta de plan de manejo para la pesquería de sardina austral de la X Región alineado con el enfoque ecosistémico. Esta propuesta consistió en un objetivo general para el plan, un objetivo específico junto a un indicador y punto de referencia que permitan seguir la consecución del plan. También presentó los problemas y/o brechas que impiden lograr los objetivos y las acciones para superar esos problemas/brechas. Finalmente se presentó una propuesta de programa de recuperación para la pesquería. La propuesta de plan se basó en la revisión de la literatura pesquera, análisis de legislaciones y pesquerías símiles a la sardina austral, más las discusiones con los expertos

internacionales y nacionales realizadas en el Taller 1 del proyecto. El plan presentado correspondió a un punto de inicio de las discusiones. Los participantes no estuvieron limitados a comentar sólo el contenido de la propuesta y los facilitadores los invitaron activamente a extender sus ideas y aportes más allá de lo que se les presentó. Una vez revisado el plan, este fue validado por los participantes. En la segunda jornada del Taller con actores claves se procedió a priorizar las acciones del plan usando la siguiente escala: 1=poco prioritaria; 2=prioritaria; 3=muy prioritaria.

3.3. Objetivo Específico 3

Identificar y priorizar brechas de información y conocimiento requeridos de ser superadas, y los costos de su superación, para la implementación del marco de referencia definido en el objetivo específico 2.

3.3.1. Introducción

La necesidad de información científica como fundamento para la toma de decisiones en el manejo de recursos es cada vez mayor. En el caso enfoque ecosistémico para pesquerías (EEP), se requiere generar e integrar información social, económica, biológica y ecológica. En este sentido, existen avances en modelos ecosistémicos que realizan predicciones razonables sobre los efectos de opciones de manejo sobre la condición futura de los recursos y su sistema socio-ecológico (Plagányi, 2007). Sin embargo, algunas brechas de conocimiento en la implementación del manejo ecosistémico tales como las múltiples escalas de los procesos ecológicos, los aspectos multiespecíficos y socioeconómicos de las pesquerías, y que fueran identificadas hace dos décadas (Szaro *et al*., 1998), se mantienen en la actualidad como importantes fuentes de incertidumbre. Si bien estas categorías de brechas de conocimiento son comunes a todas las pesquerías, cada pesquería es un caso y se debe identificar sus brechas específicas.

En este objetivo específico se identificó brechas de información (biológica, ecológica, económica, social, cultural, etc.), de conocimiento y gobernanza claves que deben ser superadas para la implementación del EEP en la pesquería de sardina austral de la X Región de Los Lagos. Luego se propone planes de acción para implementar gradualmente mejoras en la implementación del EEP en esta pesquería en el corto a mediano plazo. Las propuestas de planes de acción se desarrollaron en un trabajo conjunto con los usuarios de la pesquería y otros actores relevantes.

3.3.2. Metodología

Las brechas de información y conocimiento fueron organizadas de acuerdo con los principales componentes del EEP (Fig. 3). Debido a que el EEP es una forma práctica de alcanzar el desarrollo sustentable en pesquerías, tiene tres componentes principales, a saber: el bienestar del ecosistema, el bienestar humano y buena gobernanza.

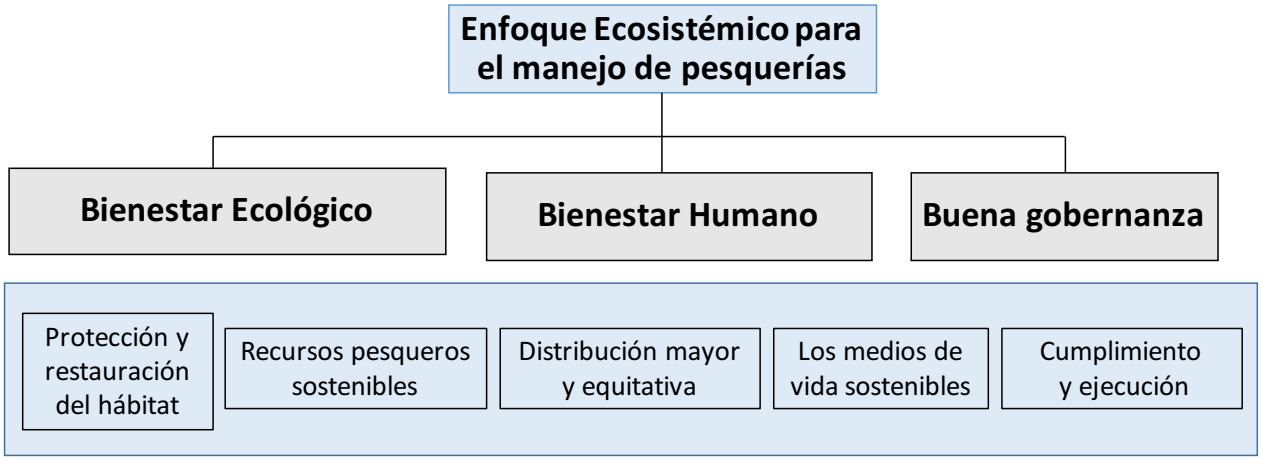


Figura 3. Los tres componentes o subsistemas del Enfoque Ecosistémico para el Manejo de Pesquerías (extraído y modificado de Staples *et al*., 2014).

Por ejemplo, los impactos sobre el bienestar del ecosistema se relacionan principalmente con tres subsistemas: las especies objetivo (e.g., cambios en abundancia, productividad, y talla), las especies no objetivo (e.g. especies amenazadas, by-catch, y descarte), y hábitats críticos. En cada uno de estos subsistemas existen brechas de conocimiento y gobernanza que deben ser abordadas. Lo mismo ocurre en los subsistemas de bienestar humano y buena gobernanza.

3.3.3. Identificación de brechas

Las brechas fueron identificadas por los profesionales que participan del proyecto y se agruparon en cuatro categorías según la definición de Enfoque Ecosistemico en Pesquerías, a saber:

1. Ámbito biológico-ecológico.
2. Ámbito económico.
3. Ámbito social, y
4. Ámbito administrativo (gobernanza)

Grupos focales

Los grupos focales o focus groups se utilizan como herramienta de investigación en varias disciplinas sociales y se caracterizan por considerar un grupo pequeño de actores calificados que se selecciona en bases a criterios específicos. Un moderador dirige el grupo, presenta el tema, facilita la discusión tratando que participe la mayor cantidad de personas, y procura enfocar la discusión en los temas de interés. Por lo general, la reunión puede tardar entre una y dos horas, y el número de participantes puede variar entre dos y ocho.

Dentro de las fortalezas de la técnica se encuentran la obtención rápida de datos, la interacción directa con el grupo objetivo, la generación de interestimulación creciente, el permitir las opiniones de cada uno de los participantes, la obtención de respuestas que son normalmente honestas y sinceras, la participación espontánea, y que los resultados son de fácil comprensión. Dentro de sus debilidades se cuentan la posibilidad de sesgo por interacción, la posibilidad que un punto de vista individual influya en el grupo, la necesidad de contar con moderadores altamente entrenados y, en algunos casos, la generación de gran cantidad de información que no es fácil resumir o que no se puede extrapolar al comportamiento de grupos numerosos. Por otra parte, cuando se aplica el análisis de contenido, la limitación reside en que es únicamente descriptivo.

Entonces, los grupos focales son una herramienta que permite extraer información concreta y certera desde la discusión y constante retroalimentación de los participantes, lo que asegura que la información entregada ha sido contrastada con otras opiniones. Por otra parte, los grupos focales tienden a llegar a un acuerdo respecto al tema que se toca o a una polarización de las opiniones. Cualquiera de las dos opciones es potencialmente útil, ya que i) el acuerdo indica que la visión de los participantes es suficientemente generalizada para crear un consenso y ii) el disenso demuestra que ambas opiniones tienen fuertes fundamentos o se encuentran bastante arraigadas.

Los grupos focales en esta investigación cumplieron el rol de plasmar la opinión de distintos expertos sobre la conservación, manejo (incluyendo el enfoque ecosistémico), sustentabilidad, y estado actual del recurso sardina austral. Al mismo tiempo, contribuyeron a identificar y priorizar brechas de información y conocimiento requeridos de ser superados en la implementación del enfoque ecosistémico.

Con respecto a los participantes, se invitó vía carta o correo electrónico a personas que estudian la pesquería de sardina austral o están en contacto directo con ella, y que entonces pueden entregar una visión adecuada de lo que ocurre con el recurso y sus sistemas socioeconómico y ecológico. Se espera que, si la opinión se entrega en un grupo con otros expertos, la discusión permitirá una mejor comprensión del fenómeno.

Se identificó a expertos en el tema de conservación y manejo de recursos pesqueros para la conformación de los grupos focales. Estos fueron profesionales, técnicos o expertos de oficio. La selección de los participantes se realizó en base a conocimientos probados y que son relevantes para la investigación. Se realizó dos grupos focales, uno en la ciudad de Valparaíso con expertos a nivel central y otro en la X región con actores locales. La idea es contrastar y/o complementar la información y así reducir el riesgo de sesgo de las personalidades dominantes en las conclusiones a las cuales llegará el grupo. La lista de invitados fue acordada con la contraparte técnica del proyecto.

En el grupo focal se trabaja con la información que se expresa en los discursos y conversaciones de los grupos. En un diseño cualitativo, hablar de «muestra» no debe confundir con el concepto estadístico. En este sentido, la muestra o participantes de los grupos focales no tiene ni representatividad estadística (los resultados que se obtengan no van a presentar ningún proceso de inferencia), sino que lo que se desea es que los distintos perfiles que la componen sean personas que van a «representar» a su grupo o población de referencia. Se trata de seleccionar grupos específicos de usuarios con características determinadas y relevantes para el estudio, ya sea por por el sector al que representan, la actividad que realizan o la experiencia académica o profesional en un tema de estudio.

A. PRIMERA PARTE

Durante un máximo de 10 minutos, se procedió a la introducción al objetivo del proyecto, del focus y a la metodología de trabajo.

B. SEGUNDA PARTE:

Breve exposición del Dr. Rubén Alarcón respecto a las brechas de información existente en tres dimensiones del enfoque ecosistémico, a saber:

i) bienestar del ecosistema (biológico-ecológico),
ii) bienestar humano (económico y social), y
iii) de gobernanza.

PREGUNTA 1: ¿Están de acuerdo con las brechas expuestas con anterioridad, falta alguna dimensión?

C. TERCERA PARTE

Evaluación de las brechas detectadas, en términos de importancia y urgencia. Cada uno de los participantes del grupo focal tuvo acceso una lista de brechas previamente identificadas por el equipo ejecutor del proyecto. Luego de disipar colectivavamente las dudas respecto al significado y características de la brecha, se les solicitó evaluar su resolución de acuerdo con dos ámbitos de análisis:

1. GRADO DE IMPORTANCIA:

Calificando de 1 a 5, siendo 1 Muy bajo, 2 Bajo, 3 Medio, 4 Alto y 5 Muy Alto. De este modo, cada participante pudo de manera personal indicar su evaluación y después colectivamente justificar dicho puntaje.

2. URGENCIA DE RESOLUCIÓN:

Calificando de 1 a 5, usando la misma escala anterior, cada participante pudo de manera personal indicó cómo la evalúa y después colectivamente, justificó dicho puntaje. Lo importante fue avanzar por dimensión y tener la posibilidad de revisar cada brecha, y obtener un puntaje para cada dimensión.

Para procesar los datos obtenidos a partir de la calificación personal de cada asistente, según ítem, se procedió a completar una planilla excell general, donde se ingresó el puntaje individual de 1 a 5 de cada asistente. Posteriormente, se sumaron los puntajes totales y se procedió a estimar estadísticamente la mediana por cada ítem.

De este modo, esta suma general, nos permitió evaluar, en conjunto el grado de urgencia y resolución de cada ítem, siendo:

a) **1 a 5:** Muy baja importancia y muy baja urgencia por resolver
b) **6 a 10:** Baja importancia y baja urgencia de resolución.
c) **11 a 15:** Media importancia y media urgencia de resolución
d) **16 a 20:** Alta importancia y alta urgencia de resolución
e) **21 a 25:** Muy alta importancia y muy alta urgencia de resolución

3.4. Objetivo Específico 4

Evaluar multidimensionalmente escenarios alternativos de explotación de sardina austral en un contexto multiespecífico con su consecuente propuesta de curso de acción que se haga cargo del impacto en la componente humana y el sistema productivo.

3.4.1. Introducción

En general, las pesquerías que se sustentan en la productividad de peces pelágicos pequeños se caracterizan porque la dinámica poblacional está sujeta a una incertidumbre mayor que otras pesquerías, impidiendo mantener capturas sustentables (Pikitch *et al*., 2012). Esta incertidumbre se debe fundamentalmente a las fluctuaciones poblacionales que exhiben en diferentes escalas temporales anuales, decadales y de más largo plazo (Chávez *et al.,* 2003), y al hecho que son especies que sirven de forraje para muchos predadores en el ecosistema (Smith *et al*., 2011). Los peces pelágicos pequeños son esencialmente especies de nivel trófico inferior que transfieren la energía desde los niveles tróficos más bajos (fitoplancton y zooplancton) a grandes predadores. Además, pueden ser claves en el control de los ecosistemas produciendo efectos ya sea top-down sobre sus presas o bottom-up sobre sus predadores, en lo que se ha denominado ecosistemas con control de cintura de avispa (Cury *et al*., 2000, Pikitch *et al*., 2012).

En este contexto, se recomienda que los objetivos de manejo de las pesquerías de peces pelágicos pequeños incluyan consideraciones más amplias (ecosistémicas) y precautorias, que las aplicadas a otras especies, no sólo para mantener la sustentabilidad de las pesquerías sino también la integridad de los ecosistemas (Pikitch *et al*., 2014). De esta manera, los requerimientos para la certificación de pesquerías de peces pelágicos pequeños forrajeros como la anchoveta, por Marine Stewardship Council (MSC), consideran la evaluación de especies de nivel trófico bajo en los principios de sustentabilidad de los stocks y la salud de los ecosistemas (Smith *et al*., 2011, Essington & Plagányi, 2014; Plagányi & Essington, 2014). Entonces, los puntos biológicos de referencia (PBR) en términos de biomasa objetivo y biomasa límite deberían considerar la conservación de depredadores dependientes. Fulton *et al*. (2014) proponen una metodología para

abordar estos aspectos del manejo ecosistémico a través del diseño y evaluación de estrategias de manejo robustas.

Sin embargo, la variabilidad natural de los stocks de peces de forraje ha sido poco considerada en modelos ecosistémicos y debería incluirse en este tipo de análisis (Pikitch *et al.,* 2014, Hilborn *et al.,* 2017). De esta manera, uno de los desafíos científicos es cómo se comparan el grado de agotamiento inducido por la pesca con el producido por la variabilidad natural (Vert-pre *et al*., 2013). Por ejemplo, la variabilidad natural del reclutamiento de los peces pelágicos pequeños podría determinar un "agotamiento estocástico", incluso en ausencia de pesca (Thorson *et al.,* 2014, Punt *et al.,* 2016). Además, se debe considerar la ocurrencia de cambios de régimen del reclutamiento (Szuwalski *et al.,* 2014), siendo entonces realista suponer que en la relación stock-recluta el reclutamiento podría cambiar con el medio ambiente a través de la capacidad de carga básica de los peces forrajeros, con la productividad básica (reclutas por reproductor) o con alguna combinación de los dos previos (Hilborn *et al*., 2017).

En este contexto, se requiere un análisis de riesgo formal para evaluar la sustentabilidad de la pesquería de sardina austral, considerando diferentes niveles de riesgo. Por ejemplo, el estatus del recurso puede llegar a ser incierto si un modelo de evaluación de stock no es capaz de estimar satisfactoriamente el estatus, ya sea por una especificación inadecuada de la dinámica de la abundancia o de los parámetros, o debido a los errores de proceso (dinámica del reclutamiento) o de observación involucrados en los índices de abundancia que son productos del monitoreo.

La Evaluación de Estrategias de Manejo (EEM), ó MSE por su acrónimo en inglés (Management Strategy Evaluation), es un marco que puede ser útil para identificar sesgos y la robustez de las estrategias de explotación (Punt, 2006; Cochrane *et al.,* 1998; Butterworth & Punt 1999). La EEM constituye un marco general para evaluar y diseñar procedimientos de manejo en los cuales se especifican a través de reglas de control o estrategias de explotación que determinan una captura permisible o cuota de captura (Motos & Wilson, 2006).

El Manejo de Pesquerías Basado en el Ecosistema (MPBE) y el Manejo Basado en el Ecosistema (MBE) en el caso de una pesquería que se sustenta en un recurso de nivel trófico bajo y dependiente

del reclutamiento como la sardina austral requiere de un enfoque multidisciplinario en el manejo: ecología, evaluación de stock, ciencias sociales y económicas. La EEM es una herramienta que permitiría explorar opciones de manejo alternativas e identificar el compromiso entre objetivos de manejo alternativos (Fulton *et al*., 2014).

3.4.2. Metodología

Las bases técnicas del proyecto solicitan identificar y reportar modelos costo-efectivos que permitan caracterizar simultáneamente interacciones biológicas (mortalidad por predación) e interacciones tecnológicas (mortalidad por pesca) que ocurren en el mar interior de la X Región. Luego es necesario seleccionar fundadamente la metodología costo-efectiva más adecuada para la pesquería de sardina austral, con la cual evaluar (bajo un enfoque multiespecífico/ecosistémico) escenarios alternativos de captura basados en el Rendimiento Máximo Sostenible (RMS) o proxy de éste.

3.4.3. Modelos costo-efectivos

A continuación, se presenta una descripción de los modelos costo-efectivos disponibles actualmente para evaluar (bajo un enfoque multiespecífico/ecosistémico) escenarios alternativos de captura basados en el Rendimiento Máximo Sostenible (RMS) o proxy de éste, y que también permiten incorporar variables socioeconómicas que representan el sistema productivo y humano.

1). **Modelo de Evaluación de stock:** La evaluación monoespecífica de sardina austral se basa en un modelo estructurado por talla (Leal & Zuñiga, 2017), y se basa en un modelo talla-estructurado descrito Sullivan *et al*. (1990), generalizado por Punt *et al*. (1997) y revisado por Punt *et al*. (2014). (**Box 1**).

2). **Modelo operativo**: Modelo estructurado por edad descrito en el Proyecto FIP 2012-15 Neira *et al*. (2014), el cual permitió evaluar la estrategia de explotación $F_{60\%}$. Una de las

características de este modelo operativo fue utilizar biomasas de sardina austral proveniente de un modelo ecosistémico construido con el enfoque Ecopath with Ecosim para su condicionamiento, además de diferentes relaciones stock-recluta y mortalidad natural edad-dependiente (**Box 2**).

3). **Modelo ecosistémico basado en Ecopath with Ecosim:** permite simular la tendencia de la biomasa de los componentes de una trama trófica ante distintas opciones de manejo. Además, es posible incorporar la variabilidad ambiental y la mortalidad por predación a través de parámetros que simulan el control ascendente ("bottom-up") y el control descendente ("top-down") en la dinámica de los componentes de una trama trófica. La identificación de las relaciones tróficas más significativas de sardina austral, así como los procesos involucrados con el control trófico de transferencia del flujo de masa, se realizaron mediante Ecopath with Ecosim (Christensen & Pauly, 1992; Pauly *et al*., 2000; Walters *et al*., 1997, 2000), y las simulaciones del estado de las poblaciones bajo diferentes escenarios de control trófico (Cury *et al*., 2000; Cury *et al*., 2003), se realizaron mediante Ecosim. Arancibia *et al*., (2010) implementó un modelo Ecopath para la Patagonia, el cual fue un modelo inicial para la implementación de Ecosim por (Neira *et al.,* 2014). Este último modelo combina modelos simples de dinámica de biomasa para algunos componentes del ecosistema con modelos estructurados por edad para especies con cambios ontogenéticos en la dieta y/o impactos selectivos de la pesca. Además, permite vincular el reclutamiento a los cambios tróficos mediante las relaciones predador-presa, cambios dinámicos en la disponibilidad de alimento, y el riesgo de depredación.

3.4.3.1. Bases para el Enfoque Ecosistémico para el manejo de la pesquería de sardina austral

En el contexto de la implementación del Enfoque Ecosistémico para el Manejo de la Pesquería de Sardina austral en aguas interiores de la X Región de Los Lagos, se requiere las siguientes etapas de flujo de información y conocimientos:

1). **Puntos Biológicos de Referencia basados en el Ecosistema:** Es importante considerar la respuesta potencial de los predadores de sardina austral. En este contexto, se debe determinar la biomasa límite ecosistémica (B_{eco}) como una fracción de la biomasa no explotada tal que no produzca reducciones de biomasa significativa en los predadores tróficamente dependientes. Cubillos y Neira (*in litteris*) encontraron que la ecuación PREP (Potential Response of Predator, Pikitch *et al*., 2012) para merluza del sur podría ser de utilidad para evaluar empíricamente PBR objetivos en un contexto de EEM. La ecuación PREP viene dada por: $R = \rho D^{\alpha}(1 - B/B_0)^{\beta}$, donde R es la respuesta potencial de un predador al agotamiento de la presa, D es la fracción de la dieta, y B/B_0 mide el grado de agotamiento de la biomasa total. Los parámetros han sido estimados específicamente para grupos funcionales de teleósteos, aves, mamíferos y elasmobranquios (ver "Lenfest Forage Fish Task Force" (LFFTF)[1] y Pikitch *et al*., 2012).

2). **Probabilidad de colapso con variabilidad natural en el reclutamiento:** Este objetivo implica evaluar el desempeño de la variabilidad interanual y de más largo plazo del reclutamiento de sardina austral, y comparar dicha probabilidad en presencia de una pesca sustentable (Punt *et al*., 2016, Thorson *et al*., 2014). Se aplicará un protocolo para estudiar la dinámica del reclutamiento de la sardina austral, considerando: a) Evaluar y detectar cambios sistemáticos en el promedio y la varianza en el reclutamiento (cambios de régimen), b) autocorrelación temporal del reclutamiento, c) Correlación cruzada entre el reclutamiento y la biomasa desovante, d) parámetros de la relación stock-recluta, incorporando explícitamente los resultados previos; e) acondicionar un modelo operativo, f) evaluar el grado de "agotamiento estocástico" bajo incertidumbre.

3). **Evaluación de la Estrategia de Explotación actual (monoespecífica):** La simulación con ciclo cerrado y retroalimentación (e.g. Cubillos & Neira *in litteris*) permitirá evaluar el manejo mono-específico actual de sardina austral. En efecto, el marco biológico para la explotación de la pesquería de sardina austral establecido por el Comité Científico-Técnico

[1] http://oceancon.server265.com/foragefish/press/mangel.html

sostiene mantener una reducción de 60% de la biomasa desovante por recluta no explotada, y que equivale a una reducción de 55% de la biomasa desovante por recluta en ausencia de pesca (Leal & Zuñiga, 2017). En este contexto, se utiliza como proxy para la mortalidad por pesca objetivo que genera el máximo rendimiento por recluta el $F_{55\%}$, mientras que el nivel de agotamiento queda definido en 27.5% de la biomasa desovante no explotada.

El enfoque de la evaluación de estrategia de explotación monoespecífico, previamente mencionada en el Punto 4, implica utilizar un modelo operativo condicionado con los siguientes escenarios:

- **E1**: Relación stock-recluta de Beverton y Holt, con error de proceso (σ_R).
- **E2**: Idem E1, con error de proceso autocorrelacionado de primer orden.
- **E3**: Idem E1, con cambios de régimen en el reclutamiento cada 10 años en promedio (Szuwalski *et al*., 2014).
- **E4**: Descartes/subreportes en función del agotamiento de especies secundarias, con reclutamiento de Beverton-Holt.
- **E5**: Relación stock-recluta de Ricker, con error de proceso (σ_R).
- **E6**: Idem E5, con error de proceso autocorrelacionado de primer orden.
- **E7**: Idem E6, con cambios de régimen en el reclutamiento cada 10 años en promedio (Szuwalski *et al.,* 2014).
- **E8**: Descartes/subreportes en función del agotamiento de especies secundarias, con reclutamiento tipo Ricker.

Las funciones de desempeño serán:

- **D1**: Razón entre la biomasa desovante proyectada y la biomasa desovante inexplotada promedio[2].

[2] Se utilizará la biomasa desovante inexplotada que produce el nivel del reclutamiento promedio.

- **D2**: Razón entre la biomasa desovante proyectada y la biomasa desovante inexplotada[3].
- **D3**: Probabilidad de que la biomasa sea mayor o igual al objetivo de manejo, i.e. Pr[S/Srms≥1].
- **D4**: Probabilidad de que la biomasa sea menor a la biomasa desovante límite, i.e., Pr[S/Srms<0.5].
- **D5**: Probabilidad de que la biomasa total sea mayor o igual que la biomasa total límite para el ecosistema, i.e., Pr[$B \geq B_{eco}$].
- **D6**: Nivel de agotamiento de especies tróficamente dependientes (análisis con Ecuación PREP).

3.4.3.2. Evaluación de Estrategias de Manejo (EEM)

Como se mencionó, para evaluar la estrategia de explotación actual se utilizó EEM como consejo científico-técnico estratégico. En este ámbito, la EEM constituye un marco general para evaluar la robustez de una estrategia de explotación. En este contexto, el uso de escenarios de modelamiento para sustentar la evaluación de sistemas de manejo pesquero adquiere gran relevancia, existiendo más de una nomenclatura o definiciones para ello. Por ejemplo, la EEM es un enfoque de simulación que genera muchas realizaciones de un sistema pesquero real que abarca un rango creíble de escenarios de la dinámica de una población y de la explotación (Cochrane *et al*., 1998, Butterworth & Punt, 1999, Kell *et al*., 2004). El enfoque de la EEM consiste en un ciclo cerrado con retroalimentación (Fig. 4), y la evaluación del desempeño consiste en un conjunto de simulaciones de algunos o todos los elementos de una Estrategia de Manejo.

[3] Se utilizará la biomasa desovante inexplotada que se estima a partir de los parámetros de la relación stock-recluta y la línea de reemplazo no explotada, cuyo proxy se estima a partir del inverso de la biomasa desovante por recluta (i.e., $R_0/S_0 = 1/SPR_{F=0}$).

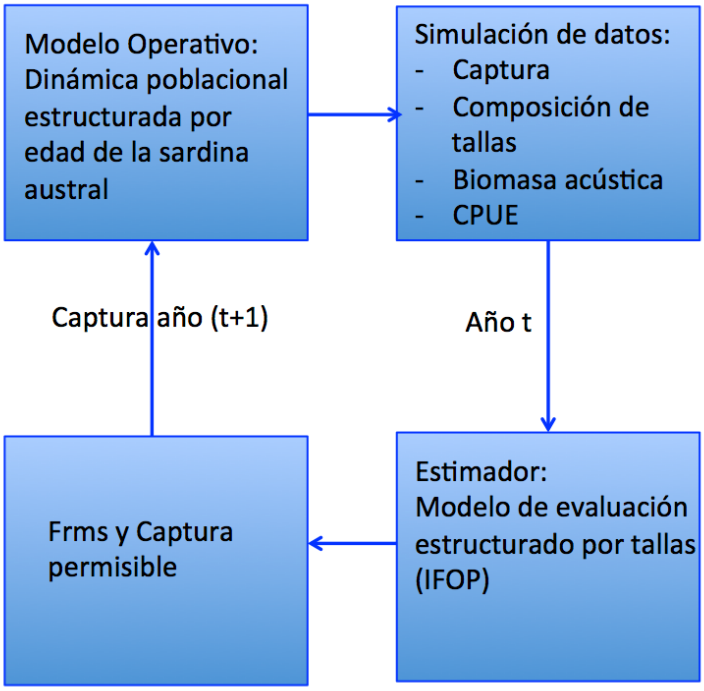


Figura 4. Aplicación de EEM para evaluar la estrategia de explotación mono-específica de sardina austral.

3.4.3.3. Evaluación del desempeño a nivel multiespecífico y socio-económico

Para los propósitos de este estudio se utilizó el software Ecosim (Walters *et al.*, 2000; Christensen & Walters, 2004) para simular la biomasa de un sistema multiespecífico tróficamente dependiente para detectar posibles efectos del manejo monoespecífico (Fig. 5). En este enfoque de EEM, las series de tiempo resultantes de la aplicación de la Estrategia de Explotación actual (i.e, F_{rms}); esto es mortalidad por pesca de sardina austral se utilizaron para alimentar Ecosim y de esta manera evaluar el desempeño de los cambios de biomasa de esta especie y su impacto en predadores tales como merluza austral, merluza de cola, congrio dorado, aves y mamíferos marinos.

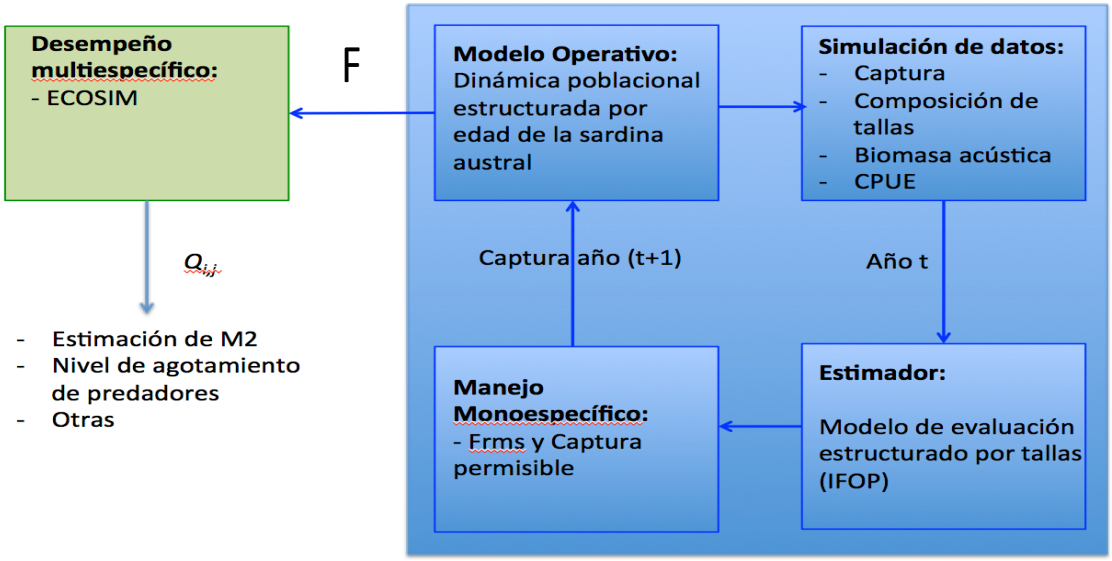


Figura 5. Aplicación de evaluación de estrategia de manejo para evaluar la estrategia de explotación monoespecífica de sardina austral y sus efectos en la trama trófica con Ecosim.

En efecto, un elemento clave en Ecosim es la expresión para el consumo o las tasas de flujo entre las biomasas que están conectadas tróficamente. El consumo de la presa *i* por el depredador *j* ($Q_{i,j}$) se estima como:

$$Q_{i,j}(B_i, B_j) = \frac{a_{ij} v_{ij} B_i B_j}{(2v_{ij} + a_{ij} B_{ij})}$$

donde a_{ij} es la tasa de búsqueda efectiva para la presa *i* por el depredador *j*, y v_{ij} es modelada como una tasa de intercambio entre el conjunto de presas vulnerables e invulnerables. La ecuación se basa en la teoría que el consumo es limitado por el comportamiento de los depredadores y presas en escalas de tiempo pequeñas. Esto es, se supone que las interacciones predador-presa ocurren principalmente en lo que se denomina arenas de forrageo ("foraging arenas") donde las presas son solamente vulnerables a la predación a través de sus propios requerimientos de adquirir recursos (Walter *et al.*, 2000). Aunque Ecosim introduce nuevos parámetros respecto del modelo estático Ecopath, el más sensitivo de ellos es la vulnerabilidad. Este parámetro no se puede estimar a partir de datos de campo o en laboratorio y el uso de series de tiempo se constituye en un elemento clave

para calibrar el modelo y obtener estimados de v_{ij}. Esto ya fue explorado satisfactoriamente por Neira *et al*. (2014), por lo cual se propuso realizarlo también en este proyecto.

3.4.4.4. EEM y Manejo de Pesquerías Basada en el Ecosistema

Fulton *et al*. (2014) utilizó Evaluación de Estrategias de Manejo (EEM) para la evaluación del Manejo de Pesquerías Basado en el Ecosistema (MPBE), ver también Fulton *et al*. (2011). En esta sección se describe el enfoque EEM para la pesquería de sardina austral, con el objeto de evaluar resultados de escenarios plausibles de manejo, tal que permita extraer conclusiones más generales sobre el rango de medidas que probablemente se incluirán en la implementación práctica del MPBE.

Se debe tener presente que la institucionalidad chilena considera el manejo monoespecífico, de tal manera que los escenarios plausibles deben ser considerados como alternativas al objetivo de manejo general de la Ley de Pesca y Acuicultura asociado al Rendimiento Máximo Sostenido (RMS) de los stocks. En este contexto, se requiere un rango amplio de estrategias de manejo alternativas, y cada una de estas con un rango de medidas específicas. Estas estrategias de explotación y medidas alternativas se discutieron con informantes claves (e.g., representantes del Comité de Manejo, Comité Científico-Técnico y Sectorialistas de Subsecretaría de Pesca y Acuicultura), durante los talleres 1 y 2 de este proyecto.

Los pasos claves para implementar la EEM, son:

1. Especificar los objetivos de manejo
2. Desarrollar las medidas de desempeño para cada objetivo
3. Identificar un rango de estrategias de manejo (escenarios plausibles).
4. Predicción de las consecuencias aplicando cada una de las estrategias de manejo al sistema representado, incluyendo indicadores económicos y sociales.
5. Evaluar los compromisos entre objetivos.

3.4.3.5. Herramientas para el trabajo cuantitativo

Para codificar el Modelo Operativo se usó AD Model Builder (http://www.admb-project.org/, Fournier *et al*., 2012), disponible para ser ejecutado en varios sistemas operativos. AD Model Builder es una herramienta para el desarrollo e implementación de modelos estadísticos no-lineales complejos. Las principales características que determinan el uso de este programa computacional para la implementación de los diferentes modelos componentes del procedimiento de manejo son: alta estabilidad numérica, computación rápida y eficiente, y precisión en los parámetros estimados. Este programa constituye un lenguaje de alto nivel construido sobre la base de la librería Autodif, correspondiente a una extensión de lenguaje C++ con una implementación transparente y de diferenciación automática.

AD Model Builder utiliza derivadas exactas respecto de los parámetros del modelo (diferenciación automática). Además, es muy útil para modelos con gran cantidad de parámetros, provee estimaciones rápidas y precisas de la matriz Hessiana en el máximo (o mínimo), lo que permite contar con las matrices de covarianza y de correlación y, por lo tanto, con límites de confianza para todos los parámetros de interés a través del método Delta (Seber & Wild, 1989). A su vez, AD Model Builder permite evaluar políticas de explotación alternativas a través del algoritmo MCMC (Gelman *et al*., 1995).

El análisis de las salidas de los modelos se realizó con R (http://www.R-project.org/), para generar el análisis gráfico y estadístico. El software corre sobre una amplia variedad de plataformas como UNIX, Windows, y Mac OS. La ventaja principal de R es que una gran cantidad de rutinas o "paquetes" están disponibles, las que han sido diseñadas e implementadas por científicos para científicos, y por lo tanto validadas en su desempeño a través de una red (The Comprehensive R Archive Network, http://cran.es.r-project.org/index.html). Otra de las ventajas de R es su capacidad de actuar como interfase, pudiéndose correr programas compilados directamente desde una sesión, guardar la sesión de trabajo, y seguir con su ejecución más tarde.

Con el objeto de hacer reproducibles todos los resultados, se utilizó RStudio (http://rstudio.org/), que permite crear reportes dinámicos con Rmarkdown (http://rstudio.org/) y knitr (http://yihui.name/knitr/), y compartir los resultados de estas aplicaciones directamente en GitHub (https://github.com/), que permite un sistema de control de versiones diseñado específicamente para reemplazar al popular CVS. Además, R es software libre bajo una licencia de tipo Apache/BSD y se le conoce también como svn por ser el nombre de la herramienta utilizada en la línea de comando.

Box 1. Modelo de evaluación de stock de IFOP

El modelo de evaluación es un modelo talla estructurado de sexos combinados (Leal & Zuñiga, 2017), se basa en un modelo talla-estructurado descrito por Sullivan *et al*. (1990), generalizado por Punt *et al*. (1997) y revisado por Punt *et al*. (2014). La dinámica de la abundancia es función de la talla por año calendario. El subíndice i, representa los años (2006 a 2017) y el subíndice l, representa las clases de tallas (grupos de tallas), donde esta última talla corresponde al grupo plus (5.5 a 20 cm, cada 0.5 cm) o grupo de talla máxima. El modelo de evaluación se divide en tres partes, el modelo de los procesos, el modelo de las observaciones y el modelo de los errores y funciones de minimización.

1.1 Modelo de los procesos

En esta sección se modela los procesos de la dinámica de la población explotada, esto es el reclutamiento, la abundancia, la sobrevivencia, la selectividad y la mortalidad. El comienzo del modelo de los procesos parte con el comienzo de la dinámica poblacional en términos de abundancia y se encuentra gobernado en el modelo de evaluación por el vector de los reclutamientos anuales con talla promedio l_r y distribuido normal por las clases de tallas, y por las condiciones iniciales de abundancia para el primer año.

Reclutamiento

El reclutamiento corresponde a la abundancia anual de los peces de talla l_r cm que ingresan a la pesquería y se plantea separable en un componente anual R_i y otro talla-específico, i.e.,

Box 1. Modelo de evaluación de stock de IFOP

$$pr_l = \int_l^{l+1} \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma^2}} \exp\left(-\frac{(l-l_r)^2}{2\sigma^2}\right) dl$$

Donde pr_l es la probabilidad de reclutamiento a la talla, y l_r y σ corresponden a la media y desviación de una distribución normal del reclutamiento constante entre años.

Dinámica general de la abundancia

La abundancia por tallas en el año i, N_i, se representa por:

$$N_i = G_{l,l'} N_{i-1} e^{-Z_{i-1}} + R_i pr_l$$

donde N es un vector del número de peces, Z_{i-1} es la mortalidad total para peces de talla l el año $t-1$, R_i es el reclutamiento anual, pr_l es la distribución del reclutamiento por clases de talla, y $G_{l,l'}$ es la matriz de transición del crecimiento (Sullivan *et al.,* 1990), descrita por:

$$G_{l,l'} = \int_l^{l'} (l'-l)^{\alpha_j} e^{-(l'-l)/\beta_p} dl/\beta_p$$

donde l es la clase de longitud α_j y β_p son parámetros por estimar.

La tasa instantánea de mortalidad total (Z) es la suma de la mortalidad natural (M), que no varía a través del tiempo ni tampoco a través de las tallas, y la mortalidad por pesca (F), la cual se descompone en el producto de un coeficiente talla especifico s_l y una tasa de mortalidad por pesca anual F_i según:

$$F_{i,l} = F_i s_l$$

Selectividad

Para la selectividad se consideró un escenario constante utilizando un modelo logístico, tanto para la pesquería como para el crucero. Se destaca que en el modelo de estimación se puede plantear la alternativa de trabajar con más de un bloque de años con selectividad constante,

Box 1. Modelo de evaluación de stock de IFOP

tanto para la flota como para las capturas del crucero de evaluación. El modelo logístico se expresa por:

$$s_l = 1/\left(1 + \mathrm{e}^{(-\log(19)(\mathrm{l}-L_{50})/(\Delta))}\right)$$

En esta ecuación, L_{50} corresponde a la talla a la que el 50% de los peces entran a la pesquería (talla de reclutamiento) y Δ representa la diferencia entre la talla al 95% y 50% de reclutamiento (L_{95} - L_{50}). Tanto L_{50} como Δ son parámetros por estimar por el modelo para la flota y crucero.

1.2 Modelo de las observaciones

Las ecuaciones que definen las observaciones permiten una estimación de los datos que se están utilizando para la evaluación de stock, y dice relación con capturas, captura por unidad de esfuerzo, biomasa acústica, composición por tallas de las capturas en la pesquería y en el crucero de evaluación.

Capturas

Se utilizó la ecuación de captura de Baranov, i.e.,

$$Y_i = \sum_{l_{min}}^{l_{max}} N_{i,l} W_l \frac{s_{i,l} F_i \left(1 - e^{(-Z_{i,l})}\right)}{Z_{i,l}}$$

Donde $N_{i,l}$ es la abundancia en el año i y talla l, W_l corresponde al peso a la talla, $s_{i,l}$ es la selectividad de la flota para los individuos de la talla l en el año i, F_i es la mortalidad por pesca para individuos reclutados en el año i, y $Z_{i,l}$ es la mortalidad total para individuos reclutados de la talla l en el año i.

Captura por unidad de esfuerzo (CPUE):

$$\mathrm{CPUE}_i = q \sum_{l_{min}}^{l_{max}} s_l W_l N_{i,l} e^{-dZ_{i,l}}$$

Box 1. Modelo de evaluación de stock de IFOP

donde q es el coeficiente de capturabilidad, s_l es la selectividad de la flota, d es la fracción de año que permite observar la CPUE promedio.

Biomasa acústica (B_i):

$$B_i = q_c \sum W_l \, N_{i,l} e^{-dZ_{i,l}}$$

donde q_c es la capturabilidad o coeficiente de detección acústica, y se asume que presenta un valor distinto a 1, debido a que no es posible que los índices puedan observar el stock completo en su rango de distribución, sólo es posible observar una fracción de éste. N_l corresponde a la abundancia a la longitud a principios de cada año y W_l es el peso a la talla.

Estructura de tallas en las capturas ($C_{i,l}$):

$$C_{i,l} = N_l \frac{F_{i,l}\left(1 - exp^{(-Z_{i,,l})}\right)}{Z_{i,l}}$$

donde $C_{i,l}$ corresponde a la captura de los individuos de la talla l en el año i. La composición por tallas se obtiene a partir de la razón:

$$p_{i,l} = C_{i,l} / \sum_{l_{min}}^{l_{max}} C_{i,l}$$

1.3 Modelo de los errores

Las funciones de log-verosimilitud negativas utilizadas en el proceso de estimación permiten contrastar las observaciones con las estimaciones otorgando mayor o menor ponderación a la información a través de los coeficientes de variación (CV) en el caso de los índices de abundancia, así como a través del tamaño de muestra efectivo para la composición de tallas.

Box 1. Modelo de evaluación de stock de IFOP

Índices de desembarques, CPUE y biomasa del crucero:

Para los índices de biomasa, CPUE y desembarques se asumen siguen una distribución log-normal, i.e.,

$$L = -\frac{1}{2\sigma_I}\sum_i \left(log\frac{I}{\hat{I}}\right)^2$$

donde I corresponde al valor estimado y $\hat{I}$ al valor predicho por el modelo, σ es equivalente al coeficiente de variación y fue fijado para todo el periodo en 0,1 para los desembarques, y 0,23 para la CPUE y la biomasa acústica.

Proporción de tallas de la captura

La función de log-verosimilitud para la proporción de individuos en la captura de la flota y abundancia de la evaluación directa, a la talla l y año i, asumen una distribución multinomial que describe el proceso de muestreo teórico, que es utilizado para colectar la captura a la talla. Su estimador de verosimilitud está dado por:

$$L = -n \sum_{i,l} p_{i,l} * \ln(\hat{p}_{i,l})$$

donde n es el tamaño de muestra efectivo para la flota, $p_{i,l}$ indica la proporción estimada a la talla l y año i. La composición de tallas de la abundancia se estima según la siguiente expresión:

$$p_{i,l} = s_l N_{i,l} e^{-dZ_{i,l}} / \sum_{l_{min}}^{l_{max}} s_l N_{i,l} e^{-dZ_{i,l}}$$

donde s_l es la selectividad del crucero, y N_{il} es la abundancia del stock y d es el tiempo en que se desarrolla el crucero como una fracción de años.

Box 2. Modelo operativo estructurado por edad

La abundancia es definida por:

Box 2. Modelo operativo estructurado por edad

$$N_{i,j} = \begin{cases} R_i = f(S_{i-1}) & i = 1, \dots, n; j = 1 \\ N_{i-1,j-1} e^{-Z_{i-1,j-1}} & i = 2, \dots, n; j = 2, \dots, A \end{cases}$$

donde $N_{i,j}$ es la abundancia a comienzos del año i y edad j, $R_i=f(S_{i-1})$ es el reclutamiento en función de la relación stock-recluta, y Z es la tasa de mortalidad total, i.e.,

$$Z_{i,j} = M_j + F_{i,j}.$$

donde M_j es la tasa de mortalidad natural a la edad j, y $F_{i,j}$ es la mortalidad por pesca en el año i y edad j, calculada a partir de:

$$F_{i,j} = F_i v_j$$

donde F_i es la mortalidad por pesca anual y v_j es la selectividad a la edad. Los coeficientes de selectividad fueron asumidos invariantes (Tabla 3). Los valores de F_i serán estimados por:

$$F_i = e^{\log(\bar{F}) + \eta_i}$$

donde $\log(\bar{F})$ es la mortalidad por pesca promedio en escala log, y η_i son las desviaciones anuales.

El modelo stock-recluta será Beverton y Holt (S-R type 1) o Ricker (S-R type 2), i.e.,

$$R_i = \begin{cases} S_{i-1}/(\alpha + \beta S_{i-1}) & Beverton\ \&\ Holt \\ \alpha S_{i-1} e^{-\beta S_{i-1}} & Ricker \end{cases}$$

donde α y β son parámetros asociados con la mortalidad denso-independiente y denso-dependiente, respectivamente. Para el modelo Beverton-Holt, los parámetros se estimarán por

$$\alpha = \frac{(1-h)S_0}{4hR_0} \qquad \beta = \frac{5h-1}{4hR_0}$$

y para el modelo de Ricker por

$$\alpha = (S_0/R_0)e^{\frac{\log(5h)}{0.8}} \qquad \beta = \frac{\log(5h)}{0.8S_0}$$

Box 2. Modelo operativo estructurado por edad

donde h es el "steepness", el cual representa la fracción del reclutamiento inexplotado (virginal) (R_0) que ocurre cuando la biomasa desovante disminuye a un 20% del nivel inexplotado S_0 (Mace & Doonan, 1988; Mangel *et al*., 2010). R_0 será un parámetro por estimar a partir de S_0 según la biomasa desovante por recluta no explotada, i.e.,

$$p_j = \begin{cases} 1 & j = 1 \\ p_{j-1} & j = 2, \dots, A \end{cases}$$

y

$$\varphi_0 = \sum_{j=1}^{j=A} m_j w_j p_j e^{-M_j \tau}$$

donde p_j es el número por recluta o sobrevivencia relativa por edad j, φ_0 es la biomasa desovante no explotada por recluta (i.e., cuando F=0), m_j es la madurez a la edad j, w_j es el peso promedio a la edad j, M_j es la tasa de mortalidad natural a la edad j, y τ es la época del desove como una fracción del año (fijo en τ = 0,583). Una vez obtenido φ_0, la biomasa deosvante no explotada se estima por $S_0 = \varphi_0 R_0$.

La madurez a la edad j (m_j) fue estimada como una función de la longitud a la edad según Leal *et al*. (2011), i.e.,

$$m_j = \left(1 + e^{-(a_m - b_m \bar{L}_j)}\right)^{-1}$$

donde a_m y b_m son parámetros conocidos, y la longitud a la edad fue estimada según los parámetros de crecimiento obtenidos por Cerna *et al*. (2007). A partir de la longitud a la edad y la desviación estándar de la longitud a la edad se calculó una clave talla-edad, i.e.,

$$\Pr\left(l_{l,j} \middle| \bar{L}_j, \sigma_j\right) = T_{l,j} = \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma_j^2}} e^{-\left(l_l - \bar{L}_j\right)^2 / 2\sigma_j^2}$$

donde l_l es la marca de clases de tallas l, σ_j es la desviación estándar de la longitud a la edad j, L_j es la talla media a la edad j según el modelo de von Bertalanffy, i.e.,

$$\bar{L}_j = L_\infty (1 - e^{-K(j + 0.5 - t_0)})$$

Box 2. Modelo operativo estructurado por edad

La desviación estándar de la longitud a la edad se obtuvo a partir de una clave talla-edad empírica (Cerna *et al.,* 2007). El peso a la edad *j* (w_j) se obtuvo a partir de la relación longitud-peso dada por Cerna *et al*. (2007).

Condicionamiento:

Modelos de las observaciones

El número esperado de captura a la edad ($C_{i,j}$) sigue la ecuación de captura de Baranov (Quinn y Deriso, 1999), i.e.,

$$C_{i,j} = F_{i,j}N_{i,j}(1 - e^{-Z_{i,j}})/Z_{i,j}$$

La composición por edad de la pesquería fue calculada por:

$$p_{i,j} = \frac{C_{i,j}}{\sum_{i=j}^{A} C_{i,j}}$$

La captura anual en peso (Y_i) fue calculada por:

$$Y_i = \sum_{j=1}^{A} W_j C_{i,j}$$

La captura por unidad de esfuerzo (U_i) fue estimada por

$$U_i = q \sum_{j=1}^{A} s_j W_j N_{i,j} exp\left(-Z_{i,j}/2\right)$$

donde q es el coeficiente de capturabilidad.

La biomasa del crucero acústico (B_i^A) fue modelado por:

$$B_i^A = \Psi \sum_{j=1}^{A} v_j W_j N_{i,j}$$

Box 2. Modelo operativo estructurado por edad

donde ψ es el coeficiente de detección acústica y v_j es la selectividad a la edad que da cuenta de la composición por edad observada por el crucero. Esta última, fue calculada mediante la siguiente ecuación:

$$p_{i,j}^{A} = \frac{v_j N_{i,j}}{\sum_{j=1}^{A} v_j N_{i,j}}$$

La composición por longitudes en las capturas y en el crucero fue calculada por:

$$p_{i,l} = \sum_{j=1}^{A} p_{i,j} T_{j,l}$$

$$p_{i,l}^{A} = \sum_{j=1}^{A} p_{i,j}^{A} T_{j,l}$$

donde el subíndice l representa clases de longitud, y $T_{j,l}$ es la matriz transpuesta de la matriz $T_{l,j}$; esto es, la probabilidad de observar un ejemplar de longitud x_l dada la edad j.

Condiciones del modelo

Algunos parámetros fueron asumidos conocidos, mientras que otros fueron estimados mediante métodos de máxima verosimilitud, y por lo tanto condicionados a los datos y parámetros conocidos. Los parámetros que fueron ingresados desde fuera del modelo de estimación fueron básicamente los parámetros de historia de vida (crecimiento, mortalidad natural, madurez), la selectividad de la pesquería y del crucero, y el tipo de modelo stock-recluta; ya sea Beverton & Holt (S-R Tipo=1) ó Ricker (S-R Tipo=2), cuyos parámetros son función de S_0 y del escarpamiento ("steepness") y que se fijó en h=0.8 para la sardina austral.

Determinar el valor probable del steepness para las especies marinas es un tema de investigación muy importante. El steepness está intrínsecamente relacionado con la resiliencia de una especie a la explotación y determina efectivamente la productividad

Box 2. Modelo operativo estructurado por edad

promedio de los recursos pesqueros dentro de un régimen ambiental estacionario. Sin embargo, la variación máxima en el reclutamiento se permite cuando R (0.2So) puede tomar cualquier valor entre 0.2Ro y Ro. Es decir, en el 20% de la biomasa reproductora no explotada, uno podría, en principio, obtener cualquier nivel de reclutamiento entre el 20% y el 100% del reclutamiento no explotado, h podría tomar cualquier valor entre 0.2 y 1.0. De tal manera que ya sea para el Modelo de Beverton y Holt como Ricker, se establece que el reclutamiento comenzará a disminuir cuando S=0.2So a partir de hRo. El steepness es una consecuencia de los parámetros de historia de vida más la pendiente al origen. Sin embargo, Ricker es un modelo que tiene compensación, y en algún nivel para biomasas entre 0.2So y So, el reclutamiento será mayor que Ro. Esta diferencia, causa oscilaciones en la productividad dentro de un régimen ambiental estacionario en comparación con el modelo de Beverton y Holt.

Además, es posible modelar la estructura autocorrelacionada de las desviaciones del reclutamiento mediante la siguiente expresión:

$$\varepsilon_i = \rho\varepsilon_{i-1} + \gamma_i$$

donde ρ es el coeficiente de correlación de primer orden, y $\gamma_i \sim N(0, \sigma_R^2)$, por ejemplo (Deroba & Bence 2012). Se destaca que Johnson *et al*. (2016) encontró que el coeficiente de correlación puede ser sesgado si se estima dentro del modelo de evaluación, por lo tanto, el modelo operativo será condicionado fijando el coeficiente de correlación en ciertos valores.

El número de edades y los parámetros del modelo de crecimiento de von Bertalanffy y relación longitud-peso se asumieron conocidos según Cerna *et al*. (2007), la madurez a la talla según Leal *et al*. (2011) (Tabla 3). La proporción de ejemplares maduros en función de la edad fue estimada a partir de la longitud promedio estimada por edad con el modelo de von Bertalanffy (Tabla 4).

El modelo base consideró que la tasa de mortalidad natural (*M*) es constante entre edades y años, utilizando *M*=0,83. Se puede considerar un modelo alternativo con valores de *M*

Box 2. Modelo operativo estructurado por edad

dependientes de la edad (Tabla 4). En este último caso, se utilizó la ecuación empírica de Lorenzen (1996) para estimar *M* en función del peso promedio a la edad, i.e.,

$$M_j = 3W_j^{-0,288}$$

donde M_j es la tasa de mortalidad natural a la edad *j*, y W_j es el peso promedio a la edad *j* (Tabla 6).

Tabla 3. Parámetros de historia de vida de sardina austral (Cerna *et al*., 2007; Leal *et al*., 2013).

Párametro/variable	unidad	notación	Sardina austral
Modelo de crecimiento de Von Bertalanfy		$MCVB$	
Longitud asintótica en $MCVB$	*cm*	L_∞	17,7
Tasa de crecimiento individual en $MCVB$	año^{-1}	K	0,78
Edad con longitud cero en $MCVB$	año	t_0	-0,46
Relación longitud-peso		RLP	
Intercepto de la RLP		a	0,007
Pendiente de la RLP		b	3,038
Ojiva de madurez a la talla			
Intercepto de la O_{mat}		a_m	-30,850
Pendiente de la O_{mat}		b_m	2,38
Ojiva de selectividad a la talla			
Longitud de selección al 50% en O_{Sel}	*cm*	$L_{50\%}$	10,5
Longitud de selección al 95% en O_{Sel}	*cm*	$L_{95\%}$	13,5
Tasa de mortalidad natural	año^{-1}	M	1

Tabla 4. Longitud media (L_j, cm), peso promedio (W_j, gr), patrón de explotación (s_j) y proporción de peces maduros (m_j) y mortalidad natural (M_j) por edad de sardina austral.

Edad	Sardina austral				
(años)	L_j	W_j	s_j	m_j	M_j
0+	9,4	6,5	0,264	0,000	1,75
1+	13,9	20,9	0,966	0,908	1,25
2+	15,9	31,7	1,0	1,000	1,1
3+	16,9	37,7	1,0	1,000	1,1
4+	17,3	40,6	1,0	1,000	1,0

Box 2. Modelo operativo estructurado por edad

Las condiciones que imponen los parámetros previamente descritos permiten estimar los siguientes parámetros:

- Abundancia inicial de todas las clases anuales del primer año ($N_{1,j}$, j=2,…,A), y de la primera edad en todos los años ($N_{i,1}$, i=1,…,n);
- La biomasa desovante no explotada (S_0);
- La mortalidad por pesca promedio (F) y sus desviaciones anuales (η_i),
- El coeficiente de capturabilidad (q), y el coeficiente de detección acústica (ψ).

La abundancia inicial de las clases anuales en el primer año se estimó según la siguiente expresión:

$$N_{1,j} = \begin{cases} R_0 exp(\varepsilon_j), & j = 1 \\ R_0 exp(-M_{j-1}\varepsilon_j), & j = 2, \dots, A \end{cases}$$

Para la abundancia de reclutas, se utilizó el siguiente modelo:

$$N_{i,1} = f(S_i) exp(\varepsilon_j), \qquad i = 2, \dots, n$$

donde ε_i representa desviaciones que se distribuyen log-normal alrededor de la función stock-recluta. La función de log-verosimilitud para las desviaciones fue:

$$\ell_R = \lambda_R exp\left(\sum_{i=1}^{n} \varepsilon_i^2\right)$$

donde λ_R es un factor de influencia relacionado inversamente con la desviación estándar del reclutamiento, i.e., $\lambda_R = 1/(2\pi\sigma_R)$. Las tasas de mortalidad por pesca (F_i) fueron estimadas con las siguientes penalizaciones:

$$\ell_F = \lambda_F exp\left(\sum_{i=1}^{n} (log_e(\bar{F}) + \eta_i - 0.2)^2\right)$$

y

$$\ell_F = exp\left(\sum_{i=1}^{n} \eta_i^2\right)$$

Box 2. Modelo operativo estructurado por edad

donde λ_F es un factor de influencia, que inicialmente se fijó alto (λ_F=10) y después se relajó a un valor pequeño en las fases de estimación finales, i.e., (λ_F=0,01); y se asume una distribución log-normal con media cero y varianza constante para η.

Los parámetros poblacionales fueron condicionados solamente a los siguientes datos: i) capturas anuales en peso (Y_i), ii) composición por tallas de las capturas, iii) captura por unidad de esfuerzo (U_i), y iv) datos de biomasa acústica (B_i^A), y v) los procesos conocidos de crecimiento, mortalidad natural, madurez y la relación S-R.

La función de log-verosimilitud para las capturas anuales, los cruceros de evaluación acústica y de stock desovante se asume siguen una distribución log-normal; i.e.,

$$\ell_k = n_F log_e(\sigma_k) + \frac{1}{2\sigma_{i,k}^2} \sum_{i=1}^{n} \left(log_e \left(\frac{l_{i,k}}{\hat{l}_{i,k}} \right) \right)^2$$

donde l_k representa la función de log-verosimilitud para el k-ésimo dato, n_k es el número de datos del k-ésimo índice; i.e., k=1 para las capturas anuales ($I_{i,1}=Y_i$), k=2 para la captura por unidad de esfuerzo ($I_{i,2}=U_i$), y k=3 para la biomasa acústica ($I_{i,3}=B_i^A$). Los valores de los coeficientes de variación fueron $\sigma_1=CV_Y$=0.1, $\sigma_2=CV_U$=0.2, $\sigma_3=CV_A$=0.1 para las funciones de log-verosimilitud de las capturas, captura por unidad de esfuerzo, y biomasa acústica, respectivamente.

La función de log-verosimilitud para la composición por talla de las capturas siguió el siguiente modelo según Ianelli & Zimmerman (1998), i.e.,

$$\ell_k = -n_f \sum_i \sum_l p_{i,l} \, log_e(\hat{p}_{i,l}) - p_{i,l} log_e(p_{i,l})$$

donde n_f es el tamaño de muestra efectivo para los datos de composición por talla (n_f=30), y $p_{i,l}$ es la proporción de la clase de talla l en el año i.

Box 2. Modelo operativo estructurado por edad

3.4.4. Estructura y función del ecosistema del mar interior de la X Región

Para caracterizar las interacciones biológicas (mortalidad por depredación) y las interacciones tecnológicas (mortalidad por pesca) que ocurren en el ecosistema del mar interior de la X Región (Fig. 6), se modeló la trama trófica de dicho ecosistema, utilizando el paquete computacional Ecopath with Ecosim (EwE) (Christensen *et al*., 2008).

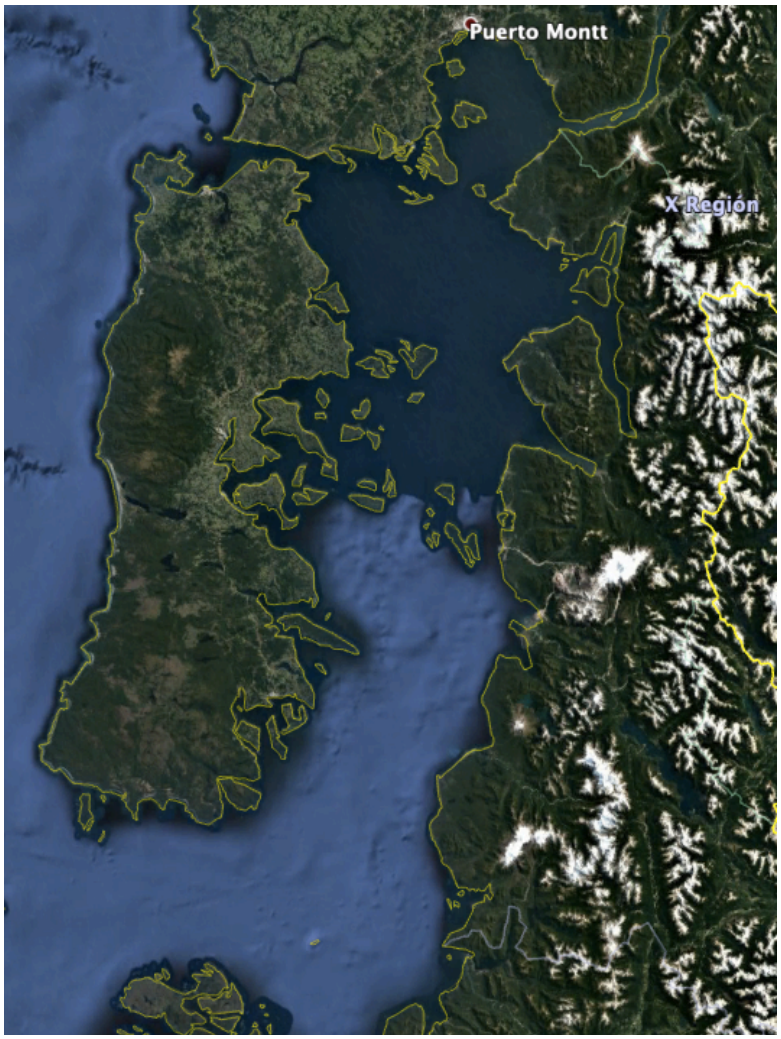


Figura 6. Área de estudio (ecosistema) correspondiente al mar interior de la X Región.

Este modelo cuantitativo considera varias especies (grupos funcionales) de importancia económica y/o ecológicas que interactúan en el mar interior, entre las que se cuentan sardina austral (*Sprattus fuegensis*), otros peces pelágicos pequeños como sardina común (*Strangomera bentincki*) y anchoveta (*Engraulis ringens*); especies demersales como merluza de cola (*Macruronus magellanicus*), merluza austral (*Merluccius australis*), congrio dorado (*Genypterus blacodes*), pejerrey de mar (*Odontesthes regia*); bentodemesales como la raya volantín (*Zearaja chilensis*), predadores topes representados por el lobo de mar común (*Otaria flavescens*) y los grupos funcionales fitoplancton, zooplancton (pequeño, <5 mm; grande, >5 mm), organismos bentónicos, múnida o langostino de los canales (*Munida subrugosa*) y detrito. El modelo incluye estructura de tamaños en merluza de cola (adultos y juveniles) y merluza austral (adultos y juveniles), principalmente debido a que en estas especies se observan cambios ontogenéticos en la dieta (Pool *et al*., 1997; Lillo *et al*., 2011), y existe información de dieta por tamaños.

La componente antrópica está representada por tres flotas pesqueras, a saber: (1) una flota de cerco artesanal que captura recursos pelágicos como sardina austral, sardina común y anchoveta; (2) una flota espinelera artesanal que captura merluza del sur, congrio dorado y raya volantín; y (3) una flota artesanal, más bien costera, que captura pejerrey de mar y extrae recursos bentónicos.

La modelación con EwE se basa en dos ecuaciones principales para describir: (i) la utilización de la producción de cada grupo del modelo en el sistema, y (ii) el balance de masa en cada grupo del modelo. La primera ecuación se basa en el supuesto que la utilización de la producción de cada grupo *i* puede separarse en los siguientes componentes, cuya forma general es:

$$Producción = Capturas + \frac{Mortalidad}{por\ predación} + \frac{Acumulación}{de\ biomasa} + \frac{Migración}{neta} + \frac{Otras}{mortalidaddes}$$

O más formalmente,

$$P_i = Y_i + B_i \cdot M2_i + BA_i + E_i + P_i(1 - EE_i)$$

donde P_i es la tasa de producción total del grupo i; Y_i es la tasa de captura total de grupo i; $M2$ es la tasa de depredación total para el grupo i, B_i es la biomasa total del grupo i; E_i es la tasa de migración neta (emigración-inmigración), BA_i es la acumulación de biomasa del grupo i; P_i (1-EE_i) = $M0_i$ es la tasa de mortalidad debida a otras causas (independiente de la depredación y de la explotación).

La ecuación anterior también se puede expresar como:

$$B_i \left(\frac{P}{B}\right)_i - \sum_{j=1}^{n} B_i \left(\frac{Q}{B}\right)_i \cdot DC_{ij} - \left(\frac{P}{B}\right)_i \cdot B_i \cdot (1 - EE_i) - Y_i - E_i - BA_i = 0$$

donde $(P/B)_i$ es la razón producción-biomasa de i, $(Q/B)_i$ es la razón consumo-biomasa de i; $(P/B)_i B_i$ (1-EE_i) = $M0_i$ es la tasa de mortalidad debida a otras causas; B_j es la biomasa del predador de i; DC_{ji} es la fracción de la presa i en la dieta del predador j; B_i, Y_i, E_i y BA_i ya han sido definidos.

La tasa de producción (P_i) se calcula como el producto entre la biomasa del grupo i (B_i) y su razón producción biomasa $(P/B)_i$. La "otra mortalidad" ($M0_i$) incluye la mortalidad que no se debe a depredación ni a captura (i.e. mortalidad debido a enfermedades, longevidad, etc.), se calcula internamente como:

$$M0_i = P_i \cdot (1 - EE_i)$$

donde EE_i es la "eficiencia ecotrófica" de i; EE_i es un parámetro ecológico que representa la proporción de la producción del grupo i que se utiliza dentro del sistema, ya sea como consumo por predadores o capturas pesqueras.

El término que describe la mortalidad por depredación $M2$, que es el que conecta los grupos (presas y predadores) del sistema, se calcula como:

$$M2_i = \sum_{j=1}^{n} Q_i \cdot DC_{ij}$$

donde la sumatoria se aplica sobre todos los *n* predadores que se alimentan de la presa *i*, Q_j es la tasa de consumo total del predador *j* y se calcula como el producto entre B_j y Q/B_j.

La ecuación de biomasa (B_i) representa una situación de estado-estable para cada grupo en el modelo (i.e. sin cambio en la biomasa al inicio y al final del periodo en el cual el modelo es válido). Sin embargo, vale la pena destacar que Ecopath no es un modelo estado-estable, ya que basta relajar el supuesto que $BA_i = 0$, para que el modelo incluya variaciones en la biomasa de uno o más grupos durante el periodo de tiempo considerado.

En Ecopath las entradas de energía deben balancear las salidas en cada grupo funcional. La primera ecuación de Ecopath incluye solo la producción de cada grupo funcional, la que debe igualar la sumatoria de los flujos por depredación, capturas, migración neta, biomasa acumulada y otras mortalidades. Una vez que se ha ingresado todos los parámetros de entrada requeridos por el modelo, el balance de masa en cada grupo se verifica a través de la siguiente ecuación:

$$Q = P + R + U$$

donde Q corresponde al consumo, P a la producción, R es la respiración y U es el alimento no asimilado. Esta ecuación define el consumo como la suma del crecimiento gonadal y somático, los costos metabólicos y los productos de excreción. Entonces, para cada grupo funcional (especie o grupos de especies) se requiere como datos de entrada los siguientes:

- **Biomasa** (B_i): Masa total de cada grupo viviente (i) por unidad de área (ton*km^{-2}).

- **Captura** (Y_i): remoción anual de la pesquería de i (ton*km^{-2}), que en algunos casos corresponde exactamente al desembarque.

- **Producción** (P_i): es la construcción de tejido por cada grupo i. Se estima como el producto entre la razón producción/biomasa P_i/B_i; año^{-1} y B_i.

- **Consumo** (Q_i): es la cantidad de alimento ingerido por el grupo i. Se estima como el producto entre la razón consumo/biomasa (Q_i/B_i; año^{-1}) y B_i.

- **Composición de la dieta de los depredadores** (DC_{ij}): corresponde a la fracción en peso de cada presa *i* en el contenido estomacal del predador *j*.

Una vez balanceado el modelo Ecopath se construyó un modelo con dinámica temporal para esta trama trófica utilizando Ecosim (Walters *et al*., 1997), que permitió realizar simulaciones y analizar tendencias de la biomasa de cada componente del ecosistema ante distintos escenarios de pesca o ecológicos. Ecosim se aplica sobre un modelo Ecopath ya construido, tomando ventaja entonces de toda la parametrización previa (Walters & Christensen, 2007).

La ecuación principal del modelo Ecosim describe la dinámica temporal de los grupos funcionales en el ecosistema de la siguiente forma:

$$\frac{dB_i}{dt} = f(B) - M0B_i - F_iB_i - \sum_{j=1}^{n} c_{ij}\left(B_i, B_j\right)$$

donde $f(B)$ es una función de B_i; F_i es la tasa de mortalidad por pesca del grupo *i*; y $c_{ij}(B_i,B_j)$ es la función que predice el consumo de la presa *i* por el predador *j*. Si el grupo *i* es un productor primario, entonces:

$$f(B_i) = \frac{v_iB_i}{(1 + B_ih_i)}$$

donde v_i es la razón *P/B* máxima que *i* puede alcanzar cuando B_i es baja; y v_i/h_i es tasa de producción primaria neta máxima para el grupo *i* cuando B_i no está limitada por la producción. Si el grupo *i* es un consumidor, entonces:

$$f(B_i) = g_i \sum_{j=1}^{n} c_{ij}\left(B_i, B_j\right)$$

donde $g_i = B_i\ (P_i/B_i)$ representa la eficiencia neta de crecimiento de *i*.

El consumo $c_{ji}(B_i, B_j)$ se calcula aplicando el concepto de "arena de forrajeo", de manera que B_i se descompone en una parte vulnerable y otra invulnerable. En este sentido, se define la tasa de transferencia (v_{ij}) entre el componente vulnerable y el invulnerable. La expresión es:

$$\frac{\delta v_{ij}}{\delta t} = v(B_i - v_{ij}) - vv_{ij} - a_{i,j} v_{ij} B_j$$

donde, $a_{i,j}$ es la tasa efectiva de búsqueda del predador *j* sobre la presa i, y v es la vulnerabilidad que representa el grado en que la mortalidad por predación de una presa se verá explicada por el aumento en la biomasa del predador.

El sistema de ecuaciones (una para cada grupo funcional) se integra en el tiempo incorporando tasas de mortalidad por pesca (*F*) variables, entregando así predicciones dinámicas de biomasa para todo *i*. Dichas predicciones son resultado directo de cambios en la captura, la depredación y la disponibilidad de alimento para cada grupo *i* y un reflejo indirecto de cambios en la pesca y la depredación sobre grupos que interactúan con el grupo *i*.

La visión de cómo se estructuran los ecosistemas marinos se basa en el control de recursos, es decir, cómo la dinámica de una población controla la dinámica de otra población a través de relaciones tróficas directas. En el módulo Ecosim las interacciones predador-presa son moderadas por el comportamiento de la presa para limitar la exposición a la depredación, de tal manera que los patrones de flujo de biomasa pueden mostrar control de tipo "bottom-up" (la presa controla la dinámica trófica) o "top-down" (la dinámica trófica es controlada por el depredador) (Walters *et al*., 2000).

Al hacer simulaciones reiteradas Ecosim permite ajustar las biomasas predichas a datos de series de tiempo disponibles, por ejemplo, a partir de la evaluación de stock tradicional. En Ecosim es posible calcular una medida la bondad del ajuste del modelo a series de tiempo de abundancias relativas (biomasa, cpue, etc.) usando datos de mortalidad por pesca como forzante. En este proceso se estima los valores del parámetro vulnerabilidad (v) que entregan el mejor ajuste. El ajuste de series de tiempo es un módulo que viene incorporado en EwE (Ecosim/Tools/Fit Time Series).

Se estimó, también dentro de EwE, el rendimiento máximo sostenido monoespecífico (RMSss) de sardina austral. Esto se logra simulando en equilibrio un rango de valores de F mientras se mantiene constante la biomasa de los demás grupos funcionales. En el caso del RMS multiespecífico (RMSms), éste se obtiene al aplicar simultáneamente a todos los grupos el RMSss estimado previamente hasta alcanzar el equilibrio (Walters *et al*., 2005).

Se simuló la respuesta de varios grupos funcionales a la aplicación de estategias de explotación basadas en el RMSss y RMSms, estimado por EwE, así como la mortalidad por pesca asociada al RMSss del modelo de evaluación de stock utilizado actualmente para el manejo de la pesquería, y fracciones de éste. El impacto de cada estrategia se midió a través del cambio de biomasa de la propia sardina austral y de algunos de sus predadores, i.e., merluza del sur, congrio dorado, raya volantín, y lobo marino común. Se midió el impacto de cada escenario de explotación en el ecosistema mediante los siguientes indicadores ecosistémicos derivados de EwE:

El nivel trófico de la comunidad: mide el nivel trófico (Lindeman, 1942; Ulanowicz, 1995) de la comunidad considerando todos los grupos funcionales. En Ecopath se asigna por definición el nivel trófico 1 a los productores primarios y al detritus y un nivel trófico de 1 + (el promedio ponderado del nivel trófico de las presas) de los consumidores. Para las pesquerías se asigna un nivel trófico correspondiente al nivel trófico promedio de la captura (sin adicionar 1 como se hace a los depredadores "naturales").

$$NT_j = 1 + \sum_{i=1}^{n} DC_{ji} NT_i$$

Se analizó además el nivel trófico de la comunidad descontando a los productores primarios y el detrito.

Nivel trófico de los desembarques (TL_{land}): mide el nivel trófico promedio de las especies explotadas por la pesquería y se espera que disminuya en respuesta a la pesca, ya que normalmente se captura primero las especies de mayor nivel trófico (Pauly *et al*., 1998). Una disminución en nivel trófico y de la captura total indica que la pesca tiene un "efecto hacia

abajo en la cadena trófica". El nivel trófico evalúa tanto el estado como la tendencia del ecosistema y se calcula como:

$$TL_{land} = \frac{\sum_s TL_s Y_s}{\sum_s Y_s}$$

donde TL_s y Y_s es el nivel trófico y desembarque de cada especie/grupo funcionales del ecosistema.

Proporción de peces predadores (Pp): es una medida de diversidad de los peces en la comunidad. El rol de los predadores es importante en el ecosistema, ya que regulan la abundancia de las especies de niveles tróficos menores, y amortiguan el efecto de la variabilidad ambiental. Se calcula como:

$$Pp = \frac{B_{pred}}{BT}$$

donde B_{pred} es la biomasa total de peces predadores y BT es la biomasa total del ecosistema.

Biomasa total de peces (*T*): en los ecosistemas impactados por la pesca se observa la reducción del número y tamaño de los individuos, dado que los de mayor tamaño son los primeros en ser afectados, por lo que la biomasa total de peces tiende a disminuir.

Capturas totales del ecosistema en el largo plazo (*CT*): debido a que la estrategia de manejo es aplicar una tasa de explotación constante, dada la reducción de la biomasa total del ecosistema, se espera una disminución de las capturas de largo plazo.

Índice de diversidad de especies de Kempton (*Q-75*): describe la pendiente de la curva de abundancia acumulada de las especies. Cada grupo funcional representa una especie y la biomasa de estos grupos, convenientemente separada, sirve como un proxy del número de individuos de cada especie.

El desarrollo de indicadores socio-económicos para el manejo pesquero basado en el ecosistema es particularmente importante debido a que los factores socio-económicos tienen efectos directos sobre el ecosistema, y de manera recíproca, los ecosistemas tienen efectos sobre los factores socio-económicos (Kim & Zhang, 2011). Por lo tanto, es imperativo que los indicadores socio-económicos sean desarrollados y evaluados en orden de predecir cambios en el ecosistema y hacer recomendaciones sobre la sustentabilidad de la pesquería. En este estudio se evaluó los siguientes indicadores socio-económicos (FAO, 1999; Kim & Zhang, 2011):

Valor de la captura (*Y$*): Cuantifica el valor absoluto de la captura/desembarque (sólo ingresos). Para este efecto se requiere contar con observaciones del precio de venta del recurso capturado (sardina austral).

Empleos por unidad de captura (*Jcatch*): Número de empleos requeridos para capturar (flota) y transformar (planta) una unidad de captura (tons) de la especie evaluada.

4. Resultados

4.1. Objetivo Específico 1

Sintetizar la experiencia internacional sobre la implementación del enfoque ecosistémico en pesquerías de especies de nivel trófico bajo (NTB), presentando casos de estudio de pelágicos pequeños o pesquerías afines.

4.1.1. Casos de estudio

Se revisó un total de 22 especies/stocks que cumplen con características de especies forraje o de nivel trófico bajo (NTB). De ellas, 19 especies son peces, 2 especies son calamares y 1 especies es un crustáceo (krill) (Fig. 7). De ellas, alrededor del 40% es manejada considerando algún tipo de consideración ecosistémica.

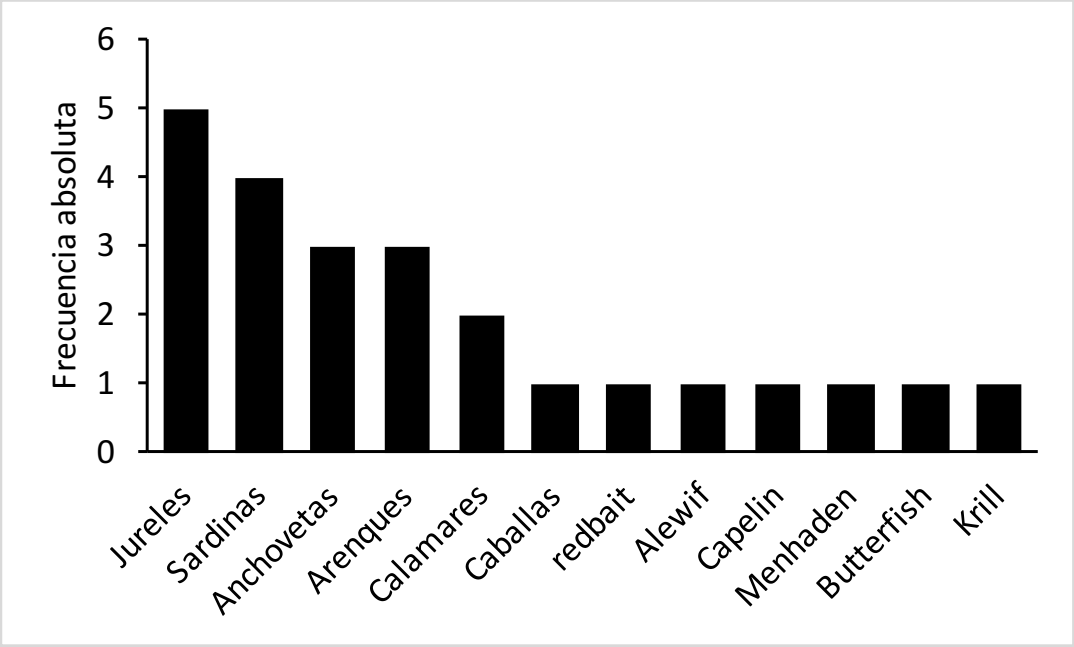


Figura 7. Frecuencia por categoría de grupos funcionales entre especies forraje o de nivel trófico bajo.

Dentro de las consideraciones ecosistémicas más frecuentes se tiene las siguientes: i) la especie objetivo se considera que es especie forraje y requiere un manejo especial, ii) se modela impactos tróficos y ambientales sobre la especie, iii) se modela el impacto que las especies forraje tienen en el resto de la trama trófica para probar puntos biológicos de referencia, iv) existen reglas de control de captura en el manejo de la especie objetivo.

A continuación, se presenta un análisis más detallado de los casos revisados.

4.1.1.1. Estados Unidos de Norteamérica (USA)

En USA los estados, a través de Consejos Regionales, son los encargados de realizar el manejo pesquero. Por su parte, NOAA fisheries es la agencia gubernamental que realiza evaluaciones de stock para asesorar la administración de pesquerías. La evaluación de stock y el manejo se realizan con enfoque tradicional monoespecífico. Sin embargo, existe un número de stocks en los cuales la información del ecosistema se ha incorporado directamente en los modelos de evaluación. El número de evaluaciones de stock que incorporan data ecosistémica ha mostrado un incremento en el tiempo de 4% (año 2005) a 8% (en 2015), y se espera continúe creciendo a medida que la investigación y el monitoreo de la dinámica de los stocks y su ecosistema siga en expansión (Aydin *et al*., 2007).

- **Región del Pacífico Norte**

Una alianza entre NOAA Fisheries, el Consejo de Investigación del Pacífico Norte, y la Fundación Nacional de Ciencia ha permitido avanzar una comprensión mecanicista de los procesos que gobiernan las respuestas de los peces a la variabilidad climática del Mar de Bering ("Bering Sea Project"; https://www.afsc.noaa.gov/HEPR/bseirp.htm). Esto resultó en un marco de modelación para explotar las interacciones tróficas y los impactos del cambio climático sobre especies clave en ese sistema. En particular, se combinó la evaluación monoespecífica para el walleye pollock (*Gadus chalcogrammus*) en el Mar de Bering Oriental (Ianelli, 2005) con un modelo Ecopath with

Ecosim de simulación de la trama trófica del Mar de Bering (Aydin & Mueter, 2007). El objetivo fue explorar estrategias de explotación alternativas bajo condiciones climáticas cambiantes. Estas mejoras se consiguieron utilizando data de dietas derivadas de las colecciones de hábitos alimentarios mantenidas por el Centro de Ciencia Pesquera de Alaska (https://access.afsc.noaa.gov/REEM/WebDietData/DietTableIntro.php).

Por otro lado, se desarrolló un modelo multiespecífico que consideró tanto el ambiente como las interacciones entre tres especies de peces del Mar de Bering, a saber: el pollock, el bacalao del Pacífico y el lenguado diente de flecha. Estas últimas especies son dos de los principales peces de fondo del sistema (Holsman *et al*., 2016). La aplicación de las reglas de control tradicionales dentro de un modelo multiespecífico generó regiones de captura sustentables en lugar de una solución única (Fig. 8).

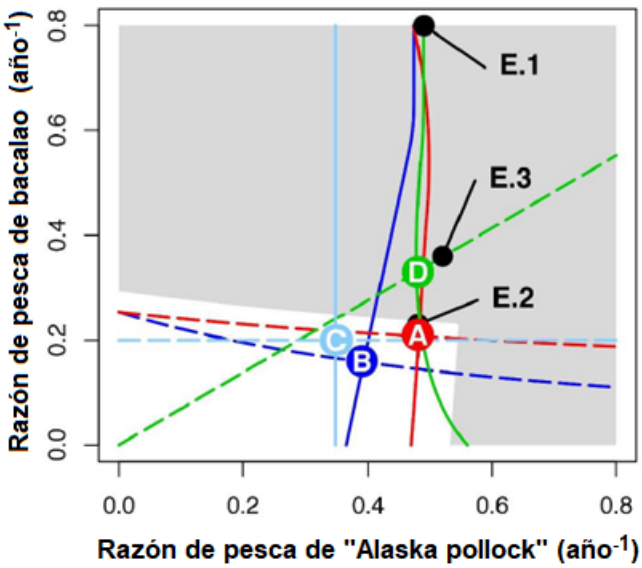


Figura 8. Puntos biológicos de Referencia multiespecíficos (PBRMs) candidatos modelados como una función de las tasas de mortalidad de pollock y bacalao. Modificado de Moffit *et al*. (2016).

En la Fig. 8, las letras se refieren a distintos Puntos Biológicos de Referencia, a saber: A= solución para $F_{x\%}$ por especie cuando la mortalidad por pesca para todas las otras especies se mantiene en los valores promedio actuales; B= solución para $F_{x\%}$ cuando la mortalidad por pesca para todas las

otras especies es cero; C= calcula $F_{x\%}$ cuando la mortalidad natural M a la edad para cada especie se fija para los valores en B_0; D= x*B_0 aplicaría sobre todas las especies combinadas, F_{MSY} para cada especie sería un escalar multiplicado por M; E1= optimización no restringida; E2= no restringida con mortalidad por pesca relativa pre-especificada. El área gris representa límites de sobrepesca "monoespecíficos" (mortalidad por pesca >F35% cuando en Opción A). Utilizando el mismo modelo Ecosim se exploró los efectos de cambios en la temperatura sobre las interacciones predador-presa y los puntos biológicos de referencia multiespecíficos clima-específicos (Fig. 9; Holsman *et al*., 2016).

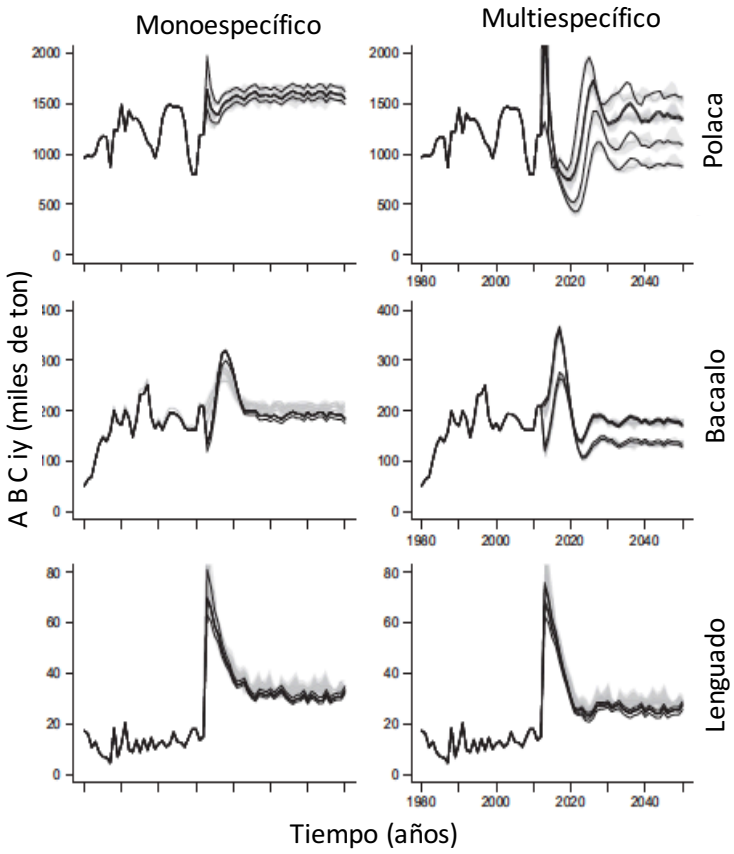


Figura 9. Proyecciones monoespecíficas y multiespecíficas de captura anual y capturas biológicamente aceptables $ABC_{x,y,i}$ bajo escenarios de captura con especies objetivo individuales i (i.e., escenarios 1-2). Áreas grises contienen el IC 95% de los valores de $ABC_{x,y,i}$ a partir de 5 proyecciones de temperatura. Las líneas sólidas indican el valor del modelo ajustado y proyectado usando una temperatura histórica constante. (Modificado de Holsman *et al*., 2016).

- **Región Costa del Pacífico**

El Consejo para el Manejo de la Pesquería de la Costa del Pacífico reconoció en el año 2013 la necesidad de contar con un proceso para avanzar en el enfoque ecosistémico, recomendando que un subgrupo de evaluaciones de stock fuera expandido para incluir consideraciones ecosistémicas y la inclusión de un ecólogo a los equipos de evaluación de stock (Pacific Fishery Management Council, 2013). El organismo encargado de poner en práctica esta recomendación es el Ecosystem-Based Management Subcommittee, que ha desarrollado los lineamientos principales basados en tres aproximaciones, a saber:

1. En primer lugar se propone incluir información ecosistémica en el texto de introducción de los documentos técnicos de las evaluaciones de stock expandiendo información sobre los siguientes aspectos: i) interacciones predador-presa, impactos del clima, el hábitat y/o la predación sobre aspectos claves como la mortalidad natural, el crecimiento, la fecundidad, las migraciones, y el reclutamiento, entre otros y iii) cambios en la distribución que puedan afectar la disponibilidad para la pesquería y el crucero. Estos tópicos podrían expandirse para incorporar de mejor forma las consideraciones ecosistémicas.

2. En segundo lugar, desarrollar modelos de evaluación y/o análisis de sensibilidad para parámetros relevantes que explícitamente incluyan interacciones ecológicas.

3. En tercer lugar, una vez seleccionados los stocks en los que se puede/debe incluir consideraciones ecosistémicas, existen al menos tres alternativas de modelación que permitirían incorporar interacciones ecológicas: a) modificar parámetros relevantes del modelo, b) agregar un índice ambiental de un proceso ecológico, i.e., tratar la data ecológica como una serie de tiempo con una medida de varianza, y c) modificar las ecuaciones de dinámica poblacional usando un índice que de cuenta de un proceso ecosistémico (tratando la información del ecosistema como conocida y sin error). Se reconoce que las evaluaciones de stock actuales tienen la capacidad para incorporar todos los enfoques (1-3), dado que existe

evidencia científica fuerte para incluir consideraciones del ecosistema en los modelos de evaluación de stock.

- **Región del Atlántico medio**

En la región del Atlántico medio existe un ensamble diverso de peces y calamares costeros y neríticos que pueden catalogarse como especies forraje. Algunas especies y sus pesquerías son manejadas activamente por Consejos Regionales, la Comisión de Pesquerías Marinas de los Estados del Atlántico y Estados costeros. Sin embargo, muchas no tienen medidas de manejo y no están incluidas en planes de manejo. Los stocks de menhaden del atlántico, arenque del atlántico, arenque azul, alewife, jurel del atlántico, butterfish y calamares de aleta larga fueron identificadas como especies forraje a partir del análisis de la dieta de predadores considerados especies protegidas (e.g., mamíferos marinos, tortugas marinas y aves marinas) y especies de peces considerados relevantes para el sistema de la plataforma continental (e.g., dos especies de esturión). El Consejo de Manejo del Atlántico Medio (MAFMC) ha identificado a las especies forraje y su manejo como elementos clave, generando recomendaciones para apoyar el Enfoque Ecosistémico para el Manejo de Pesquerías (Houde *et al*., 2014). Mantener una base adecuada de especies forraje para la alimentación y producción de especies de predadores de alto valor económico se ha convertido en una prioridad para el manejo pesquero en este sistema en las últimas dos décadas.

Alternativas de manejo para pesquerías forraje en el Atlántico medio

Tanto el consejo de manejo como los grupos de usuarios han expresado un fuerte interés en el manejo pesquero basado en el ecosistema (EBFM) y en particular el desarrollo de una política para el manejo de especies forraje (MAFMC, 2012). En este sentido, existe un deseo de conservar y manejar las especies forraje para obtener desembarques sustentables y al mismo tiempo conservar su valor como presa para una diversidad de predadores en la Zona Económica Exclusiva del Atlántico medio. En la Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Managemen Act, la optimización de la captura es una meta y las evaluaciones de stock deben incluir un análisis de compromiso en entre i) alcanzar capturas altas y sustentables de especies forraje objetivo y ii)

mantener la base de forraje que asegure la productividad de predadores. Además, se debe examinar cuidadosamente los compromisos sociales y económicos de las alternativas de manejo de las especies forraje.

Existe un consenso creciente que las capturas óptimas de especies forraje deberían ser precautorias y que se deberían considerar buffers adicionales al momento de derivar capturas anuales (objetivo y límite) para estas especies. Las recomendaciones se inclinan hacia reducir los niveles de mortalidad por pesca (F) sustancialmente debajo del nivel que produce el rendimiento máximo sostenido (F_{MSY}), asegurando que los niveles de biomasa se mantengan cercanos a la biomasa que produce el rendimiento máximo sostenido (B_{MSY}) o incluso superiores en stocks catalogados como data pobre. Conceptualmente, una regla de control podría asemejarse a la política actual de riesgo del Consejo de Manejo Pesquero del Atlántico medio, pero con una probabilidad menor y un nivel de referencia superior para la razón B/B_{MSY} al cual la pesquería debería disminuir (Fig. 10).

El mejoramiento del hábitat de estados clave en el ciclo de vida de algunas especies forraje para incrementar su productividad también tiene un rol en el manejo. Por ejemplo, el MAFMC apoyará los esfuerzos para remover embalses en ríos costeros para mejorar el éxito de desove y los niveles de abundancia de Alosines (arenques y jureles de río). El manejo espacial y los cierres temporales también cumplen un rol, por ejemplo, al reducir su remoción como by-catch en épocas y áreas donde son más vulnerables.

Las directrices del MAFMC para abordar EAFM son: i) Adoptar una definición de “forraje”, ii) desarrollar completamente la lista de especies forraje en el Atlántico medio, describiendo su abundancia presente y pasada, iii) evaluar la base de forraje en la cuenca del Atlántico medio, iv) definir/describir grupos funcionales (en la evaluación de la base suficiente de forraje, desarrollar análisis de políticas que apoyen la prohibición potencial de nuevas pesquerías forraje o de nivel trófico bajo), y v) desarrollar opciones para el protocolo de reglas de control para capturas biológicas aceptables y políticas de riesgo.

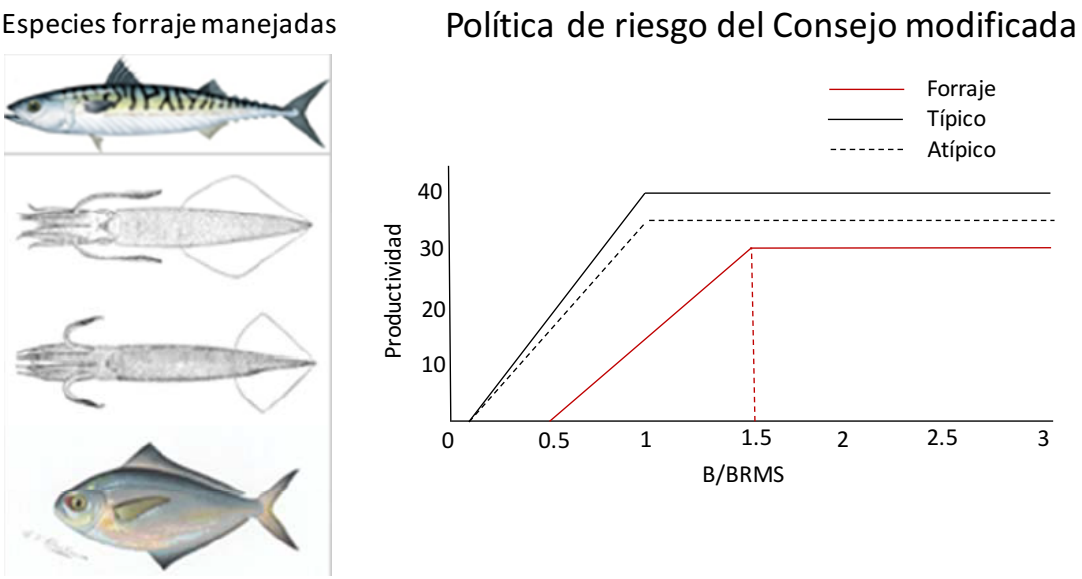


Figura 10. Ilustración conceptual de una regla de control con buffers recomendados para una pesquería de especies forraje. En esta versión (una de un conjunto más amplio de posibilidades), los buffers importantes para la mortalidad por pesca y la biomasa se indican como una precaución para conservar la biomasa y los beneficios que las especies forraje proporcionan como presas para predadores marinos. En esta ilustración, existe una reducción en la probabilidad aceptable de sobrepesca a cualquier tamaño del stock, y en vez de requerir secuencialmente menores probabilidades de sobrepesca bajo B_{MSY}, la probabilidad requerida comienza a decaer en 150% de B_{MSY}, que es mucho más precautorio que la política actual de riesgo. (Modificado de Houde *et al*., 2014)

Las alternativas para el manejo de especies forraje manejadas y sin medidas de manejo son las siguientes:

1. En el caso de especies manejadas, el MAFMC podría adoptar una política de reducir el riesgo en especies objetivo. El Acta M-S en sus directrices urge a incluir consideraciones para biomasas superiores que B_{MSY} para mejorar y proteger el ecosistema marino.

2. En la región del Atlántico medio, la mortalidad por pesca actual se estima por debajo de F_{MSY} para butterish y calamares, mientras que para el stock de jurel es desconocida. Una política precautoria para esos stocks sería considerar niveles de F sustancialmente menores que M y que F_{MSY}, para conservar la biomasa y a la vez apoyar la pesca viable y sustentable.

3. Otra recomendación precautoria que podría considerarse es establecer un umbral de biomasa mínimo, bajo el cual la pesca no se permite sobre los stocks de peces forraje. Además, al derivar las cuotas biológicamente aceptables, se debería escalar el nivel de precaución al establecer los niveles de referencia para F y B basándose en la calidad de la data disponible para la evaluación de stock (i.e., un sistema de tiers).

4.1.1.2. Pesquería de peces pelágicos pequeños en Sud África

El manejo de la pesquería de pelágicos pequeños sardina (*Sardinops sagax*), anchoveta (*Engraulis encrasicolus*) y arenque redondo (*Etrumeus whiteheadi*) se realiza vía un procedimiento operacional, cuyo objetivo es lograr un balance entre maximizar las capturas totales de sardina y anchoveta, y minimizar el riesgo de colapso. Debido a que sardinas y anchovetas conforman cardúmenes mixtos en su etapa juvenil, la pesca dirigida a los reclutas de anchoveta resulta en un by-catch de sardina. Por lo tanto, no se puede maximizar simultáneamente la captura de las dos especies. Se establece cuotas totales separadas para sardina y anchoveta, además de una cuota total permisible de sardina como by-catch en la pesquería dirigida a anchoveta. Junto con lo anterior, se establece un límite superior de captura precautorio para el arenque redondo (Cochrane *et al*., 1998).

- **Aplicación del enfoque ecosistémico**

En Sud África la implementación del enfoque ecosistémico en la pesquería de pelágicos pequeños se basa en identificar un rango de indicadores, temas, enfoques de manejo y potencial de implementación para cada pesquería. Cada tema se clasifica y jerarquiza de acuerdo con niveles de riesgo. A continuación, se presenta algunos ejemplos para el caso de las pesquerías de sardina y anchoveta (Tabla 5).

Tabla 5. Ejemplo de la implementación del enfoque ecosistémico en pesquerías de pequeños pelágicos en Sud África.

Tema	Indicadores	Enfoques de investigación	Manejo Técnico	Implementación
Impactos de la remoción de especies forraje sobre especies limitadas a reproducirse en tierra (i.e., aves marinas)	Tamaño poblacional de aves; éxito reproductivo (peso de polluelos, Nº de polluelos criados por pares de adultos, proporción reproductiva); composición de la dieta de las aves; indicadores espaciales (e.g., traslapo de áreas de alimentción de aves y pesquerías).	Monitoreo rutinario de colonias de aves; sensoramiento satelital para evaluar los rangos de alimentación; modelos mínimamente realistas; modelos espaciales de peces pelágicos alrededor de colonias de aves. Cuantificar y formalizar el nexo entre la pesquería pelágica y las aves marinas. Cuantificar la respuesta funcional de las aves a las presas pelágicas de pequeño tamaño e identificar umbrales bajo los cuales existe implicancias negativas para las aves marinas	Se basa en i) evitar que las poblaciones caigan por debajo de niveles que exceden puntos de referencia límites de acuerdo a los criterios de conservación de la IUCN mediante reducción de TACs o cierre de áreas dentro del rango de forrajeo; ii) permitir escape sufíciente de peces de forraje para los predadores; iii) evitar umbrales de abundancia/biomasa de peces pelágicos bajo los cuales las implicancias para las aves marinas sean perjudiciales.	Buen potencial para implementación de respuesta de manejo/capacidad de manejar.
Baja comprensión de fluctuaciones de escala decadal en la abundancia de peces pelágicos y su disponibilidad para las pesquerías	Biomasa; capturas; índice de reemplazo trófico; dieta de los predadores (e.g. aves marinas)	Desarrollar indicadores para monitorear/rastrear los cambios en el ecosistema; retrotraerse al período previo al inicio de la pesca; desarrollar modelos con sistema experto para detectar cambios en el ecosistema (usando indicadores); comparar la función del ecosistema sobre distintos períodos y entre sistemas; cuantificar controles tróficos (bottom-up, top-down, wasp-waist); análisis de series de tiempo.	Manejar las capturas dentro de estados/regímenes de productividad, identificados usando indicadores de estado/cambio. Beneficio: optimización de capturas y a la vez mantener un riesgo bajo de acelerar la declinación del stock.	Potencial razonable para la implementación de la respuesta de manejo/capacidad de manejar

4.1.1.3. Noruega

En el año 2009, Noruega promulgó una nueva Acta de Recursos Marinos que integra la conservación y uso sustentable como principios básicos, y que representó un cambio de paradigma en el manejo de sus pesquerías (Gullestad *et al*., 2017). La Ley indica qué asuntos deben abordarse, pero no indica cómo realizar las evaluaciones ni su frecuencia. Entonces, la definición de este aspecto se resuelve durante el proceso de manejo. Un principio de manejo en el Acta confiere al Ministerio la obligación de evaluar si se justifica mantener la actividad pesquera en la escala actual o si se requiere mejor manejo para alcanzar la sustentabilidad.

La aproximación noruega para implementar el enfoque ecosistémico involucra los siguientes elementos: i) definir objetivos de manejo, ii) desarrollar herramientas simples y efectivas para alcanzar una revisión de las necesidades de manejo y priorizarlas, iii) integrar aspectos de conservación y uso sustentable, y iv) asegurar la participación de los usuarios de la pesquería. Para cada tipo o categoría de stock se define el objetivo de manejo (Tabla 6). Con esta tabla se establece un marco para desarrollar un manejo ecosistémico al entregar una base y herramientas para priorizar las necesidades de medidas de manejo nuevas o revisadas.

Tabla 6. Objetivos de manejo para los distintos tipos de stocks en Noruega.

Categoría	Tipo de stock	Objetivo de manejo
1	Stocks pesqueros más importantes desde el punto de vista económico	Captura económica óptima de largo plazo
2	Alguna importancia económica, pero respecto del cual la información es escasa	Captura sustentable de largo plazo alta y, si es posible, estable
3	Baja importancia económica y especies sin uso comercial	Asegurar biodiversidad y funcionamiento del ecosistema
4	Especies invasoras	Reducir el stock/población
0		No establecido

4.1.1.4. Australia

La pesquería de peces pelágicos de la Commonwealth, es manejada por la Autoridad de Manejo Pesquero de Australia. Las especies objetivo son el jurel (*Trachurus declivis*), el redbait (*Emmelichthys nitidus*), la caballa azul (*Scomber australasicus)*, y la sardina australiana (*Sardinops sagax*) (solo frente a la Costa Oeste). También existen especies del by-catch como el jurel cola amarilla (*Trachurus novaezelandiae*).

La pesquería de peces pelágicos se maneja con una combinación de controles de entrada y salida que incluyen ingreso limitado, regionalización, tamaños de malla restringidos, y capturas totales permisibles. En 2009 se implementó un nuevo Plan de Manejo que estableció dos sub-áreas (oriental y occidental) en lugar de las cuatro previas e introdujo algunos controles como cuotas individuales transferibles.

Para incluir consideraciones ecosistémicas en estas pesquerías, la autoridad solicitó que se modelara los efectos de la pesca sobre las cuatro especies objetivo para evaluar los impactos potenciales sobre otros componentes de la trama trófica. Los resultados indicaron que estas especies no mostraron (individual y colectivamente) fuerte impacto sobre otros predadores, como sí ocurre con especies pelágicas en otros sistemas. Considerando estos resultados, la sugerencia del estudio fue que no sería necesario alterar los puntos de referencia para esta pesquería para incluir impactos ecológicos (Smith *et al*., 2015).

Para estas especies la biomasa de equilibrio en el rendimiento máximo sostenido B_{MSY} oscila entre el 30% y el 35% de los niveles no explotados. Sin embargo, esos niveles son inciertos y podría ser más apropiado usar los valores por defecto desde la Commonwealth Harvest Strategy Policy (HSP) con B_{MSY} establecidos en B_{40} (i.e., 40% de los niveles no explotados) y el valor de la biomasa de rendimiento máximo económico B_{MEY} establecido en 1.2 veces este nivel y cercano a B_{50}.

Este estudio sugiere que los PBR objetivos para estas especies deberían establecerse en B_{50} y el límite en B_{20}, en línea con la parametrización por defecto del HSP. Los resultados de Smith *et al*.

(2015), combinados con evidencia de otros estudios, sugieren que estos niveles son seguros desde una perspectiva ecosistémica y entregan niveles razonables de captura relativos a MSY.

4.1.1.5. International Council for the Exploration of the Sea (ICES)

Bajo la tutela del ICES existe actualmente un rango de grupos de expertos en evaluaciones ecosistémicas integradas que abarcan desde el Ártico al Mediterráneo y desde el Báltico al Atlántico Nor-oeste. La síntesis de enfoques resulta en un esquema de trabajo común, con la única diferencia de matices en cuanto a la cantidad de trabajo en cada paso. Los pasos son: 1) Toma de la data, 2) Análisis de la data, 3) Conceptualización, 4) Desarrollo de Modelos, 5) Desarrollo de escenarios, y 6) Puesta a prueba de los escenarios. A la fecha, muchos grupos no han abordado temas sociales, culturales y económicos, pero los pasos descritos también aplican a esas disciplinas.

A continuación, se presenta algunos ejemplos de pesquerías de especies forraje en el área de influencia del ICES.

- **Sardina**

La sardina (*Sardina pilchardus*) es la especie objetivo de importantes pesquerías en Francia, España y Portugal, con una importancia social y económica considerable para las industrias pesqueras y procesadoras (enlatadoras). Las medidas de manejo implementadas en la actualidad dicen relación con la protección de juveniles y desovantes en el stock norte, pero se requeriría medidas adicionales para mejorar el potencial reproductivo y el reclutamiento en el stock sur debido a su condición deteriorada (Silva *et al*., 2015). Los desembarques son bien documentados en esta pesquería y existe un buen nivel de conocimiento, tanto de la distribución como de la biología de la especie en las aguas del Atlántico Europeo. Sin embargo, las relaciones entre la sardina y las condiciones ambientales son poco conocidas, particularmente la disminución en el reclutamiento en el stock sur. Tampoco existe claridad respecto de si las poblaciones de sardina son afectadas por disponibilidad de alimento, canibalismo y depredación. No existe certeza respecto del grado de conectividad entre los stocks del norte y sur, aunque existe evidencia de

diferencias en la biología y dinámica al nivel de sub-stock. La falta de información socioeconómica dificulta la evaluación de la importancia real de las pesquerías de sardina y los impactos de la disminución de su stock o de medidas de manejo.

Ninguno de los stocks de sardina en Europa se maneja por TAC. Las medidas de manejo en curso para el stock del norte incluyen medidas técnicas y límites para las licencias de cerco en aguas francesas; la pesquería en el área VIIIc parece estar regulada por el mercado. Las medidas de manejo para el stock del sur incluyen límites para el esfuerzo y las capturas. Algunas medidas posibles de implementar para mejorar el manejo son el desarrollo de un plan de manejo para el stock del norte y para el stock del sur la revisión de algunas medidas técnicas y del plan de manejo implementado por España y Portugal desde 2014 (Silva *et al*., 2015).

- **Anchoveta**

La anchoveta (*Engraulis encrasicolus*) es la pesquería más importante del Golfo de Cádiz. En términos de EAFM se ha dedicado esfuerzo a comprender el rol del Estuario de Guadalquivir como área de crianza y su impacto en la dinámica del stock a partir de un monitoreo mensual iniciado en el año 1997. En años recientes se ha desarrollado modelos que incluyen información ambiental usando técnicas de simulación Bayesiana, así como modelos con balance de masa que describen el rol de la anchoveta en la trama trófica (ICES, 2017b). Llope (2016) presenta una perspectiva ecosistémica, ofreciendo una revisión de los objetivos de alto nivel y el marco jurisdiccional, los sectores involucrados, y las presiones y riesgos de sus actividades. Se identifica conflictos de interés relacionados con diferentes visones del ecosistema, así como los arreglos institucionales que podrían usarse para balancear esos intereses y finalmente desarrollar una visión para incorporar la información basada en el ecosistema en las decisiones multisectoriales.

Para la anchoveta en la Bahía de Vizcaya, la recomendación científica es precautoria basada en MSY. Las reglas de control las eligen la Comisión Europea, los estados miembros de la UE y los usuarios. El porcentaje que corresponde a cada país puede modificarse por acuerdos bilaterales entre países. Por ser una especie de vida corta, las directrices para los puntos de referencia se basan

directamente en la distribución de la biomasa desovante (SSB) en el período de desove relativo a B_{lim}, con B_{lim} igual a 21.000 ton (ICES, 2017b). Se reconoce que la anchoveta es una especie presa para otras especies pelágicas y demersales, así como para cetáceos y aves. También se reconoce que el reclutamiento depende estrechamente de factores ambientales y se ha realizado predicciones de reclutamiento basándose en variables ambientales. Sin embargo, esta información no se considera directamente en el manejo. Tampoco se cuantifica los efectos ecosistémicos de esta pesquería.

- **Jurel**

Para el caso del jurel del sur (*Trachurus trachurus*), los puntos biológicos se basan en MSY y en el enfoque precautorio (B_{lim}, B_{pa}, MSY, $B_{trigger}$, F_{lim}, F_{pa} y F_{MSY}), pero no incluyen consideraciones ecosistémicas. Este no es el caso del jurel azul (*Trachurus picturatus*), donde ICES entrega su recomendación para esta pesquería sobre la base de un enfoque para stocks con data limitada. La Administración de Las Azores puso en práctica una medida especial de manejo en 2014 para la flota de cerco, con el fin de regular el mercado, y permitiendo sólo 200 kg por embarcación por día y prohibiendo desembarques en fines de semana. No se reporta consideraciones ecosistémicas para el manejo de estas dos especies (ICES, 2017a).

4.1.1.6. Canadá

El Departamento de Fisheries and Oceans Canada es el encargado de asegurar que tanto los ecosistemas acuáticos como las pesquerías son sustentables y económicamente exitosas. Actualmente existe un Marco Científico Ecosistémico para Apoyar el Manejo Integrado. Este marco ha permitido avances hacia en el manejo ecosistémico en sistemas como los Grandes Lagos, el Estrecho de Georgia, el estrecho de Northumberland, la acuicultura en lagos, el Estuario de Saint Lawrence, Las Islas Fundy (SW New Brunswick, Bahía de Fundy).

Si bien la política pesquera canadiense para los peces forraje entrega directrices para pesquerías nuevas y en desarrollo, Canadá se encuentra aún varios pasos atrás de otros países desarrollados en la aplicación de un enfoque ecosistémico para el manejo de estas especies (http://www.dfo-mpo.gc.ca/science/rp-pr/spera-psrafe/projects-projets/002-eng.html). Sin embargo, se está desarrollando un estudio (Strategic Program for Ecosystem-based Research and Advice, SPERA) donde se revisará la literatura a nivel global, así como estudios de modelación para las costas este y oeste de Canadá. El objetivo de SPERA es proporcionar asesoría para un manejo basado en el ecosistema de las pesquerías de especies forraje (http://www.dfo-mpo.gc.ca/science/rp-pr/spera-psrafe/projects-projets/002-eng.html).

Canadá tiene varias leyes y políticas que pueden y deberían dar cuenta del tipo de manejo requerido para las pesquerías de especies forraje. Bajo el Acta del Océano, el manejo de los recursos marinos y su ambiente debe considerar el ecosistema como un todo junto con los requerimientos de los usuarios (Guénette *et al*., 2014). Los principios canadienses de EBFM para el marco de pesquerías sustentables han identificado la necesidad de decisiones de manejo que tomen en consideración todos los cambios en el ecosistema que pueden afectar las especies objetivo, incluyendo los efectos de las condiciones meteorológicas y del clima, y la interacción de las especies objetivo con especies predadores, competidores y presas (http://www.dfo-mpo.gc.ca/reports-rapports/regs/policies-politiques-eng.htm). Además, desde el año 2010 DFO tiene una Política de nuevas pesquerías de especies forraje que también es parte del Marco de pesquerías Sustentables. Bajo esta política, se espera que los administradores tomen en consideración las fluctuaciones naturales de las poblaciones de peces forraje y consideren el impacto de la pesquería tanto en las especies objetivo como el ecosistema completo, y mitigando los impactos del by-catch cuando se requierea. Sin embargo, aún existen muchas limitaciones en el manejo de pesquerías forraje que realiza Canadá, a saber:

1. La política de nuevas pesquerías de especies forraje no aplica a pesquerías existentes. Se espera que las pesquerías existentes sean revisadas respecto de esta política, lo que aún no ocurre.
2. Las políticas actuales no consideran los predadores o las incertidumbres en el manejo de pesquerías forraje.

3. Los planes de manejo integrales, que se espera guíen la conservación y el uso sustentable de los recursos marinos de Canadá, no incluyen aspectos de conservación del ecosistema relacionados con pesquerías forraje.
4. No existe una política nacional que entregue las directrices sobre cómo aplicar un enfoque ecosistémico al manejo de pesquerías de Canadá.
5. Muchas de las especies forraje no tienen puntos biológicos de referencia definidos o estimados razonables del estado del stock, lo que se explica por la limitada data disponible y la diversidad de enfoques de evaluación (Guénette *et al*., 2014). Muchos ni siquiera tienen planes de recuperación para cuando las poblaciones están agotadas.

4.1.1.7. Nueva Zelandia

En el año 1986, Nueva Zelandia introdujo un sistema de manejo nuevo y radical basado en cuotas individuales transferibles para la mayoría de sus pesquerías claves. Este sistema de manejo se focaliza primariamente en el manejo de stocks individuales mediante el establecimiento de cuotas totales permisibles y capturas comerciales permisibles y es, en esencia, un sistema focalizado en especies individuales o monoespecífico. Sin embargo, el Acta de Pesquerías de 1996 se designa para "proveer utilización y a la vez asegurar sustentabilidad" y la obligación de asegurar sustentabilidad ha conducido a muchas medidas para lidiar con i) capturas incidentales de especies protegidas (principalmente mamíferos marinos y aves marinas), ii) efectos de los artes de pesca de dragas y arrastre sobre el sistema bentónico, iii) cambios en la biodiversidad marina, y iv) la protección de hábitats de importancia para el manejo pesquero. Considerando que el proceso para la implementación del enfoque ecosistémico debiera ser incremental o evolucionario, las medidas descritas arriba sumadas al manejo dirigido a stocks podrían considerarse un enfoque primer orden para el manejo ecosistémico de pesquerías (Cryer *et al*., 2016).

Sin embargo, Mace *et al*. (2014) exploraron el desarrollo del sistema neozelandés de cuotas y concluyeron que cuatro áreas no se exploraron adecuadamente en el diseño inicial del sistema, a saber; la variabilidad natural en la abundancia de los stocks; la aplicación del enfoque monoespecífico a pesquerías multiespecíficas, externalidades ambientales, y conflictos entre los

objetivos de los distintos usuarios del ambiente marino. Todas son importantes para un enfoque ecosistémico para pesquerías y, por lo tanto, se ha realizado esfuerzos en todas ellas. Sin embargo, sólo se ha progresado en el primer punto Mace *et al*. (2014).

4.1.1.8. Caso especial: Krill en la Antártica

En ecosistemas complejos, las causas detrás de los cambios en los niveles tróficos superiores son difíciles de descifrar. Sin embargo, ecosistemas dominados por una especie ubicada en un nivel trófico bajo a intermedio podrían representar una situación más tratable. Este tipo de ecosistema es el que se desarrolla en el Océano Austral donde el krill antártico (*Euphausia superba*) es la presa principal para una gran variedad de predadores tope, y las fluctuaciones en su abundancia se reflejan en el desempeño reproductivo y la dieta de esas especies (Reid et al., 2015). El krill antártico también es la especie objetivo de una pesquería comercial desde principios de la década de 1970, en un sistema que ha experimentado una serie de colapsos de especies marina por sobrepesca. Ejemplos de ello son las focas (siglo XIX), las ballenas mayores (mitad siglo XX), y peces como el bacalao de roca *Nothothenia rossi* (1970) y el bacalao de profundidad (*Dissostichus eleginodes*).

La Convención para la Conservación de Recursos Marinos Antárticos Vivos (CCLARM) se estableció en 1980 bajo la preocupación que la expansión de la pesquería de krill podría tener un impacto mayor en el ecosistema del Océano Austral. Así, CCLARM fue la primera convención internacional que involucra pesquerías en incluir principios de conservación en sus objetivos y un enfoque ecosistémico (Constable et al., 2000). Desde su creación la CCLARM ha manejado la pesquería de krill de una forma muy precautoria, reconociendo el rol crítico de esta especie en el ecosistema antártico y la incertidumbre asociada con el cambio ambiental. En este sentido, desde su primera reunión en 1982, la Comisión de CCLARM ha lidiado con equilibrar las demandas de las pesquerías con la necesidad de asegurar que el ecosistema antártico no sea afectado negativamente por ellas (Constable et al., 2000). Los principios de conservación de esta convención son los siguientes: a) prevenir la disminución del tamaño poblacional de cualquier población explotada bajo el nivel que asegura su reclutamiento estable, b) mantener las relaciones ecológicas

entre las poblaciones explotadas y las poblaciones de recursos marinos (dependientes y relacionadas) y la restauración de poblaciones agotadas, y c) prevenir cambios o minimizar los riesgos de cambios irreversibles en dos o tres décadas.

La CCLARM requiere que los administradores de las pesquerías del Océano Austral sostengan la productividad de los stocks objetivos, la salud y resiliencia del ecosistema, y el desempeño de las pesquerías mismas. En este sentido, el manejo de las pesquerías de krill en las aguas que circundan la Antártica utiliza un EBFM. Para manejar la pesquería responsablemente, en 1990 se puso en práctica una estrategia precautoria, adaptativa y de largo plazo. Constable (2011) describe las principales características de esta estrategia, la que se basa en las siguientes acciones: i) establecer una biomasa objetivo en un nivel que es significativamente superior al nivel que se usa tradicionalmente (75% de la biomasa no explotada, a diferencia del 50% que se usa normalmente), y una biomasa límite de 20% (Constable, 2011), ii) Establecer una distribución espacial de la captura a partir de la estructura del stock, capturas históricas y las necesidades de alimento de los predadores. Conjuntamente con estas acciones, el krill se monitorea continuamente para detectar cambios en su población o en las poblaciones de sus predadores, para así determinar si los cambios observados se deben a la pesca o a cambios ambientales (Reid et al., 2005). Si bien este sistema ha enfrentado numerosos desafíos y continúa siendo un trabajo en progreso, es un ejemplo que demuestra que medidas de manejo basadas en el ecosistema y precautorias son posibles en la administración de especies forraje.

El límite precautorio de captura para el krill, adoptado en 1994, está concebido para determinar una captura de largo plazo que satisfaga reglas de decisión, donde la captura se calcula como una proporción (γ) de un estimado de la biomasa previa a la explotación (B0). La regla de decisión tiene tres partes: i) elegir $\gamma 1$, de forma que la probabilidad que la biomasa desovante caiga bajo 20% de la media de su nivel sobre un período de 20 años sea 10%; ii) elegir $\gamma 2$, de modo que la mediana del escape de krill (en términos de biomas desovante) en un período de 20 años sea de 75% de B0; y iii) seleccionar el menor γ entre $\gamma 1$ y $\gamma 2$ como el nivel para el cálculo de la captura de krill.

Los límites precautorios de captura se calculan probabilísticamente usando simulaciones Monte Carlo. Para ello se utiliza un modelo poblacional simple con variabilidad aleatoria en el reclutamiento, el que se proyecta muchas veces con distintos valores para los parámetros de crecimiento, mortalidad, y abundancia. Los valores de los parámetros se toman aleatoriamente desde distribuciones estadísticas, permitiendo así variabilidad natural en la población y en los estimados de los parámetros. Entonces, el modelo se usa para calcular distribuciones de posibles niveles poblacionales tanto en la ausencia de pesca como bajo varios niveles de mortalidad por pesca. Estas distribuciones se usan para determinar γ que puede ser capturada cada año.

Como ya se mencionó, las relaciones predador-presa del krill son el aspecto clave del manejo de su pesquería. Esto al punto que el límite de captura regional establecido por la CCLARM (conocido como el límite precautorio de captura) pretende reservar una cantidad significativa de la producción de krill para sus predadores (Constable, 2011). Sin embargo, en algunas regiones como el Mar de Escocia la pesquería de krill obtiene la mayor parte de su captura en áreas que se superponen con los rangos forrajeo de especies como focas y pingüinos que se reproducen y crían su descendencia en tierra, y los de peces demersales que se distribuyen sobre la plataforma continental (Eveson, 2000).

En años más recientes se ha expresado preocupación por parte de los interesados en la pesquería respecto de si el límite de captura regional es suficiente para prevenir impactos indirectos sobre predadores de krill en áreas muy locales. Recientemente, los administradores de la pesquería del krill en el mar de Escocia y de la sección sur del Paso de Drake han solicitado recomendaciones científicas respecto de medidas de manejo basadas en un límite de captura regional y opciones para subdividirla dentro de áreas de menor tamaño. Watters et al. (2013) desarrollaron un modelo con resolución espacial que simula interacciones krill-predador-pesquería y reproduce una representación plausible de las dinámicas observadas en el pasado. A través del trabajo con expertos y representantes de grupos de interés, estos autores identificaron i) las incertidumbres clave que afectan la capacidad de predecir el estado del ecosistema, ii) puntos de referencia ilustrativos que representan los objetivos de manejo; y iii) una forma clara y simple de comunicar los resultados a los tomadores de decisión. Mediante simulaciones ecosistémicas, Watters et al. (2013) desarrollaron escenarios para evaluar medidas de manejo candidatas considerando

incertidumbre y el riesgo de no alcanzar los objetivos múltiples de manejo (basados en el ecosistema). Esta metodología indica que, por ejemplo, reducir la remoción de krill en la sección costera en relación con la sección oceánica reduciría los riesgos tanto para la pesquería como para el ecosistema (Fig. 11).

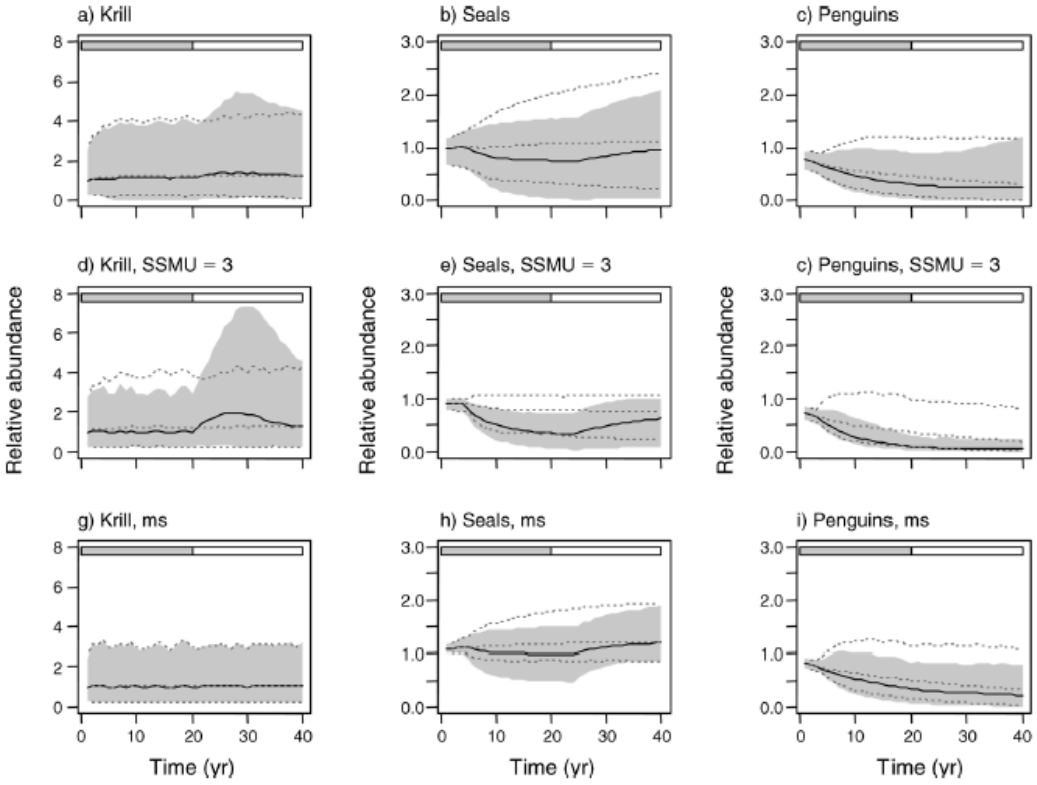


Figura 11. Ejemplo de la dinámica del krill, focas y pingüinos en un modelo predador-presa. Tomado de Watters *et al*. (2013).

4.1.2. Síntesis de la revisión de casos de estudio

La revisión de la literatura académica, no académica y gris relacionada con la implementación del EAF/EAFM en especies forraje y afines no es (ni puede ser) acabada, ya que se debe tener en cuenta que muchas veces los procesos de implementación realizados pueden no estar publicados o reportados formalmente. Entonces, los resultados de esta búsqueda podrían subestimar los esfuerzos y resultados de la implementación del enfoque ecosistémico en pesquerías de nivel

trófico bajo o forraje y pesquerías pelágicas en general. Pese a lo anterior, es posible observar algunos patrones generales.

A nivel global la administración de pesquerías se apoya crecientemente en información científica. Sin embargo, esta información se basa casi exclusivamente, en resultados de evaluaciones de stock. Estas evaluaciones tienen como objetivo principal evaluar el estado del stock respecto de limites definidos (puntos de referencia objetivo y límite), y recomendar niveles de captura que optimicen la producción, eviten la sobrepesca, y reconstruyan stocks agotados. En la mayoría de los casos, las evaluaciones se realizan siguiendo la aproximación monoespecífica tradicional, donde el ecosistema y los factores ambientales no son factores explícitos de cambio en la dinámica del stock. Por el contrario, esta supone que tanto el ecosistema como el ambiente son constantes o que contribuyen a la variabilidad no explicada en la abundancia o biología del stock. Sin embargo, existe un número de stocks en los cuales la información del ecosistema se ha incorporado directamente en los modelos de evaluación (casos en USA, ICES, y Australia). En casos puntuales, se ha considerado los cambios en el ecosistema en el manejo de un stock específico.

En términos del avance del enfoque ecosistémico, nuestra revisión indica que la mayor parte del esfuerzo en ciencia pesquera sigue destinándose a la evaluación de stock con enfoque monoespecífico. Cantidades moderadas de esfuerzo se dirigen a la evaluación y modelación de interacciones entre especies, y entre las especies y su ambiente. Mucho menos esfuerzo se destina a los aspectos espaciales que unen la explotación con las dependencias de las comunidades humanas y al desarrollo de estrategias de captura que consideren el ecosistema como un todo. De hecho, en muchas regiones existe la necesidad de mejorar el conocimiento básico de los ecosistemas costeros. Uno de los aspectos más demandados corresponde a la influencia de procesos ecosistémicos (biológicos y físicos) en la variabilidad del reclutamiento y las tasas de mortalidad natural, y su uso en la evaluación de stocks. Sin embargo, al revisar las estrategias de manejo, la principal brecha es la integración de los resultados ecológicos, económicos, y sociales de las pesquerías bajo distintos regímenes de captura.

La cantidad de investigación ecosistémica que se pone a disposición para los administradores y tomadores de decisiones es creciente y, probablemente, más de la que se puede usar en modelos de

tramas tróficas y de forzantes ambientales de la productividad. En este punto, el estudio de las relaciones en la trama trófica parece ser *sine qua non* para el manejo pesquero con enfoque ecosistémico o basado en el ecosistema. Sin embargo, los modelos confiables, exactos y precisos a la hora de cuantificar la dinámica de la depredación, la mortalidad y el crecimiento en modelos de evaluación de stock son extremadamente costosos de construir, parametrizar y validar. Una interrogante abierta es si las relaciones en la trama trófica se abordan mejor a través de estrategias de manejo robustas o a través de la incorporación en modelos de evaluación de stock. La ciencia y el manejo serán distintos dependiendo de qué aproximación se elija.

La inversión en ciencia social para investigación en enfoque ecosistémico de pesquerías (i.e., sistemas socio-ecológicos acoplados) es muy limitada e insuficiente como para desarrollar modelos socio-ecológicos a nivel regional. El cambio incipiente en el discurso desde un énfasis basado en *commodities* hacia la valoración de servicios ecosistémicos crea una brecha importante en la comprensión científica de estos sistemas complejos. Es posible plantear que será muy difícil implementar el enfoque ecosistémico a cabalidad si no se aborda estas brechas, y que la ausencia de consideraciones socioeconómicas y culturales podría impedir progresar oportunamente en la dimensión ecológica.

La tendencia global indica un énfasis creciente en el uso de modelos y escenarios de manejo pesquero más sofisticados, lo que demanda más data de monitoreo. En este sentido, la aproximación de simulaciones en los sistemas mejor estudiados permitiría alcanzar una visión costo-efectiva más sistemática respecto de si el aumento en la extensión y/o frecuencia de monitoreo agrega valor y cuándo la ganancia en información ya no equilibra el gasto en monitoreo.

4.2. Objetivo Específico 2

Proponer un marco conceptual y/o de referencia para implementar el enfoque ecosistémico en la pesquería de sardina austral de aguas interiores de la X Región de Los Lagos, sobre la base de indicadores mutidimensionales, que contemplen aspectos económicos, sociales y biológicos.

4.2.1. Caracterización del sistema pesquero

El marco teórico simplificado de la estructura de un sistema pesquero incluye los subsistemas "recurso", "usuarios" y de "manejo". El subsistema de recursos incluye, entre otros, el ciclo de vida de la especie (incluida la biología de la reproducción, reclutamiento, crecimiento y mortalidad); el subsistema de usuarios de los recursos incluye la(s) flota(s) que operan en la pesquería, su dinámica espacial, la composición de la captura (incluyendo diferentes especies o componentes de la población) y las funciones económicas. Por último, el subsistema de manejo (o gestión) capta toda la compleja dinámica de los dos primeros subsistemas, más fuerzas externas, tales como mercados, la política, los grupos de presión e intereses sociales (Defeo, 2015).

De acuerdo con información secundaria disponible, en esta sección se presentan antecedentes del sistema pesquero de la pesquería de sardina austral de la Región de Los Lagos. En esta caracterización incluimos (1) la administración de la pesquería, (2) los usuarios o actores, (3) aspectos socioeconómicos y (4) aspectos biológico-ecológicos, incluyendo una breve descripción del ecosistema en el cual se desarrolla la pesquería (de acuerdo con las Bases Técnicas y Administrativas de este proyecto), así como otros recursos que sustentan pesquerías en este ecosistema.

4.2.1.1. Administración de la pesquería

La pesquería de sardina austral se desarrolla en aguas interiores de Región de Los Lagos y en la Región de Aysén y pueden operar sobre ella los pescadores artesanales que tienen inscrito el

recurso sardina austral en el registro pesquero artesanal (RPA) que lleva el Servicio Nacional de Pesca. En la actualidad el registro se encuentra cerrado, y se administra con suspensiones transitorias en la inscripción cada 5 años. Esta suspensión temporal pretende limitar el acceso al recurso por parte de nuevos actores.

La pesquería de la Región de Los Lagos se encuentra sujeta a cuotas globales anuales de captura. La Subsecretaria de Pesca y Acuicultura (SSPA) recomienda el establecimiento de la cuota de captura de acuerdo con el rango determinado por el Comité Cientifico Técnico de las Pesquerías de Pequeños Pelágicos (CCT-PP).

En la actualidad, la cuota anual de captura se divide en (a) cuota para investigación, (b) consumo humano, (c) fauna acompañante y (d) cuota objetivo. Para evitar un consumo anticipado de la cuota anual, ésta se fracciona en dos períodos durante el año, períodos que se han modificado en el tiempo con la finalidad de adecuar la administración a la estacionalidad de las capturas. Entre los años 2013 al 2016, la cuota objetivo del año se fraccionó en los periodos enero-junio y julio-diciembre. En el año 2017, el primer periodo se extendió hasta octubre con una asignación de 75% de la cuota. Para el año 2018, se asignó 90% de la cuota entre los meses de enero a octubre. En la Tabla 7 se observa la distribución de la cuota anual de captura para el año 2018 en la Región de Los Lagos. Desde el año 2013, la cuota para la Región de Los Lagos ha oscilado entre un máximo de casi 24 mil toneladas en el año 2015 y un mínimo cercano a las 17 mil toneladas para el año 2018. En la Fig. 12 se observan las cuotas anuales establecidas para la pesquería de sardina austral Región de Los Lagos desde el año 2013 al 2018.

Tabla 7. Distribución de la cuota anual de captura de sardina austral en la Región de Los Lagos para el año 2018. Fuente: elaboración propia según D.Ex. N° 670 del 2017.

Distribución cuota 2018	Toneladas
Cuota para investigación	65
Cuota para consumo humano	172
Cuota fauna acompañante	50
Cuota objetivo	16.913
Enero-Octubre	15.222
Noviembre-Diciembre	1.691
Total	17.200

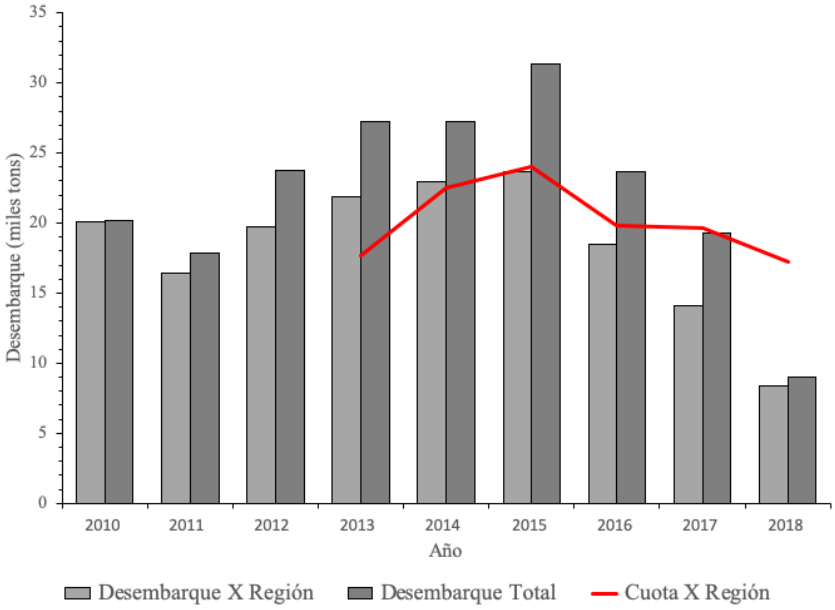


Figura 12. Desembarque de sardina austral y cuota, Región de Los Lagos años 2010 a 2018. Fuente: Elaboración propia con datos de Anuario Estadístico de Pesca y decretos que establecen cuotas.

Mediante D.Ex. Nº 39 del 2013 se estableció para la pesquería de la Región de Los Lagos, una medida de administración denominada Régimen Artesanal de Extracción (RAE). Este régimen se puede instaurar en pesquerías artesanales con acceso cerrado y cuyas cuotas son distribuidas por Región. El RAE contempla la distribución de la cuota objetivo por unidad de asignación. La unidad de asignación puede ser el área, la caleta, individual u organización de pescadores artesanales. En el caso que una organización de pescadores artesanales quiera participar del RAE, debe tener embarcaciones con el recurso de interés inscrito y debe ser solicitado por la mayoría de sus socios.

Desde el año 2013 la pesquería se encuentra en RAE por organización de pescadores artesanales y tiene vigencia hasta el año 2032. Esta medida implica que la cuota de la región se distribuye entre organizaciones de pescadores, la distribución se relaciona con la historia de desembarque de los socios armadores (titular de embarcación con permiso para capturar sardina austral) que componen cada organización. En caso de los armadores que, teniendo permiso para capturar sardina austral,

no pertenezcan a una organización, automáticamente pasan a formar parte de la cuota residual y pueden realizar actividades extractivas con cargo a esta cuota.

En el año 2018 hubo diez organizaciones participando del RAE de sardina austral en la Región de los Lagos, con una flota artesanal total de 57 embarcaciones que, en conjunto, poseen 99.9% de la cuota. Un total de 223 embarcaciones forman parte de la cuota residual las que pueden capturar 0.1% de la cuota (i.e., unas 14 toneladas). Posiblemente, una parte importante de estas 223 naves inscribió el recurso sardina austral en julio del año 2017 cuando el registro quedó abierto para su inscripción. En la Tabla 8 se presentan las organizaciones participantes del RAE de sardina austral en la Región de Los Lagos, el número de embarcaciones, la cuota asignada y la participación porcentual de la cuota de cada organización en el año 2018.

Tabla 8. Organizaciones de pescadores artesanales participantes del RAE de sardina austral de la Región de Los Lagos, año 2018. Elaboración propia según Resolución Exenta N° 4503 del 2017.

Registro	Organización	Embarcaciones (número)	Cuota (toneladas)	Participación (%)
156-10	Asociación Gremial de Armadores Artesanales de la Décima Región.	10	4.186,0	25
10010948	S.T.I. Pescadores Artesanales, Armadores Artesanales y Ramas Afines de Calbuco (PECERCAL)	9	3.292,1	19
310-10	Asociación Gremial de Armadores Artesanales ASOGER S.A.	7	2.251,4	13
10010942	S.T.I. Pescadores Artesanales, Armadores, Buzos, Algueros, Bentónicos, Demersales, Pelágicos, Recolectores de Orilla y Oficios Conexos de Caleta Pesquera, Camino Chinquihue	10	1.698,9	10
270-10	Asociación Gremial de Productores Pelágicos, Armadores Artesanales de la Caleta de Quellón Décima Región. AQUEPESCA AG	6	1.526,8	9
4266	Asociación Gremial de Armadores y Pescadores Cerqueros Artesanales de Ancud ASOGPESCA ANCUD AG	4	1.335,6	8
326-10	Asociación Gremial de Armadores Artesanales PESCA AUSTRAL AG	3	861,1	5
10010835	S.T.I. Pescadores Artesanales, Recolectores de Orilla, Bolincheros y Ramos Similares Proveedores Marítimos de Quillaipe	3	737,5	4
320-10	Armadores Artesanales de Calbuco, ARMAR AG	3	693,3	4
100110571	S.T.I. Armadores Artesanales Demersales y Ramos Afines Estrella del Sur de Calbuco	2	316,4	2
Cuota residual		223	13,9	0,1
Total		280	16.913	100

Según el Articulo 55 N de la Ley General de Pesca y Acuicultura, dentro del RAE los titulares de asignación de cuota pueden ceder el total o parte de su asignación a otros titulares en la misma región u otra región mientras se trate de la misma unidad poblacional o a titulares de licencia transable de pesca. La Subsecretaria de Pesca y Acuicultura autoriza las cesiones de cuota mediante resolución.

Durante el año 2017 se autorizaron siete cesiones de cuota de sardina austral entre organizaciones de pescadores artesanales en RAE de la Región de Los Lagos por un monto total de 1.671 toneladas, lo que representa cerca de 10% de la cuota de captura de la Región. En la Tabla 9 se muestra la cuota cedida por número de resolución.

Tabla 9. Resoluciones que autorizaron cesiones de cuotas en RAE sardina austral de la Región de Los Lagos, año 2017. Elaboración propia según resoluciones de Subsecretaria de Pesca y Acuicultura

Resolución Exenta	Cuota cedida (toneladas)
Nº 636	121
Nº 1261	100
Nº 1279	750
Nº 1576	150
Nº 1891	50
Nº 3699	100
Nº 4056	400

Para esta pesquería se han establecido vedas biológicas con la finalidad de resguardar los procesos de reproducción y de reclutamiento de la especie. Mediante Decreto Exento N° 35 del 2013 se estableció una veda reclutamiento entre el 15 de marzo y el 15 de mayo de cada año. Al mismo tiempo, y reconociendo que se trata de una pesquería mixta, se modificaron las vedas de sardina común y anchoveta para que las tres especies estén protegidas simultáneamente. Por otra parte, la veda reproductiva se estableció mediante Decreto Exento N° 950 del 2012 desde el 15 de septiembre al 15 de noviembre de cada año calendario y en el año 2016 se incorpora a esta veda a los recursos sardina común y anchoveta. Las fechas de veda no son fijas, pudiendo modificarse el inicio y el término de acuerdo con el cambio en de los procesos de reclutamiento y reproducción

de la especie. Es importante señalar que se exceptúa de las vedas, las capturas destinadas a elaboración de productos para consumo humano y carnada.

4.2.1.2. Actores de la pesquería

En la pesquería de sardina austral de la Región de Los Lagos se identificó una serie de actores que participan de la cadena de valor del recurso. Estos actores son las organizaciones de pescadores artesanales (dirigentes y socios), la flota pesquera, las comercializadoras, y las plantas de proceso (Fig. 13).

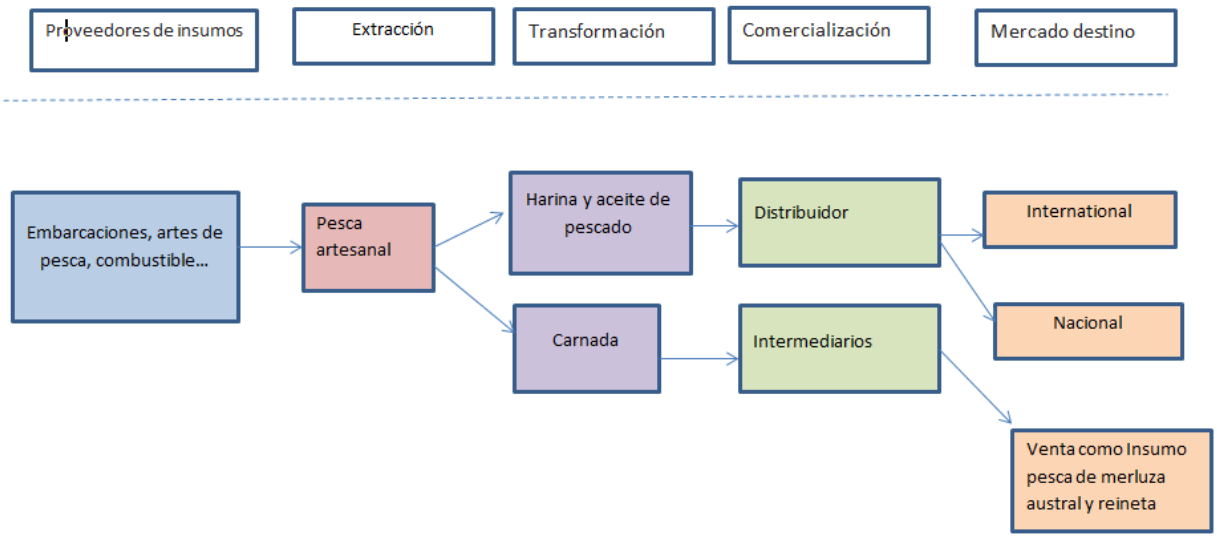


Figura 13. Representación de la cadena de valor del recurso sardina austral en la Región de Los Lagos.

La pesquería está administrada mediante el RAE por organización, por tanto, las organizaciones de pescadores artesanales son un actor importante de la pesquería. Estas organizaciones se forman para administrar la cuota de los armadores que la componen. En general, la cuota se distribuye al interior de la organización de acuerdo con el aporte de cada armador. Cada año, el Reglamento del Régimen Artesanal de Extracción (D.S. 296 del 2014) permite tanto la incorporación de nuevas

organizaciones al RAE como modificaciones en el número de pescadores artesanales o embarcaciones que conforman las organizaciones.

Las organizaciones de pescadores artesanales que participan de la pesquería han variado en número desde el inicio del RAE. El año 2013 el régimen se inició con siete organizaciones y las organizaciones vigentes al año 2018 son diez, (seis asociaciones gremiales y cuatro sindicatos de trabajadores independientes). En la Tabla 10 se presenta el número de organizaciones participantes del RAE de sardina austral en el periodo 2014 a 2018, el número de embarcaciones que participa en las organizaciones y en la cuota residual, el número de armadores y el número de embarcaciones que operaron en la pesquería. El número de organizaciones se ha mantenido estable desde el año 2015, pero el número de embarcaciones que participan de la cuota en las organizaciones a partir del año 2015 ha aumentado levemente. Por su parte, las embarcaciones que participan de la cuota residual disminuyeron entre los años 2014 y 2017 con un aumento importante el año 2018 producto que el Registro Pesquero Artesanal estuvo abierto para la inscripción de sardina austral. En el periodo de análisis observamos que las embarcaciones que han operado en la pesquería disminuyeron desde 79% a 51% (año 2017) de la flota inscrita. La disminución de la flota operativa se debe posiblemente a la pérdida del recurso en las zonas históricas de captura "*…no sé si hay menos biomasa o están en otro lado...”* señaló un entrevistado.

Tabla 10. Número de organizaciones, embarcaciones y armadores en la pesquería de sardina austral, años 2014 a 2018. Fuente: Elaboración propia con información de Sernapesca y Subpesca.

Año	Nº de Organizaciones	N° embarcaciones en organizaciones	N° embarcaciones en cuota residual	N° Armadores	N° embarcaciones con operación
2014	8	36	26	62	49
2015	12	52	12	64	45
2016	12	53	11	64	47
2017	12	56	9	65	33
2018	10	56	223	-	-

La flota artesanal que capturó sardina austral el año 2017, estuvo constituida por embarcaciones artesanales de 9 a 18 m de eslora, con una capacidad de bodega de 3,8 a 79,8 m^3. En la Tabla 11

observamos que el año 2017, el 66% de los desembarques fueron declarados por embarcaciones de 15 a 18 m. de eslora.

Tabla 11. Distribución de desembarque de sardina austral en la Región de los Lagos por tipo de embarcación, año 2017. Elaboración propia con información de Sernapesca.

Eslora	Embarcaciones (número)	Desembarque (t)	Participación (% en desembarque)
8 hasta 12	3	60	0,5
mayores 12 hasta 15	11	3.489	27
mayores 15 hasta 18	15	9.573	73

La estacionalidad de las capturas se observa en la Fig. 14. Podemos ver que la flota pesquera opera principalmente, entre los meses de diciembre a marzo y en menor medida en los meses que corresponden a otoño e invierno. También podemos observar que durante los periodos de veda se declaran desembarques cuyo destino, posiblemente, es la carnada para las pesquerías de merluza del sur y reineta, dado que esta actividad se exceptúa de las vedas biológicas.

El año 2017 se registraron 11 caletas de desembarque de sardina austral[4]. La principal es la caleta San Rafael, que recibió 93% del desembarque de sardina austral, seguida por Calbuco con 2.3% del desembarque y Dalcahue con 1.7%. En la Tabla 12 observamos que los desembarques de sardina austral, de acuerdo con la declaración de desembarque que realizan los armadores, tienen tres tipos de destinos: planta de proceso, comercializadora y tercero (persona natural). Según esta información, el año 2017 las plantas de proceso recibieron 27% de los desembarques (3.800 t app.), mientras que las comercializadoras recibieron 71% (10.000 t app.)

[4] El año 2017 las caletas que presentaron desembarques de sardina austral fueron. Anahuac, Calbuco-L Vega, Chinquihue, Chonchi, Dalcahue, Pichicolo, Queilen, San Agustín, San Antonio X Región, San Rafael y San Ramón.

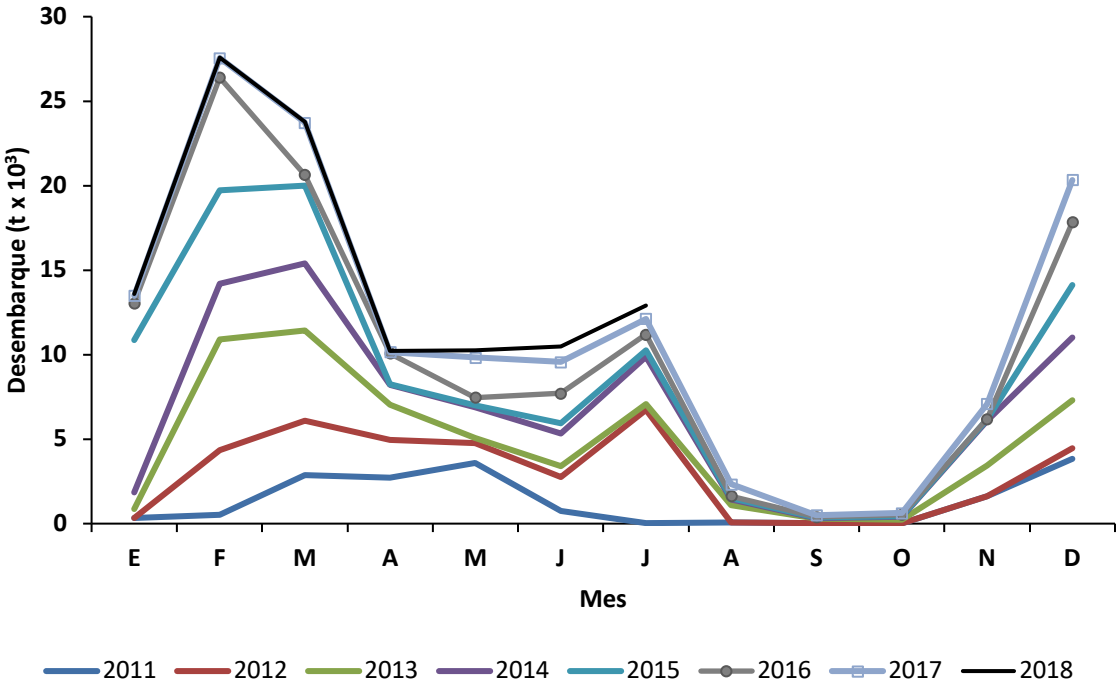


Figura 14. Desembarques mensuales de sardina austral, años 2011 a 2018, Región de Los Lagos. Fuente: Elaboración propia con información de Sernapesca.

Tabla 12. Destino de los desembarques de sardina austral, años 2015 a 2017. Fuente: Elaboración propia con información de Sernapesca.

Destino	2015 (%)	2016 (%)	2017 (%)
Comercializadora	42	55	27
Planta	56	42	71
Tercero	2	3	1

Antecedentes previos y los recopilados mediante entrevistas indican que el recurso se destina directamente a plantas de proceso de reducción para obtener harina y aceite de pescado (a excepción de la carnada). Sin embargo, estos datos muestran que una parte importante de los desembarques va, en primera instancia, a comercializadoras. Analizando el registro de comercializadoras de Sernapesca, observamos que las comercializadoras que reciben sardina

austral son también plantas de proceso que están en la nómina de Sernapesca. Entonces, podemos suponer que las comercializadoras son las mismas plantas de proceso con ambos giros. Teniendo lo anterior en consideración, en el año 2017, 29.7% de los desembarques tuvo como destino Pesquera Fiordo Austral, 18.6% a Pacific Star y 16.6% a Pesquera La Portada.

El destino "tercero" se refiere a personas naturales que, según entrevista, compran sardina austral para usarla como carnada en las pesquerías de merluza austral y reineta. El destino final principal de los desembarques de sardina austral son las plantas procesadoras de harina y aceite de pescado. En la Tabla 13 observamos la producción de harina y aceite de pescado derivado de sardina austral como materia prima, entre 2014 y 2017. Por características propias del proceso, la producción de harina de pescado es mayor que la producción de aceite. Este último producto se obtiene de la producción de harina.

Tabla 13. Sardina austral como materia prima y producto final, años 2014 a 2016. Fuente: Elaboración propia con información de Anuario Estadístico de Pesca.

Año	Materia prima	Producto	
	(t)	Harina (t)	Aceite (t)
2014	23.253	4.450	1.953
2015	27.818	5.058	0
2016	20.752	4.051	2.182
2017	16.156	2.928	1.194

En síntesis, la pesquería de sardina austral de la Región de Los Lagos es capturada por la flota artesanal principalmente, con embarcaciones de 12 a 18 m de eslora. Los desembarques de la flota están relacionados con la distribución de la cuota al interior de cada organización que participa del RAE. El destino principal del desembarque es la reducción en plantas de proceso de la misma región y de la Región del Biobío y, en menor medida, los desembarques se utilizan como carnada para las pesquerías de merluza austral y reineta, principalmente

4.2.1.3. Aspectos socioeconómicos

En esta sección se presenta una visión general del empleo directo, ingresos brutos, costos y ganancia de los pescadores que participan en la pesquería sardina austral y en plantas de proceso, utilizando la información recopilada a través de entrevistas e información secundaria.

Empleo directo etapa de extracción

Existen diferentes formas de medir el empleo. Específicamente el nivel de empleo se puede medir por el número de personas empleadas por periodo de tiempo, cantidad de personas contratadas por periodo de tiempo, cantidad de horas contratadas por periodo de tiempo, cantidad de horas contratadas efectivamente por periodo de tiempo, cantidad de empleos equivalentes generados por periodo de tiempo y otras más (ver, por ejemplo, Borjas, 1996; y McConnell & Brue, 1997). Estas definiciones presentan ventajas y desventajas según lo que se quiera medir. Por ejemplo, la medición de empleo por el número de personas empleadas no considera la intensidad con que se realiza el trabajo (número de horas trabajadas), y por ende puede generar una estimación deficiente del volumen de trabajo total medido. Sin embargo, es un mejor indicador de la cantidad de puestos de trabajo disponibles para distintas personas en un momento en el tiempo que la cantidad de empleos equivalentes (o cualquier otra medida que incluya la intensidad del trabajo). La información disponible nos permitió medir el empleo como el número de puestos de trabajo y el empleo anual equivalente, en la etapa de captura y la mano de obra en etapa de procesamiento.

El empleo en el sector artesanal se genera a través de la operación de la flota y depende del número de naves, sus características y la frecuencia de operación. Con esta información obtenemos el número de puestos de trabajo en flota. Dresdner *et al*. (2014) proponen un enfoque metodológico para obtener el empleo anual equivalente combinando la información de viajes de pesca por tipo de embarcación y el número de tripulantes promedio por tipo de embarcación.

De acuerdo con entrevistas realizadas a informantes claves del sector pesquero artesanal (armadores y dirigentes), la dotación de las embarcaciones cerqueras dedicadas a la captura de

sardina austral es de 6 personas, incluidos tripulantes y patrón de pesca. La información de Sernapesca entrega el número de embarcaciones que han operado en la pesquería entre los años 2010-2017. Este indicador se calcula multiplicando el número de tripulantes por el número de embarcaciones que operaron en la pesquería por año. Una de las ventajas es que entrega información del número de puestos disponibles en la flota pesquera y es fácil de calcular. La desventaja es que no entrega información sobre la intensidad del trabajo, en este sentido si una embarcación operó todos los días del año o sólo una vez al año, se considera en el cálculo de igual forma.

Empleo anual equivalente

Se define como la cantidad de personas en promedio que estuvieron ocupadas jornada completa en labores de extracción en esta pesquería. El nivel de ocupación se puede calcular como el número de viajes en total en un año[5], multiplicado por la dotación correspondiente a la nave que realizó el viaje (6 personas) y dividido por el número de días laborales[6] que tiene un año sin feriados y asumiendo que se trabaja de lunes a viernes.

En la Figura 15 vemos los dos indicadores de empleo en etapa de extracción, ambos, aunque de magnitudes diferentes, se pueden complementar para obtener información. Entre los años 2012 a 2016, el número de puestos de trabajo fue de aproximadamente 270 ocupaciones. Luego disminuyó el año 2017 porque operaron menos embarcaciones. El empleo equivalente sigue una tendencia decreciente en el periodo analizado, lo que significa que se reduce la intensidad de uso de embarcaciones y el número de embarcaciones operando. El año 2010 se observa que el empleo equivalente es el nivel mayor de la serie, lo que se debe a que un número menor de embarcaciones se utilizaron en forma más intensiva en la extracción que en años posteriores.

[5] Se asume que el viaje de pesca es de un día. el número de viajes de pesca anuales fue mayor en el año 2010 (1128 viajes) y menor en el año 2015 (666 viajes).
[6] El número de días laborales (lunes a viernes) va desde 249 a 252, dependiendo del año.

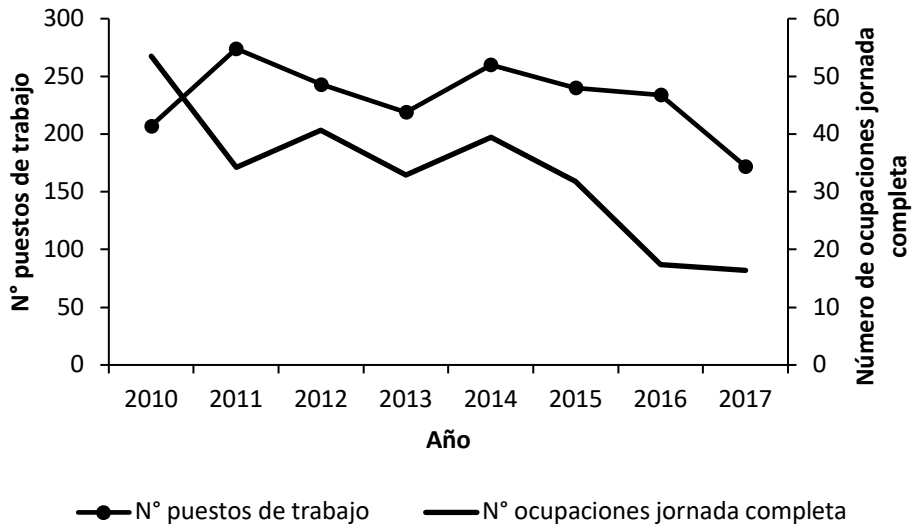


Figura 15. Estimación empleo directo en etapa de extracción. Fuente: Elaboración propia con información de Sernapesca.

Empleo directo en planta de proceso

El empleo generado en las plantas procesadoras se atribuye al uso de sardina austral como insumo para la producción de harina y aceite de pescado. Para calcular la ocupación generada en planta, se utilizó la información sobre la cantidad de mano de obra empleada (permanente más eventual) en la industria de transformación pesquera. Esta información se encuentra en las bases de datos de Sernapesca. La información sobre empleo no se encuentra desagregada por especie de materia prima dentro de cada planta que generó esa ocupación. Por ello se tuvo que implementar una metodología que permitiera descomponer la ocupación en planta empleada en la producción de productos para consumo animal por tipo de materia prima. La distribución del empleo anual promedio en plantas por tipo de especie se construyó a partir de los datos de empleo por planta, ponderándolo por el porcentaje de importancia que tiene la sardina común y anchoveta dentro de la planta. Este ponderador se construye como el porcentaje que aporta la sardina austral a la materia prima total del año en la planta. Para cada planta se calcula el porcentaje de participación de sardina austral dentro de la materia prima total empleada en el año. Luego se multiplica el empleo total por planta por el porcentaje correspondiente a la importancia de sardina austral para cada planta. De

esta forma se obtiene una estimación del empleo generado por sardina austral para la industria, como un promedio anual[7].

En la Figura 16 observamos que el empleo generado por plantas de proceso que registran sardina austral como materia prima, entre otros recursos, para el periodo 2010 a 2017. Al considerar sólo empleo generado por procesamiento de sardina austral tenemos el nivel máximo que llega a 35 ocupaciones el año 2015. El promedio en el periodo de análisis fue 22 ocupaciones. Este tipo de plantas de procesamiento son poco intensivas en mano de obra a diferencia de plantas procesadoras de recursos para consumo humano como congelado.

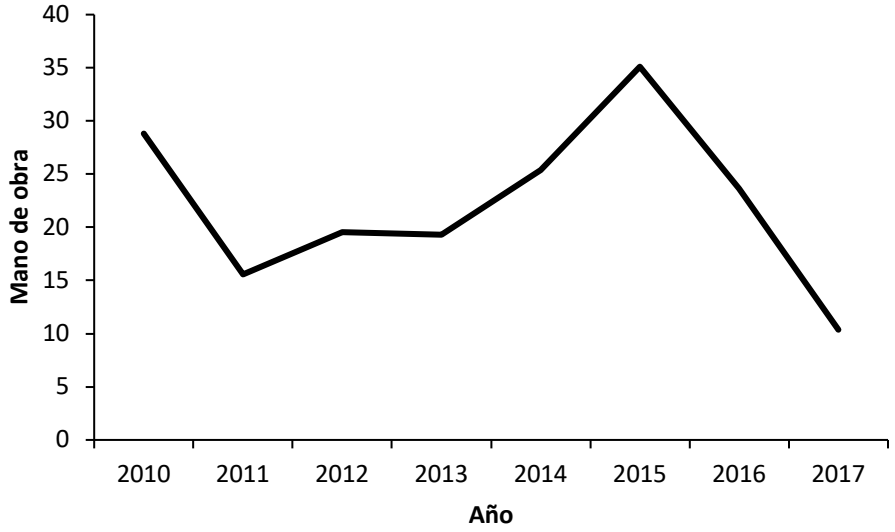


Figura 16. Estimación de empleo directo en plantas de proceso. Fuente: Elaboración propia con información de Sernapesca.

Ingresos generados por la pesca artesanal

Los ingresos de la pesca están determinados por los precios, los desembarques y los costos de la actividad. La información disponible nos permitió calcular los ingresos brutos derivados de la pesca

[7] La información de Sernapesca entrega mano de obra permanente y eventual por mes.

artesanal de sardina austral en la Región de Los Lagos, siguiendo la metodología de Desdner *et.al.* (2014). Esta metodología calcula un precio promedio anual de desembarque de sardina común y anchoveta como el 12% del promedio simple del precio FOB de harina de pescado. Esta última es una cifra recogida de entrevistas para esa investigación. Entonces el precio de los desembarques de sardina austral se construye como un porcentaje del precio FOB de harina de pescado. Este supuesto tiene su origen en que tanto los desembarques de sardina común, anchoveta y sardina austral tienen como principal destino las plantas de elaboración de harina de pescado.

El promedio simple del precio FOB de la harina de pescado se obtiene del Banco Central de Chile para el periodo de análisis, llevado a su valor en pesos chilenos según el promedio anual del dólar observado registrado por la misma institución bancaria. Para la obtención del total de ingresos artesanales se multiplicó el precio promedio anual de desembarque por el total de desembarque artesanal de sardina austral. En la Figura 17 observamos el ingreso derivado de la pesca artesanal de sardina austral entre los años 2010 y 2017.

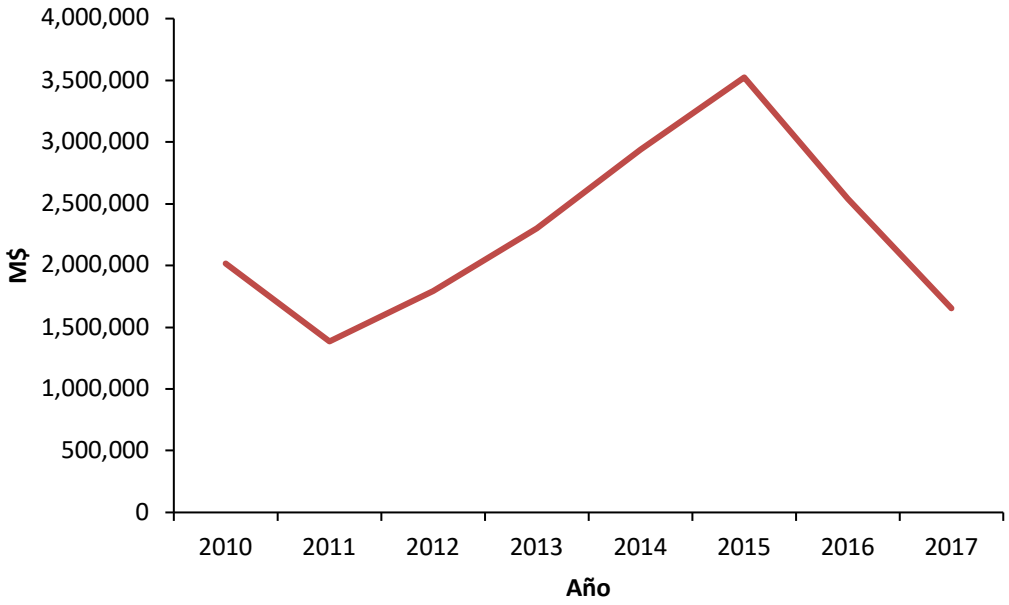


Figura 17. Estimación del ingreso bruto artesanal derivado de la pesquería de sardina austral Región de Los Lagos, años 2010 a 2017.

El ingreso promedio anual de la actividad artesanal durante el periodo de análisis bordeó los $2.270 millones. Hasta el año 2015, observamos que los ingresos crecen, producto del aumento del precio internacional de harina de pescado. Posteriormente, el ingreso cae notoriamente llegando al nivel más bajo de la serie el año 2017. Esta caída se explica tanto por la disminución del precio internacional de harina de pescado como por la caída en los desembarques.

Costos de operación

La información de costos de operación en la pesquería sardina austral se obtuvo a través de entrevistas a informantes claves. De acuerdo con Cerda *et al.* (2014), los costos de operación se pueden dividir en costos corrientes que incluyen combustible y lubricantes, y gastos menores como de alimentación, zarpe, costos de la nave que incluye la mantención, reparación, seguros y artes de pesca. En costos de la nave incorporamos el ítem posicionador satelital. Y por último están los costos de mano de obra que se refieren a remuneraciones fijas o variables de la tripulación.

Los entrevistados nos entregaron información de costos que consideraron más importantes para realizar la actividad. Por lo tanto, hay algunos ítems mencionados de los que no obtuvimos información pero que no serían relevantes. La relación laboral habitual entre tripulantes y armadores en esta pesquería, al igual que en muchas otras, es una relación que generalmente no va asociada a un contrato de trabajo escrito, sino que se origina en un trato verbal entre las partes por cada viaje de pesca en que se embarcan. En esta pesquería los costos de mano de obra son remuneraciones variables que normalmente se acuerda "por partes", en que se dividen la fracción de los ingresos que los contratantes acuerden distribuir entre los tripulantes. En general, las partes se dividen una vez descontados los costos del viaje de pesca, y de este resultado 60% corresponde al armador y 40% a los tripulantes.

En la Tabla 14 presentamos los costos para cada uno de los ítems relevantes detectados por entrevistados. Para tener la misma medida, tratamos de obtener en principio gastos anuales. Sin embargo, sólo en algunos ítems fue posible que los entrevistados hicieran una aproximación, mientras que en otros los armadores manejan costos por viaje de pesca. Para el cálculo posterior

de ingresos netos, estimamos los costos por viaje de pesca. El costo de mano de obra depende de las toneladas capturadas, las que varían en cada viaje de pesca. Por tanto, los entrevistados nos entregaron información de las partes a repartir luego de descontados los costos y nosotros estimamos los costos de mano de obra.

Tabla 14. Costos de operación en pesquería de sardina austral para el año 2017. Fuente: Elaboración propia con información de entrevistas.

Tipo de costo	Item	Promedio (miles $)	Mínimo-máximo (miles $)	Tipo de gasto
Corriente	Combustible	622	270 - 975	Por viaje de pesca
	Víveres	132	65 - 200	Por viaje de pesca
	Aceite	110	80 - 140	Mensual/por viaje
De la Nave	Posicionador satelital	90	90	Mensual
	Mantención	6500	3000 -10000	Anual

Ingresos netos y ganancias

Para calcular ingresos netos para el año 2017, estimamos los ingresos brutos de una unidad productiva con precio y desembarque promedio para el mismo año. Luego descontamos los costos promedio anuales y obtenemos ingresos netos de una unidad productiva (embarcación). Posteriormente calculamos ganancias anuales de armador y tripulante de acuerdo con las partes a repartir.

Como vimos anteriormente, los ingresos brutos de calculan como el producto entre las toneladas desembarcadas y el precio promedio del desembarque (12% del precio FOB). Los resultados que se presentan corresponden al ingreso bruto anual de una unidad productiva, calculado con valores promedio de precio y toneladas desembarcadas en el año 2017. En la Tabla 15, presentamos la estimación de ingresos brutos para una unidad productiva (embarcación) dedicada a la extracción de sardina austral. Una embarcación que captura 428 t de sardina austral al año y que vende a un

precio de $117.000 la tonelada, recibe un ingreso anual de alrededor de 50 millones de pesos. Es importante señalar que la extracción de sardina austral no es la única actividad a la que se dedican los pescadores, sino que también realizan actividades en otras pesquerías, como sardina común y anchoveta, por tanto, el ingreso presentado es sólo una parte de su ingreso total.

Tabla 15. Ingreso bruto de una unidad productiva dedicada a la extracción de sardina austral estimado con información del año 2017, Fuente: Elaboración propia con información de entrevistas.

Información año 2017	Valor	Ingreso bruto
Precio promedio tonelada desembarcada	$117.000	$50.076.000
Desembarque promedio unidad productiva/viaje de pesca	428 t	

Para tener una estimación anual de los costos de operación, el valor de los costos corrientes por viaje de pesca se transformó a costos anuales considerando que, en promedio, una embarcación realizó 20 viajes de pesca el año 2017. Como ya mencionamos las embarcaciones no se dedican exclusivamente a capturar sardina austral. En el año 2007, 64% del desembarque total fue de sardina austral, la diferencia correspondió a sardina común y anchoveta. Dado esto, los costos de la nave asociados a la pesquería de sardina austral se estimaron en 64% del total. La Tabla 16 presenta los costos promedio anual de operación de una unidad productiva que realizó 20 viajes de pesca en el año 2017. Observamos que los costos corrientes son los que tienen mayor impacto en los costos de operación (sin considerar costos de mano de obra todavía), especialmente el combustible.

Los ingresos netos anuales de una unidad productiva se calcularon como los ingresos brutos menos los costos de operación, lo que nos da un total de $27.934.800. Es decir antes de repartir ganancias entre armador y tripulantes, el ingreso neto de una embarcación que operó en el año 2017 en la pesquería de sardina austral, que realizó 20 viajes de pesca y capturó 428 toneladas anuales recibe un ingreso de casi $28 millones.

Tabla 16. Costos anuales de operación para una unidad productiva dedicada a la extracción de sardina austral estimado con información del año 2017. Fuente: Elaboración propia con información de entrevistas.

Tipo de costo	Item	Promedio anual ($)
Corriente	Combustible	12.450.000
	Víveres	2.640.000
	Aceite	2.200.000
de la Nave	Posat	691.200
	Mantención	4.160.000
Total		22.141.200

Como nos interesa conocer el ingreso de armadores y tripulantes, del ingreso neto se descuenta 60% para armador y 40% para tripulación, este último de divide en el número de tripulantes que tiene la embarcación[8] (6 según entrevistas). Entonces, en promedio un armador recibe un poco más de 17 millones de pesos durante el año, mientras que un tripulante tiene un ingreso anual de casi 2 millones de pesos, producto del trabajo realizado en la pesquería de sardina austral. Hay que recordar que esto es sólo una parte del ingreso total que reciben armadores y tripulantes, ya que se dedican a extracción de otros recursos y además los tripulantes realizan otras actividades fuera sector (como acuicultura). Adicionalmente estos son ingresos obtenidos durante 4 ó 5 meses al año de trabajo efectivo en la pesquería.

También se evaluó qué costos son más importantes en la operación de la pesquería. Para ello se calculó el costo de mano de obra, que corresponde a la remuneración de la tripulación de una embarcación con 6 tripulantes en el año. En la Tabla 17 vemos que el costo más importante es el costo corriente con una participación del 51% de los costos totales, costo mayor que el estimado

[8] No realizamos diferencias entre ingreso de tripulantes y patrón de pesca, ya que no recopilamos información especifica de la parte que corresponde al patrón de pesca.

por Cerda *et al.* (2014) para pesquerías pelágicas el año 2014. El costo de mano de obra corresponde al 34% del costo de operación, valor muy cercano al reportado por los autores mencionados.

Tabla 17. Costos anuales de operación para una unidad productiva dedicada a la extracción de sardina austral estimado con información del año 2017. Fuente: Elaboración propia con información de entrevistas.

Tipo de costo	Item	Participación (%) del costo de operación tota
Corriente	Combustible	37
	Víveres	8
	Aceite	7
de la Nave	Posicionador satelital	2
	Mantención	12
Mano de obra	Tripulación	34

4.2.1.3. Aspectos biológico-ecológicos

4.2.1.3.1. El ecosistema marino de Chiloé

El área de estudio, ecosistema marino del mar interior de Chiloé, abarca aproximadamente desde los 41º30’ S (Canal de Chacao) hasta los 44ºS (Golfo de Corcovado) y desde el continente hasta la costa oriental de la isla de Chiloé, abarcando unos 9.675 km^2. En esta área se desarrolla un complejo sistema de mares interiores, archipiélagos, canales y estrechos fiordos, sumando más de 10.700 km lineales de costa intrincada y muy protegida. Hucke-Gaete *et al*. (2006) resaltan que el ecosistema marino de Chiloé-Corcovado es parte de la ecorregión denominada Chiloense, una de las cinco ecoregiones identificadas en la costa chilena. La región ha sido clasificada como zona de gran interés dentro del proceso de definición de prioridades para la conservación marina en América Latina y el Caribe (Sullivan-Sealey & Bustamante, 1999) y corresponde a la provincia fría-templada de Sudamérica.

En términos oceanográficos, esta región se caracteriza por variados regímenes de mareas (que en algunos casos superan los ocho metros) y un importante aporte de agua dulce proveniente del deshielo de glaciares, drenaje de ríos y las copiosas lluvias que caracterizan la zona (Dávila *et al*., 2002). Las mareas gobiernan las corrientes, mientras que los aportes de agua dulce (incluyendo sedimentos y materiales terrígenos asociados a las descargas de ríos) generan una fuerte interacción entre aguas continentales y aguas oceánicas. Lo anterior resulta en importantes anomalías en salinidad, densidad y temperatura del agua, a lo que se suma efectos sobre la circulación y productividad costeras además de un pronunciado gradiente de salinidad desde la costa hacia el océano abierto (Silva *et al*., 1995a; Dávila *et al*., 2002; Carrasco & Silva, 2010; Martínez *et al*., 2015). Todo lo anterior apoyaría la idea que el mar interior funciona como un gran sistema estuarino (Silva *et al*., 1999).

La ecorregión Chiloense también recibe una influencia importante del ambiente y corrientes oceánicas (e.g. Corriente de Deriva y sus ramificaciones en la Corriente de Humboldt y la Corriente de Cabo de Hornos), principalmente a través de la Boca del Guafo (Silva *et al*. 1995b; Thiel *et al*., 2007). Estas aguas oceánicas aportan nutrientes fundamentales (Astorga & Silva, 2005) al sistema del mar interior de Chiloé.

El aporte de aguas oceánicas sumado al régimen hidrológico y los accidentes topográficos submarinos explican que fiordos, canales y estuarios en el área de estudio presenten alta productividad biológica y aporten significativamente al ciclo del carbono (Burrel, 1988). Los ecosistemas patagónicos son zonas de alta producción biológica, donde algunos de los valores reportados son comparables a los obtenidos en el ecosistema de surgencia a lo largo de Chile (Iriarte *et al*., 2007). La producción primaria presenta un amplio período productivo desde primavera hasta otoño, y otro de muy baja productividad durante el invierno (Iriarte *et al*., 2007; Iriarte y González, 2008; Montero *et al*., 2011). La variabilidad que presentan los valores de producción primaria puede atribuirse a disponibilidad de luz y/o nutrientes, a los que se suma los patrones de viento de mesoescala como uno de los forzantes del ciclo productivo (Montero *et al*., 2011).

En términos climáticos, el área de estudio se caracteriza por una marcada fluctuación estacional tanto en los niveles de radiación solar como de precipitaciones (Pickard, 1971; Acha *et al*., 2004).

Esta variabilidad puede modular parcialmente los cambios estacionales del fitoplancton en términos de su biomasa y producción. Varios autores informan que cambios en las tasas de producción primaria se reflejan en la reproducción de diversas especies de peces marinos en la región de fiordos y canales del sur de Chile (Córdova & Balbontín, 2006; Landaeta & Castro, 2006; Landaeta *et al*., 2006). En el mar interior se ha descrito también una marcada estacionalidad en las cadenas tróficas, particularmente en sus primeros niveles (Iriarte *et al*., 2007; González *et al*., 2010; González *et al*., 2011).

El zooplancton del mar interior presenta alta abundancia de crustáceos, especialmente copépodos de tamaño mayor (> 1mm géneros *Calanus*, *Rhincalanus*, *Metridia*), copépodos de tamaño menor (<1mm géneros *Paracalanus*, *Pseudocalanus*, *Acartia*, *Oncaea* y *Oithona*), eufáusidos (*Euphausia valentinii y Nematoscelis megalops*), estomatópodos y decápodos, tanto en fases de huevos, larvas y adultos (Antezana, 1999; Mujica & Medina, 2000). La trama trófica clásica que sustenta los recursos ícticos, aves y mamíferos en el área de estudio se basa en estos grupos.

El ambiente bentónico del mar interior alberga una diversidad relativamente alta de moluscos, algunos de los cuales sustentan actividad pesquera (Valdovinos, *et al*. 2005; Osorio *et al*. 2006). Otros grupos de invertebrados como los equinodermos presentan poblaciones importantes, tal como las de erizo (*Loxechinus albus*) que también es un recurso pesquero altamente apetecido por el mercado internacional y que sustenta una pesquería artesanal de larga data. En este ambiente también habitan importantes poblaciones de macroalgas como el huiro (*Macrocystis spp*.) y el cochayuyo (*Durvillaea antárctica*), e importantes agregaciones de corales de aguas frías (Försterra & Häussermann 2003, Cairns *et al*., 2005). Tanto las macroalgas como los corales tienen asociados interesantes comunidades ecológicas integradas por flora (algas) y fauna (invertebrados y vertebrados) (Thiel, 2002; Hoffmann & Santelices, 1997).

Debido a las características bióticas y abióticas mencionadas más arriba, el mar interior existe una gran cantidad de ambientes. Estos últimos favorecerían procesos de desove, reclutamiento y crianza de larvas y juveniles para distintas especies de peces e invertebrados muchos de los cuales sustentan pesquerías o actividades de cultivo. Por ejemplo, la zona que comprende el Golfo de Ancud y el Fiordo Reloncaví presenta abundancias relativamente altas de estados tempranos, reclutas y

juveniles de especies de interés comercial como sardina austral, merluza austral y merluza de cola. Además, las características oceanográficas y topográficas de estas zonas favorecen los procesos de retención y concentración tanto de estados tempranos y juveniles de peces como de su alimento (Castro *et al*., 2009; Neira *et al*., 2014; Neira *et al*., FIP 2013-17).

La fauna íctica presenta combinación de peces pelágicos, demersales y costeros. Dentro de los primeros se cuentan especies de tamaño pequeño como sardina austral (*Sprattus fuegensis*), sardina común (*Strangomera bentincki*), y anchoveta (*Engraulis ringens*), y tamaño mediano (e.g., jurel *Trachurus murphyi*). Estas especies sostienen los desembarques de la flota pelágica del área de estudio, el que está dominado por sardina austral (www.sernapesca.cl). Además, estas especies son presa de otros grupos del ecosistema tales como peces piscívoros y predadores tope como mamíferos marinos, aves y condrictios.

La zona presenta una notable diversidad de especies emblemáticas para la conservación. Por ejemplo, en la zona se ha registrado la presencia de 35 especies de mamíferos marinos de un total de 51 reportadas para todo Chile (Hucke-Gaete *et al*., 2010). Dentro de los cetáceos mayores se puede destacar la ballena azul (*Balaenoptera musculus*), el animal más grande del planeta, que tendría una zona de crianza y alimentación en la región Chiloense. Otras especies que se observan frecuentemente son la ballena jorobada (*Megaptera novaengliae*), y la orca (*Orcinus orca*). El sistema también es habitado por mamíferos marinos menores, como delfines (e.g., delfín chileno *Cephalorhynchus eutropia*), dos especies de lobo marino (e.g., lobo marino común *Otaria flavescens* y lobo fino austral *Arctocephalus australis*), y dos especies de nutria (huillín *Lontra provocax* y chungungo *L. felina*). No se ha identificado zonas específicas de reproducción y crianza para delfines (podrían ser múltiples), mientras que en el caso de los lobos existen varias colonias reproductivas conocidas y estudiadas (e.g. Isla Guafo).

El grupo aves también está bien representado en el sistema del mar interior, registrándose unas 45 especies (Hucke-Gaete *et al*., 2010). Estas especies utilizan el ambiente costero con fines reproductivos (se ha identificado colonias reproductivas), mientras que otras lo hacen con fines de alimentación. Dentro de las aves más conspicuas destacan albatros, fardelas, petreles, pingüinos, yuncos y cormoranes, entre otras.

En resumen, las características oceanográficas, geológicas, climatológicas, biológicas y pesqueras, hacen que la zona del mar interior sea alto interés e importancia desde el punto de vista ecológico, biogeográfico y socio-económico. En este ecosistema la alta productividad primaria y secundaria sostiene una trama trófica con alta abundancia y diversidad de especies de gran tamaño y nivel trófico. Esta productividad también sustenta importantes pesquerías basadas en peces pelágicos, demersales, y organismos bentónicos. En este ecosistema sardina austral constituiría el nexo entre los niveles tróficos inferiores y los predadores tope, por lo cual sus pesquerías requieren un manejo especial.

4.2.1.3.2. Sardina austral (*Sprattus fuegensis*)

- **Antecedentes biológicos**

La sardina austral es una especie planctófaga que habita las zonas costeras sur australes de Chile y Argentina, principalmente en los primeros 50 m de la columna de agua (Madirolas & Hansen, 2000; Sabatini *et al*., 2001; Castillo, 2008; Aranis *et al*., 2006; Montecinos *et al*., 2016; Niklitschek *et al*., 2009). Whitehead (1985), establece más precisamente que *S. fuegensis* se distribuye en el Océano Atlántico sur occidental desde los 40ºS hasta Tierra del Fuego (Sánchez *et al*., 1995), incluyendo las Islas Malvinas y en el mar interior de las regiones X y XI (Whitehead *et al*., 1988).

Sprattus fuegensis se caracteriza por un cuerpo fusiforme, comprimido, la altura comprendida unas cuatro veces y media en el largo total. Cabeza relativamente pequeña, ojos de tamaño moderado. Boca terminal, protráctil, el extremo posterior llega, estando cerrada, a la altura de la mitad del ojo (Fig. 18). Mandíbula superior con una muesca amplia en la línea media anterior, ocupada por la mandíbula inferior cuando la boca está cerrada. Mandíbula superior sin dientes, inferior con dientes diminutos en la parte anterior y edéntula en la posterior. Una sola aleta dorsal, cuyo origen es ligeramente anterior a la vertical que pasa por la ventral; la máxima altura corresponde al cuarto o quinto radio. Aletas pectorales ubicadas en el tercio inferior de los flancos, de forma redondeada. Aletas ventrales muy cortas. Aleta anal de altura uniforme, más baja que la dorsal. Caudal furcada.

Presenta escamas axilares en la base de las aletas pares; una serie de escudetes en la línea media ventral y escamas cicloides en el resto del cuerpo. Coloración gris azulado en el dorso, aclarándose en los flancos, vientre blanco. Aletas transparentes.

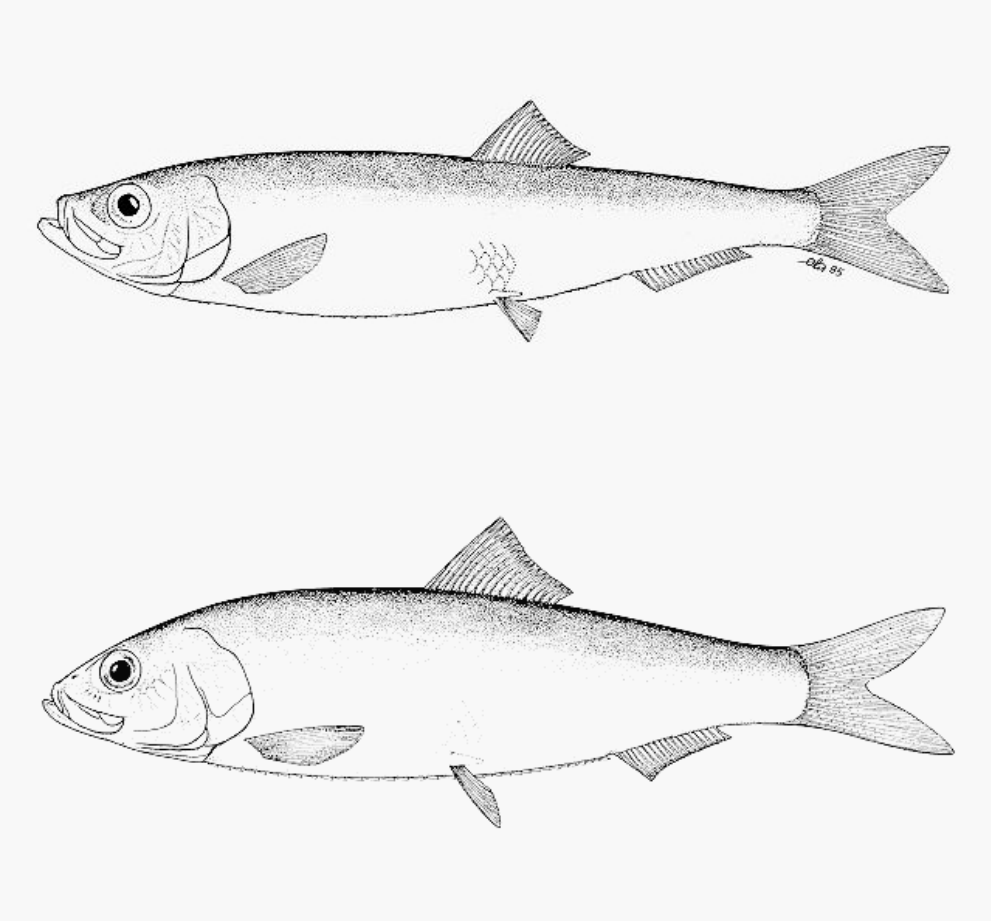


Figura 18. Esquema general de (arriba) sardina austral (*Sprattus fuegensis*; Whitehead, 1985) y (abajo) *sardina común* (Strangomera bentincki; Whitehead, 1985)

Se diferencia de la sardina común (*Strangomera bentincki*, Fig. 18) porque esta última tiene branquispinas mucho más numerosas que la sardina austral (30 a 41 en la rama inferior del primer arco en sardina austral contra 65 a 95 en *S. bentincki*). También a diferencia de sardina común, *S. fuegensis* no posee dientes en la mandíbula superior y en la inferior presenta dientes diminutos en su porción anterior y edéntula en la posterior. Adicionalmente, entre ambas especies existen

diferencias en la morfología del otolito y la relación longitud del pez – diámetro del otolito (Aranis *et al.*, 2007; 2014)

Antecedentes genéticos de especies del género (*Sprattus*) son escasos. En el caso de *Sprattus fuegensis*, recientemente Galleguillos *et al*. (2012) estudiaron la estructura del otolito desde muestras colectadas en la Región de Los Lagos y Región de Aysén en Chile, y del Sur de Argentina, encontrando evidencia de variabilidad interregional que permite diferenciar los otolitos de las tres regiones, pero con un grado de mezcla importante entre regiones, lo que lleva a concluir que la sardina austral presenta variación fenotípica significativa en la forma y tamaño de sus otolitos. El otolito sagita de la sardina austral de la región de Los Lagos presentó una forma elíptica, rostrum definido y antirostrum cóncavo. El otolito de la región de Aysén y del Sur de Argentina presentó un aspecto globoso, con partes muy poco definidas o ausentes (Galleguillos *et al*., 2012).

Los primeros antecedentes respecto del crecimiento de sardina austral son entregados por Gru & Cousseau (1982) y Hansen (1999) para ejemplares del Atlántico argentino. En Chile, Aranis *et al*. (2006) estimaron la edad de ejemplares de sardina austral con un rango de talla entre los 9,5 y 18,5 cm de longitud total (LT), indicando una edad máxima observada de 6 años (Cerna *et al*., 2014). Respecto de la mortalidad natural, Galleguillos *et al*. (2012) encontraron que podía fluctuar entre 0,63 y 0,67 año^{-1} según el método de estimación, mientras que (Cerna *et al*., 2014), dados los parámetros de crecimiento estimados por ellos, indica que la mortalidad natural alcanza 1,0 año^{-1}.

La talla de madurez de sardina austral se estimó en 10,1 cm en la Región de Aysén (Niklitschek *et al*., 2009) y 11,0 cm en la Región de Los Lagos (Aranis *et al*., 2006). En esta última, recientemente, Leal *et al*. (2011) estimó la talla de madurez en 13,5 cm.

La sardina austral depreda sobre el zooplancton, incluyendo zoeas, eufáusidos y anfípodos (Aranis *et al*., 2012) e incluso copépodos de tamaño medio y grande (Ciancio *et al*., 2008; Montecinos *et al*., 2016). Como especie pelágica pequeña, la importancia ecológica de la sardina austral en el ecosistema austral de Chile estaría dada por su carácter de presa para (i) peces que conforman recursos de importancia económica en la llamada Pesquería Demersal Austral (PDA), explotados por pescadores artesanales de las regiones X a XII y por el sector industrial en el mar exterior; y,

(ii) otras especies claves del ecosistema, tales como el pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*), mamíferos marinos (lobo marino común *Otaria flavescens*) y aves marinas (como cormorán *Phalacrocorax* spp. y pelicanos *Pelecanus thagus*, entre otros) (Zuleta & Rubilar, 2010). Los últimos autores proponen la fuerte dependencia alimentaria de los juveniles (1 a 4 años de edad) de merluza austral (*Merluccius australis*) sobre sardina austral. Una situación análoga ocurriría también en los recursos merluza de cola (*Macruronus magellanicus*) y congrio dorado (*Genypterus blacodes*). Sin embargo, análisis recientes revelaron que la sardina austral no era tan importante para peces demersales, aunque no se sabe de su importancia para otros predadores (Neira *et al*., 2014). Lo anterior podría atribuirse a que este último estudio se realizó en un período reciente cuando la pesquería ya había disminuido la abundancia de sardina con respecto a su biomasa virginal.

- **Antecedentes pesqueros**

La captura de sardina austral es realizada por naves cerqueras artesanales (con eslora máxima menor a 18 m y 100 m^3 de capacidad de bodega). No obstante la pesquería de pequeño pelágicos en el mar interior de Chiloé data de inicios de la década de 2000, la pesquería de sardina austral se inicia en el año 2006, cuando fue reconocida como un taxón distinto (anteriormente se la confundía con sardina común), o se la declaraba simplemente como "sardinas" (Aranís *et al*., 2007)(Fig. 19).

La flota pesquera ha variado entre las 27 y 39 naves operando anualmente. Aunque el recurso se distribuye tanto en Región de Los Lagos como en la Región de Aysén, la pesquería se desarrolla casi exclusivamente en la primera, y se caracteriza por presentar una fuerte estacionalidad en el desembarque, el cual ocurre mayoritariamente durante el primer semestre. En el período 2005-2016, 210 lanchas de cerco artesanal reportaron desembarque de las principales especies pelágicas del mar interior, entre ellas sardina austral, que representó cerca de 80% del total (sardina común y anchoveta aportaron 13% y 7% aproximadamente) en el año 2012, año en que se registró el mayor número de lanchas operando en la pesquería (n = 75; Aranis *et al*., 2017)(Fig. 20).

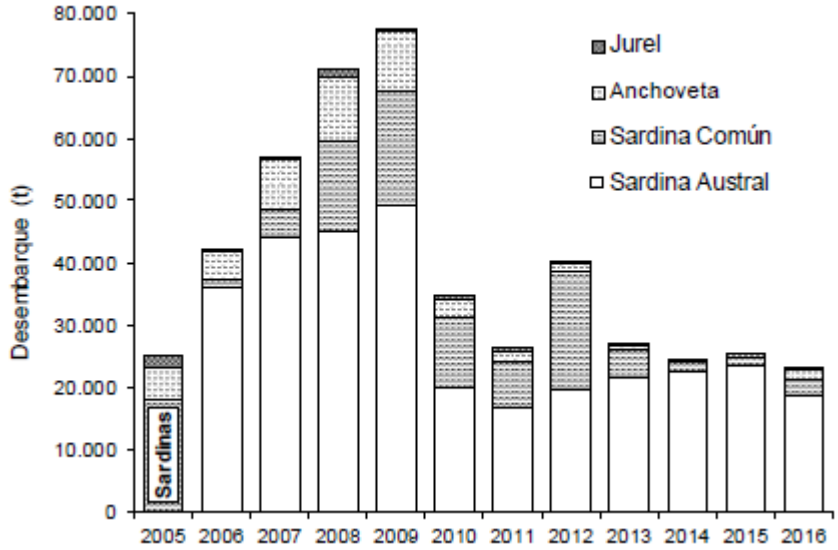


Figura 19. Composición del desembarque de recursos pelágicos de la flota artesanal de cerco de la X Región entre 2005 y 2016. Tomado de Aranís *et al*., 2017.

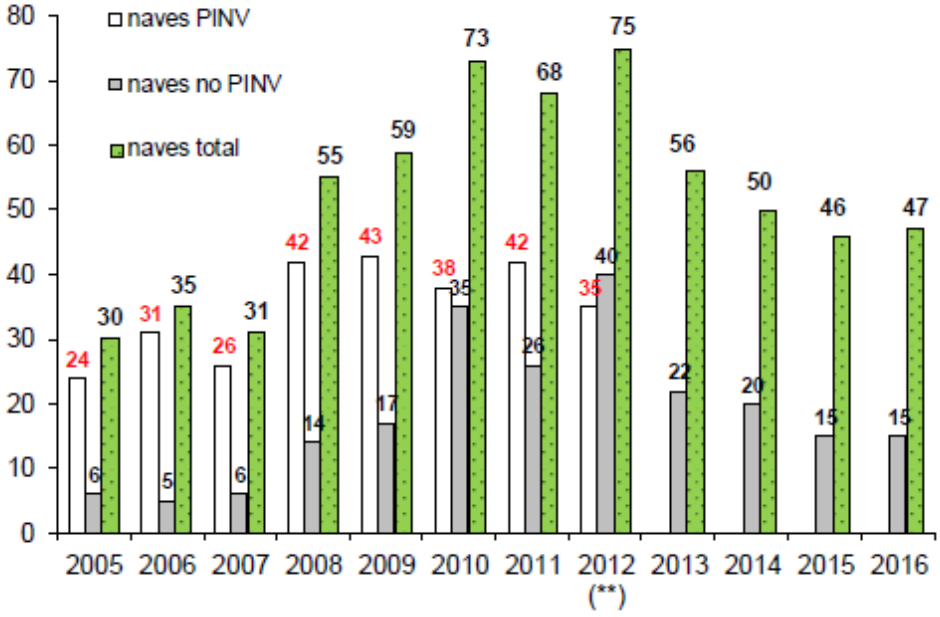


Figura 20. Evolución de la flota artesanal de cerco (número de lanchas) que operaron en el mar interior de la X Región, según participación o no dentro de las Pescas de Investigación (PINV), 2005-2016. **: año en que la pesquería pasa a Régimen de Plena Explotación. Tomado de Aranis *et al*., 2017.

En cuanto al esfuerzo pesquero expresado en términos de frecuencia de recaladas con pesca (viajes con pesca, vcp), la flota cerquera artesanal de la X Región registró el 2016 un total de 779 viajes (vcp, Fig. 21) repartidos en un total de 11 caletas. Al respecto los principales centros de descarga fueron las caletas de San Rafael (68%) y La Vega (27%), ambas en Calbuco, en tanto que el aporte de las otras 9 caletas fue marginal (1% o menos cada una), algunas de ellas cercanas a Puerto Montt y otras ubicadas en la Isla Grande de Chiloé y por la zona continental cordillera (Aranis *et al*., 2017).

La evaluación de stock del recurso se realiza sólo para la X Región, y el modelo de evaluación para el calculo de indicadores, determinación del estado de situación (status) y recomendación de cuotas de captura biológicamente aceptables (CBAs) se restringe al mar interior de la Región de los Lagos, principalmente debido a que la pesquería se desarrolla principalmente en esta zona (Leal & Zúñiga, 2016; Fig. 22).

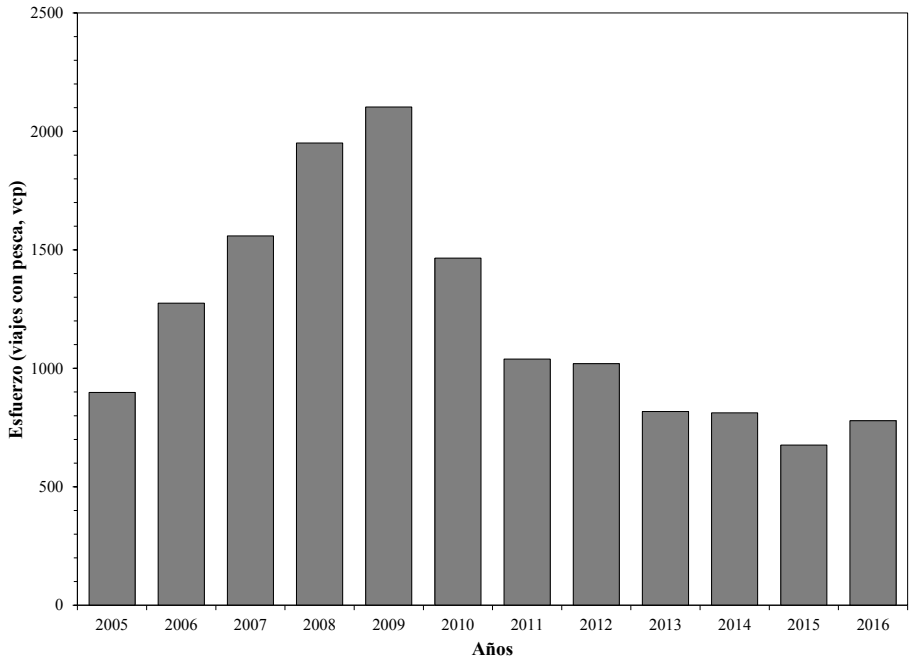


Figura 21. Esfuerzo de pesca (viajes con pesca, vcp) de la flota artesanal de cerco de la X Región entre 2005 y 2016. Modificado de Aranis *et al*., 2017.

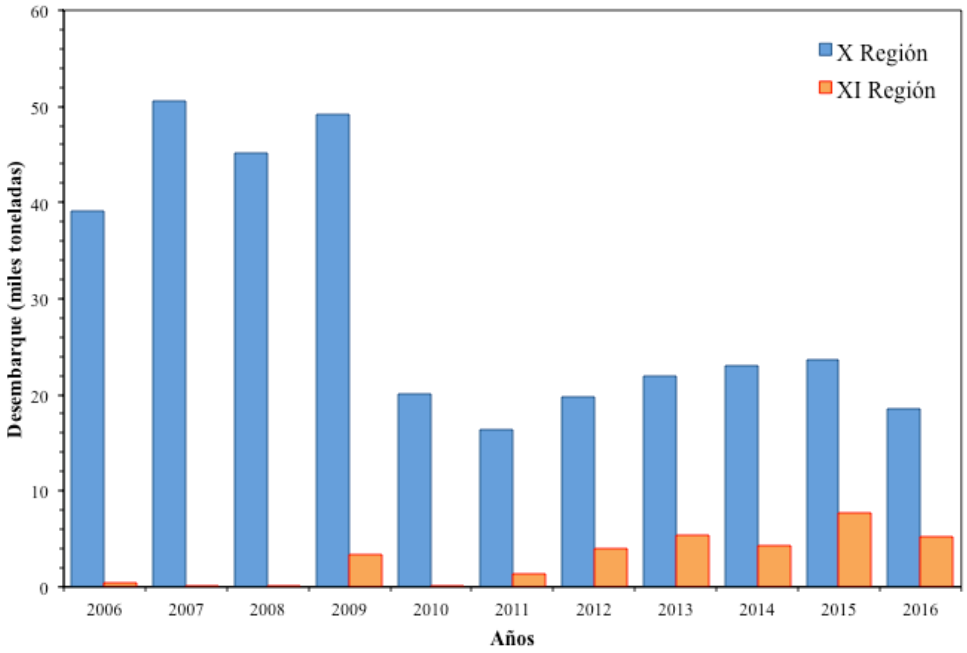


Figura 22. Desembarques anuales (miles de toneladas) de sardina austral entre 2006 y 2016 en la Región de Los Lagos (X Región) y la Región de Aysén (XI Región).

La hipótesis de trabajo de la evaluación es que en las aguas interiores de esta región existe una población auto-sustentada que recluta, crece y se reproduce en el área. Esto, a pesar de que existen antecedentes de flujo de individuos entre la X y XI (Galleguillos *et al*., 2012; Neira *et al*., 2014). El enfoque de modelación utilizado corresponde a un análisis estadístico de (1) las estructuras de tallas de las capturas de la flota y de las evaluaciones directas, (2) de los índices de abundancia directa y relativa (CPUE), y (3) de los desembarques a una escala anual.

De acuerdo con los resultados del modelo de evaluación más reciente (año 2016), la biomasa total (BT, toneladas) del stock de sardina austral presente en aguas interiores del mar de Chiloé (X Región), mostró una tendencia decreciente, desde 218 mil toneladas en el año 2006 hasta 94 mil t. el año 2011. Esta disminución, coincide hasta el año 2009 con el incremento de la mortalidad por pesca (F, año^{-1}) y la reducción en los reclutamientos. De manera similar, la biomasa desovante (BD, toneladas) también presentó una tendencia general decreciente entre 2006 y 2012. En el año

2015, se observa un incremento en la BD como consecuencia del fuerte reclutamiento del año previo (Fig. 23).

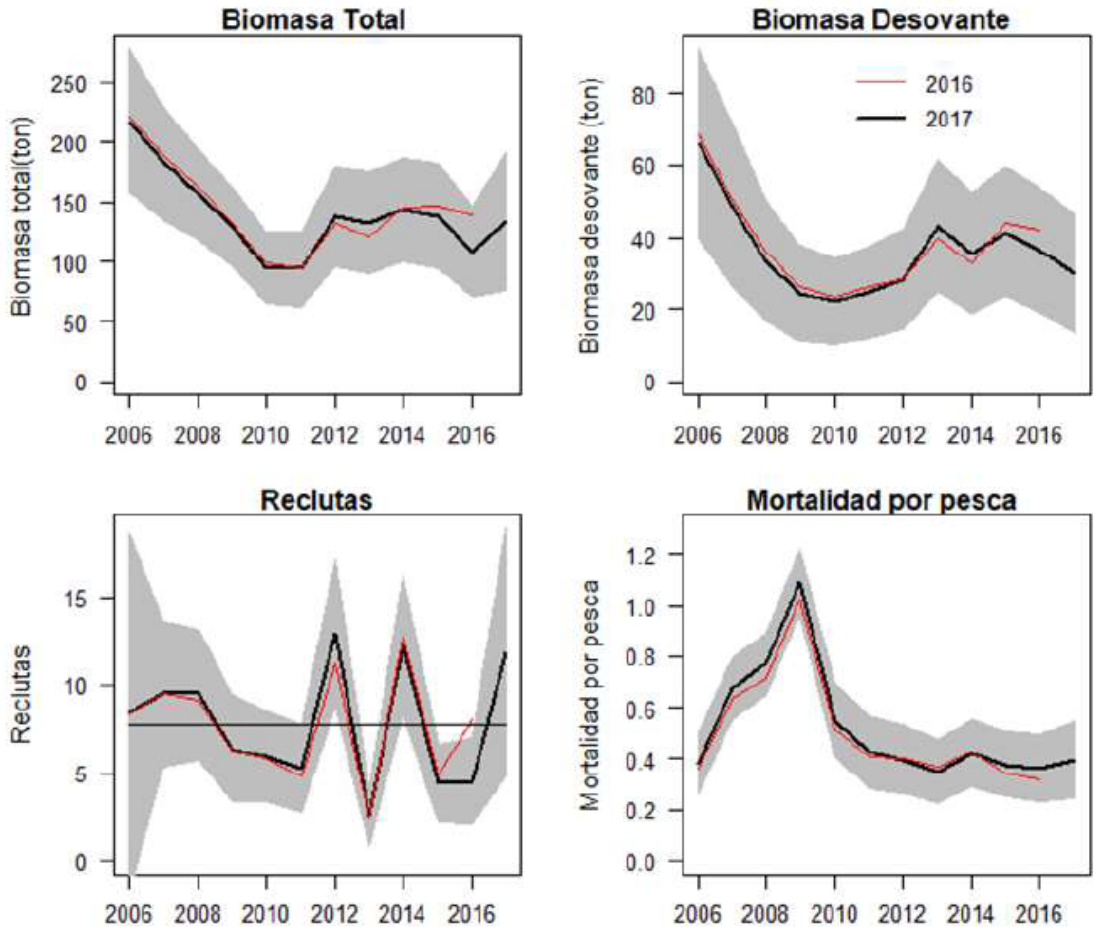


Figura 23. Tendencias de la biomasa total (BT), desovante (BD), mortalidad por pesca y reclutamientos estimados para sardina austral en el mar interior de la X Región. La línea roja representa la tendencia de las biomasas desde un modelo previo y en los reclutamientos el valor promedio de la serie (Leal & Zúñiga, 2017)

El índice de reducción del stock desovante (BD/BD_0), muestra una tendencia decreciente desde inicios de la serie, encontrándose entre 2009 y 2011 por debajo del rango considerado de sustentabilidad biológica. Entre 2013 y 2016 el índice mostró un incremento, que se revirtió hacia el año 2017 (Fig. 24).

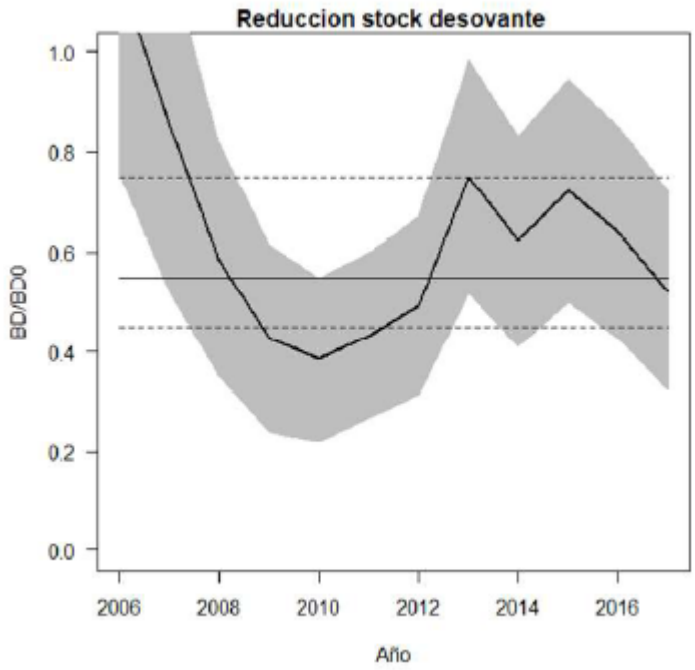


Figura 24. Variación anual del índice de reducción del stock desovante de sardina austral y su incertidumbre (zona sombreada) en relación con BD_{MRS} entre 2006 y 2016 (Leal & Zúñiga, 2016)

El diagrama de fases, que muestra la trayectoria de la BD/BDo en relación a cada nivel de F (incluida su incertidumbre para el último año) muestra que el valor central para el año 2016 se encuentra cercano al rango definido como de plena explotación, aunque con una probabilidad de 0,61 que el stock se encuentre en sobre-explotación p(BD < BDobj). En términos de mortalidad por pesca, el valor medio del año 2017 se encuentra por sobre el objetivo de manejo (en sobrepesca). Luego de permanecer en un estado de sobreexplotación entre los años 2008 y 2012, actualmente el recurso se encuentra en torno a los objetivos de manejo, aunque con una mayor probabilidad de encontrase en sobreexplotación (en términos de biomasa) y sobre-pesca (en términos de la mortalidad por pesca) (Fig. 25).

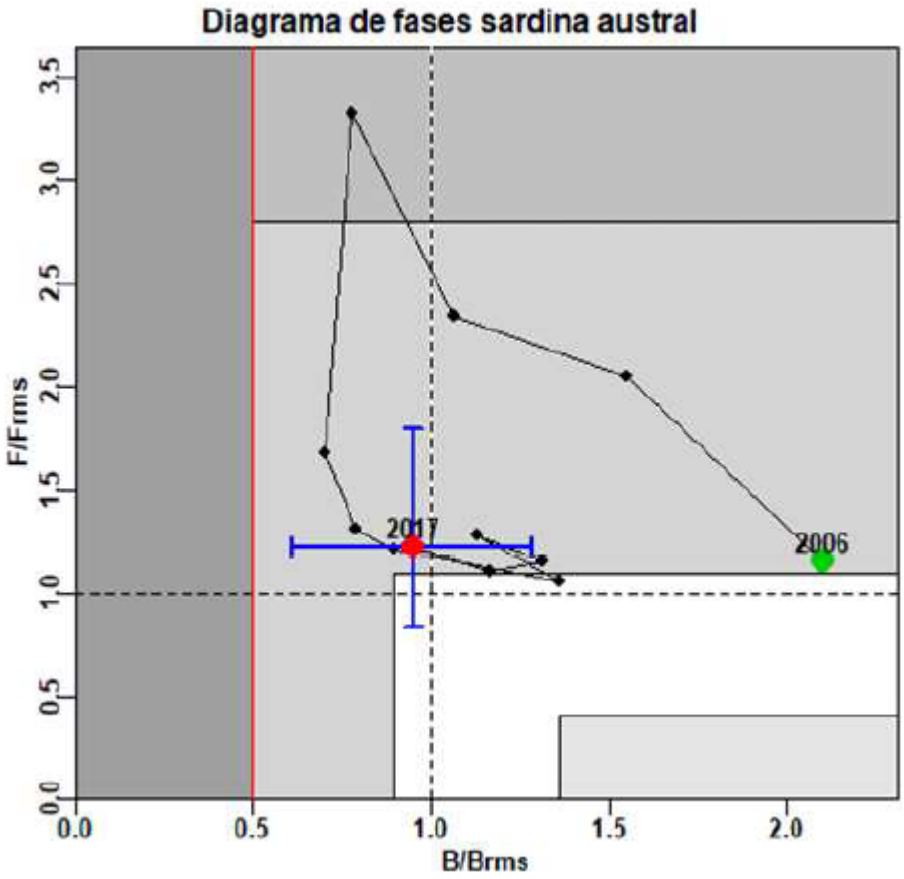


Figura 25. Diagrama de fases de explotación de sardina austral en aguas interiores de la X Región entre 2006 y 2016, basado en mortalidad por pesca (F) y biomasa desovante (BD/BDo) (Leal & Zúñiga, 2016).

4.2.1.3.3. Merluza del sur o austral (*Merluccius australis*)

- **Antecedentes biológicos**

La merluza del sur (*Merluccius australis*; Fig. 26) es una especie demersal distribuida en aguas exteriores e interiores (canales y fiordos entre la X y XII Región). Habita entre los 60 y 800 m de profundidad, con las mayores concentraciones entre los 200 a 400 m. Se encuentra en aguas con temperaturas entre 3,8ºC y 12ºC (Aguayo, 1995), abarcando una distribución en el cono sur de América que se extiende desde los 36º00'S en el océano Pacífico suroriental, bordeando el extremo sur de América para subir hasta los 38º00'S en el lado Atlántico.

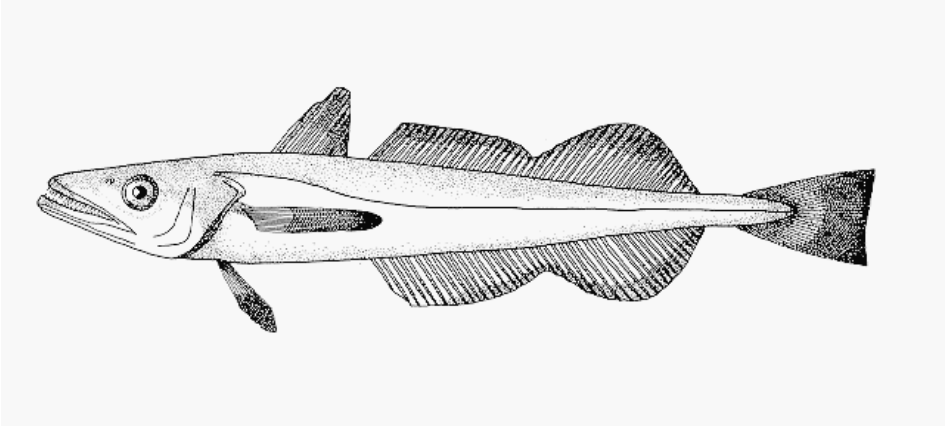


Figura 26. Esquema general de merluza del sur (*Merluccius australis*; Hutton 1872).

Estudios realizados a través de 3 técnicas: marcadores genéticos, análisis de la carga parasitaria y estudios morfométricos en merluza del sur, muestran que en el caso de los marcadores genéticos no existen diferencias significativas en las muestras que provienen de aguas exteriores e interiores de la PDA (Chong & Galleguillos, 1993). Esto es concordante con los resultados encontrados a través de la composición y magnitud de la fauna parasitaria y de la morfometría de merluza del sur, que de la misma forma indica una alta similitud cualitativa entre las zonas de pesca. Por otra parte, Chong (1993) utilizó el análisis morfométrico de estructuras duras (otolitos sagitales), concluyendo que, si bien las variables morfológicas soportan la existencia de grupos locales, las variables discriminantes muestran una importante sobreposición sugiriendo que los grupos analizados presentan un alto grado de mezcla, lo que impide considerarlos como unidades discretas. Daza *et al*. (2005), también a través de estudios del tipo genético, parasitológico, morfométrico y merístico, indican valores muy bajos de diferenciación genética poblacional en muestras de la XII Región no permitiendo diferenciar más de un stock de merluza del sur.

Antecedentes sobre aspectos reproductivos de merluza del sur comienzan casi desde inicios de la pesquería, hacia finales de la década del 70, derivados de observaciones macroscópicas realizadas durante los años 1977 y 1978 en cruceros de investigación (Aguayo, 1995). En estos estudios se señaló que esta especie desova de acuerdo con un esquema similar al de merluza común, es decir,

a fines de primavera y probablemente parte del verano. En estos cruceros se observaron ejemplares con signos de madurez a partir de los 70 cm en las hembras y los 59 cm en machos (Avilés & Aguayo, 1979).

Aguayo *et al*., (1987) basado en el análisis del IGS señaló que la actividad gonádica entre febrero y mayo es leve, para aumentar en junio-julio y declinar en agosto, lo que indicaría el inicio del desove masivo. Chong (1991) señaló que la merluza del sur presenta un ciclo de madurez gonádica que se inicia en febrero y abril con el desarrollo de ovocitos previtelogénicos y vitelogénicos. Aquellos resultados fueron coincidentes con los reportados por Balbontín & Bravo (1993) y también con estudios más recientes realizados por Aguayo *et al*., (2001).

En cuanto a las zonas de desove, Aguayo *et al*., (2001) señaló que el área principal de desove en merluza del sur se encuentra ubicada entre la isla Guafo (43º37'S) y la Península de Taitao (47ºS; Bustos *et al*., 2007), foco en el cual se registran los mayores valores de IGS para el período 1985-1998. Se registra un núcleo secundario de desove, el cual presenta valores intermedios de IGS, ubicado entre la Bahía San Pedro (41ºS) y la isla Guafo (43º37'S).

Antecedentes sobre la distribución de huevos y larvas de merluza del sur provienen de cruceros de evaluación del stock desovante en la zona sur-austral (Lillo *et al*., 1996, 2011; Bustos *et al*., 2007), encontrándose un foco significativo de abundancia de larvas al noreste de la isla Guafo. Rubilar *et al*., (2000), señalaron que la proporción de ejemplares juveniles en las capturas de merluza del sur entre las regiones X y XII presenta una clara variación estacional, con aumentos importantes hacia invierno y primavera.

Se ha propuesto un patrón migratorio entre aguas interiores y exteriores, con desplazamientos de la fracción adulta entre macrozonas, y un reducido intercambio de individuos entre las plataformas continentales Atlántica y Pacífica en el extremo austral de Chile (57ºS).

En aguas interiores de la X Región, se ha identificado una alta presencia de juveniles, principalmente en el seno de Reloncaví, destacando la zona de Contao donde la presencia de juveniles es permanente durante todo el año (Quiroz *et al*., 2017). En la XI Región, se observa una

dinámica similar, existiendo áreas donde la proporción de juveniles es permanente durante todo el año como sucede en el sector comprendido entre la isla Casma y el Canal Costa. En la XII Región específicamente se detecta un aumento de la proporción de juveniles en las capturas hacia otoño e invierno, pero la proporción es claramente inferior a lo encontrado en la X y XI Regiones. Rubilar *et al*., (2000) además señalaron que el aumento de los ejemplares juveniles de merluza del sur en la captura registrada en las estaciones en invierno y primavera sería producto de comportamientos migratorios de la especie entre aguas exteriores e interiores.

- **Antecedentes pesqueros**

El área de operación de la flota dirigida a la captura de merluza del sur se distribuye entre la Región de Los Lagos (41º28,6'S) a la Región de Magallanes y Antártica Chilena (57ºS), en aguas exteriores (flotas industriales) e interiores (flota artesanal). El área de explotación pesquera se divide en dos unidades de pesquería, una norte (41º28,6'S – 47ºS) y otra sur (47ºS – 57ºS), subdivididas en áreas administrativas de aguas interiores y exterior, teniendo como límite con la zona exterior las líneas de base recta.

La pesquería de merluza del sur ha operado con clara intencionalidad en la zona austral de Chile desde el año 1977 y ha sido manejada utilizando un sistema de Cuota Anual Global de Captura, restricciones al número de embarcaciones y vedas biológicas, medidas que tienen por objeto evitar o mitigar los efectos de las actividades pesqueras sobre la especie objetivo, fauna acompañante y el ecosistema.

Los desembarques de merluza alcanzaron su valor máximo en el año 1988, con cerca de 70 mil toneladas, para luego decaer abruptamente hasta llegar a cerca de 23 mil t en el año 1993. Entre 1994 y 2004 se produjo una lenta recuperación de los desembarques anuales hasta llegar a 30.639 toneladas, luego de lo cual, nuevamente se observa un periodo de decrecimiento (Fig. 27). El crecimiento de los desembarques en el período 1994-2004 se debería al surgimiento de la pesquería artesana, la que opera fundamentalmente en el mar interior.

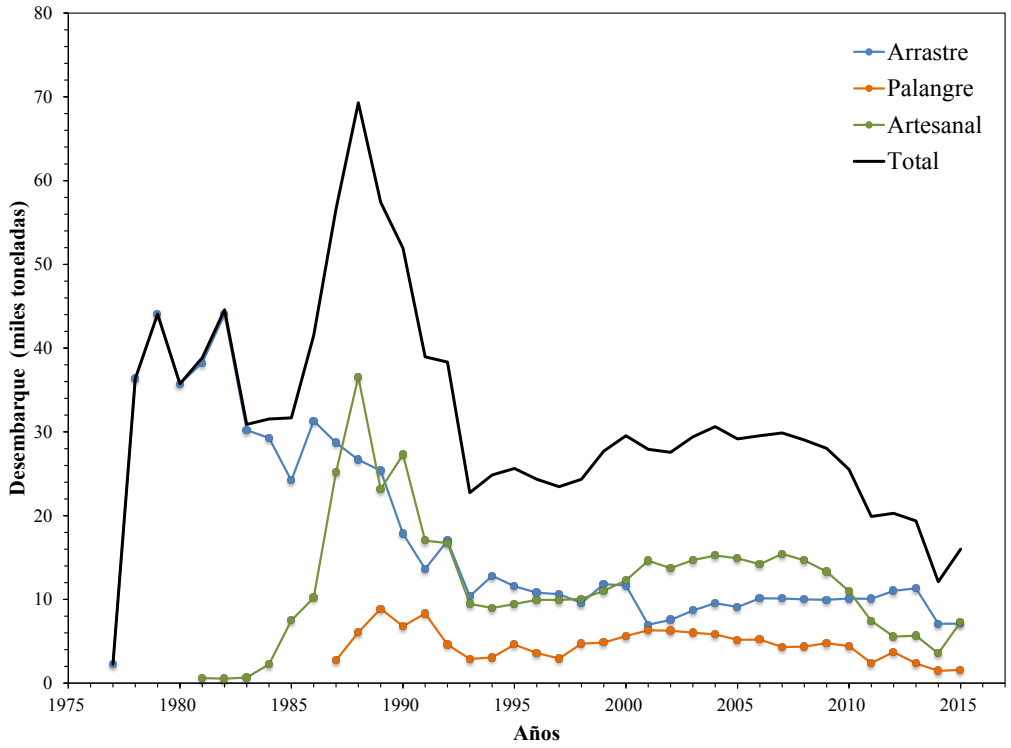


Figura 27. Desembarques anuales (miles de toneladas) de merluza austral entre 1977 y 2015 en la zona sur austral (X a XII Región) según flota. Fuente: Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura.

El modelo conceptual poblacional de merluza del sur asume que en aguas chilenas existe un único stock autosustentable distribuido en toda la zona económica exclusiva, supuesto que es apoyado por estudios genéticos, parasitológicos y morfométricos (Chong & Galleguillos, 1993).

La determinación del estatus de merluza del sur (*Merluccius australis*) se basa en la implementación de procedimientos de evaluación de stock coherentes con del método científico, en el sentido de la implementación de análisis basados en la mejor información y conocimiento disponible, y que considera en una amplia dimensión la aplicación del enfoque precautorio para la pesca establecido por la FAO el año 1996. El modelo de evaluación considera:

i) Información biológica

a) Captura por edad (composición etaria), corresponde a la expansión de la captura por flota (arrastre, palangre y artesanal), zona (norte y sur del paralelo 47°S) y

sexo (machos – hembras) mediante una clave edad-talla construida en base a lecturas de otolitos recopilados durante la temporada de pesca.

b) Pesos a la edad. Matrices de pesos medios a la edad, para las flotas de pesca de arrastre, palangre, y artesanal, respectivamente.

c) Parámetros de historia de vida (mortalidad natural, crecimiento y madurez).

d) Biomasa desovante. Estimada información independiente de la pesquería corresponde a los cruceros acústicos desarrollados durante el período y área de agregación reproductiva (Fig. 28).

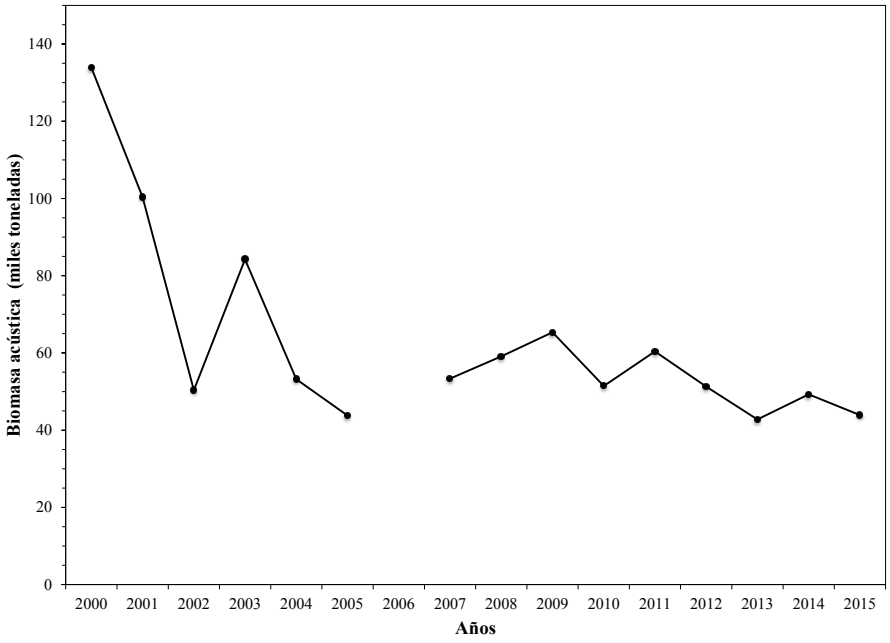


Figura 28. Biomasa desovante (miles de toneladas) de merluza del sur estimada mediante acústica entre 2000 y 2015. Modificado de Quiroz *et al*. (2017).

ii) Información pesquera

a) Desembarques reportados en las estadísticas oficiales (Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura), que representan los niveles de remoción por pesca del stock.

b) Niveles de descarte y sub-reporte que se utilizan para obtener estimaciones del desembarque (desembarque corregido).

c) Rendimientos de pesca desagregados por flota pesquera. Índices de abundancia derivados de la Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE) para las flotas industriales de arrastre y palangre, y tasa de captura nominal de la flota artesanal.

iii) Formulación matemática y métodos estadísticos para evaluar características como bondad de ajuste, consistencia y pertinencia del procedimiento de evaluación de stock.

La biomasa desovante, definida como la variable de estado principal para establecer el estado de explotación en merluza del sur, muestra un descenso constante desde 1978 hasta 1994 (cerca de 130 mil toneladas). Entre 1995 y 2001, la biomasa desovante varió en torno a 150 mil toneladas para luego iniciar una tendencia decreciente hasta alcanzar 120 mil t en el año 2013 (Fig. 29). Desde 2014 se ha observado un leve incremento resultado de la disminución de la mortalidad por pesca y la incorporación a la población de clases anuales de años recientes (2010-2011). Los cambios interanuales de la biomasa desovante dejan ver un agotamiento respecto de la biomasa desovante virginal de 30%, por debajo del objetivo de manejo de tender a un PBR de 40% de reducción con respecto a la biomasa desovante virginal.

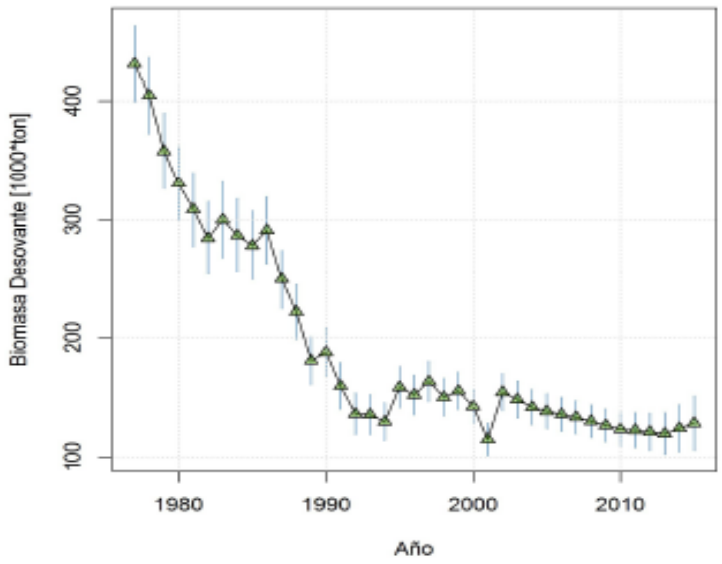


Figura 29. Tendencias de la biomasa desovante (BD, miles de toneladas) de merluza del sur entre 1977 y 2015. Tomado de Quiroz *et al*. (2017)

El actual estado de explotación de merluza del sur es clasificado en sobre-explotación y sobre-pesca, pues los niveles de biomasa desovante se ubican por debajo del PBR objetivo definido como el nivel de biomasa desovante al rendimiento máximo sostenible (BD_{RMS}), y paralelamente los niveles de mortalidad por pesca se ubican por sobre el nivel máximo de mortalidad por pesca objetivo asociada con el rendimiento máximo sostenible (F_{RMS})(Fig. 30).

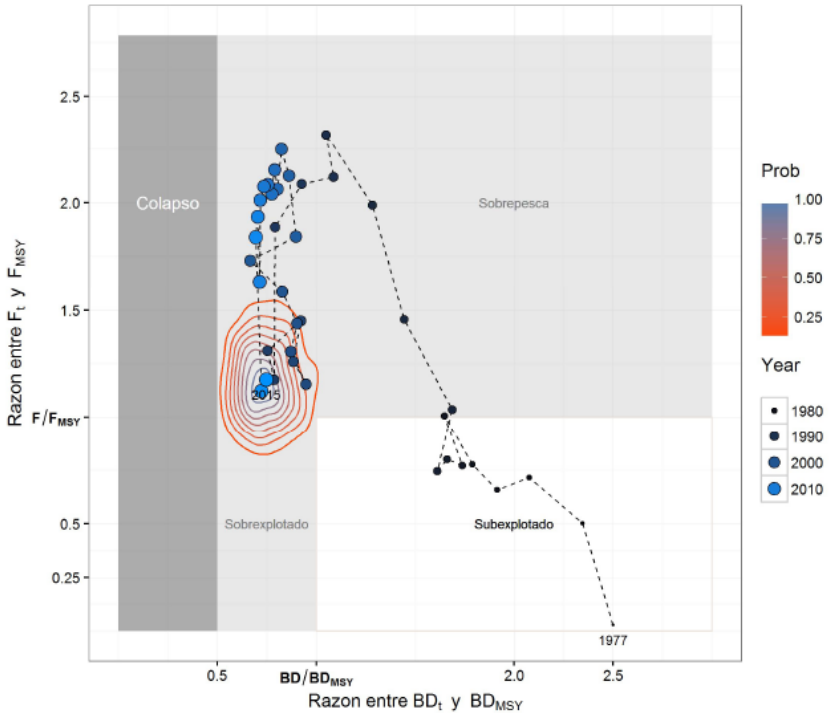


Figura 30. Diagrama de fases de explotación de merluza del sur entre 1977 y 2015, basado en mortalidad por pesca (F) y biomasa desovante (BD/BDo). Tomado de Quiroz *et al.* (2017).

4.2.1.3.4. Congrio dorado (*Genypterus blacodes*)

- **Antecedentes biológicos**

El congrio dorado (*Genypterus blacodes*) es un pez demersal bentónico que habita las plataformas y el talud continental del hemisferio sur, donde sustenta importantes pesquerías tanto en Australia, Nueva Zelanda, Argentina y Chile (Chong & Aguayo, 1990). Es una especie de mediana

longevidad, baja fecundidad y hábitos sedentarios, con adultos que viven enterrados en los fondos blandos (Ward *et al*., 2001) (Fig. 31). Se le encuentra desde 50 hasta 1000 de profundidad, pero usualmente es capturado entre 300 y 550 m.

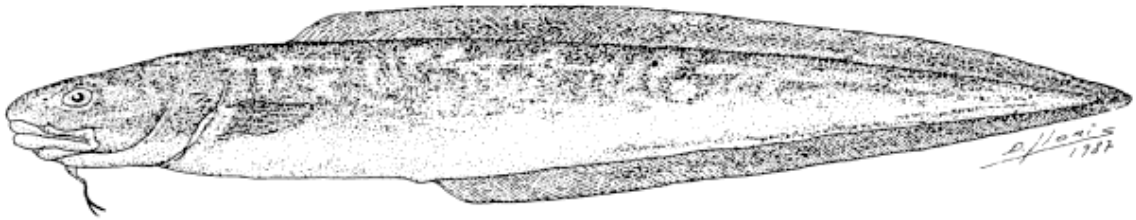


Figura 31. Esquema general de congrio dorado (*Genypterus blacodes*; Foster 1801).

Los parámetros de la función de crecimiento de von Bertalanffy para congrio dorado (*Genypterus blacodes*) fueron estimados por sexo y zona de pesca por Wiff *et al*. (2007). La determinación de edad en base a la lectura de marcas de crecimiento en otolitos sagita fue entre 1 y 14 años en los machos y 1 y 16 años en las hembras. Estimaciones disponibles de mortalidad natural para congrio dorado han sido realizadas en forma determinista y empleando métodos bioanalógicos para la extensión total de la zona sur-austral (Aguayo *et al*., 1986; Ojeda *et al*., 1986). En tanto, Wiff *et al*. (2007) estima mortalidades por pesca por zona de de 0,27 año^{-1} (IC: 0,13-0,47) en la zona norte y 0,23 año^{-1} (IC: 0,11-0,40) en la zona sur.

- **Antecedentes pesqueros**

Acorde a los registros históricos de capturas disponibles, la pesquería de congrio dorado en Chile se ha desarrollado entre Talcahuano (36º44'S) y el sur del Cabo de Hornos (57º00'S); sin embargo, la principal zona de explotación está circunscrita a la zona sur-austral (41º28'-57º00'S).

En Chile, el congrio dorado se ha explotado básicamente como una pesquería incidental, donde el esfuerzo de pesca ha estado dirigido principalmente a merluza del sur (*Merluccius australis*), especie objetivo en la Pesquería Demersal Sur Austral (PDA, 41º28'S-57º00'S). Sobre dicho recurso actúan principalmente 4 flotas correspondientes a (i) arrastre fábrica, (ii) arrastre hielero (iii) espinel fábrica (iv) espinel hielero. En los últimos años, la flota espinelera artesanal se ha hecho importante, particularmente en la zona norte de la PDA. Además, esta especie es capturada como fauna acompañante de la pesquería de arrastre centro-sur cuya especie objetivo ha sido principalmente la merluza común (*Merluccius gayi*).

Actualmente, el congrio dorado es capturado por una pesquería multiflota constituida por una componente industrial de embarcaciones arrastreras y palangreras, y una segunda componente artesanal de embarcaciones espineleras. Esta pesquería comenzó a ser monitoreada a principio de los años setenta, registrándose bajas capturas que evidenciaban una reducida intencionalidad de pesca hacia esta especie. Durante la década de los ochenta la flota comenzó a dirigir esfuerzo sobre el recurso y ya a principio de los años noventa, debido a los altos niveles de captura registrados, las autoridades competentes decidieron declarar al congrio dorado en "estado de plena explotación" (Decreto Supremo Nº 656).

Los desembarques anuales de congrio dorado, de manera similar a merluza del sur, alcanzaron un nivel máximo en 1988, y luego cayeron rápidamente hacia 1994. Entre 2001 y 2014, los desembarques muestran una disminución gradual pasando de 8.000 toneladas a 800 t, respectivamente (Fig. 32), el mayor desembarque es aportado por el sector artesanal (540 t). La caída registrada se explica principalmente por el descenso de la cuota de captura anual y el descenso de los desembarques del sector artesanal e industrial fábrica.

Desde principio de los años noventa se consideró, para efectos de la evaluación poblacional, la existencia de un único stock. Sin embargo, varios antecedentes relacionados con la historia de vida y demografía condujeron a que, desde el año 2005, la evaluación de esta especie se realice bajo dos stocks administrativos, uno en la zona norte (41°28'-47°00'S) y otro en la zona sur (47º00'-57º00'S).

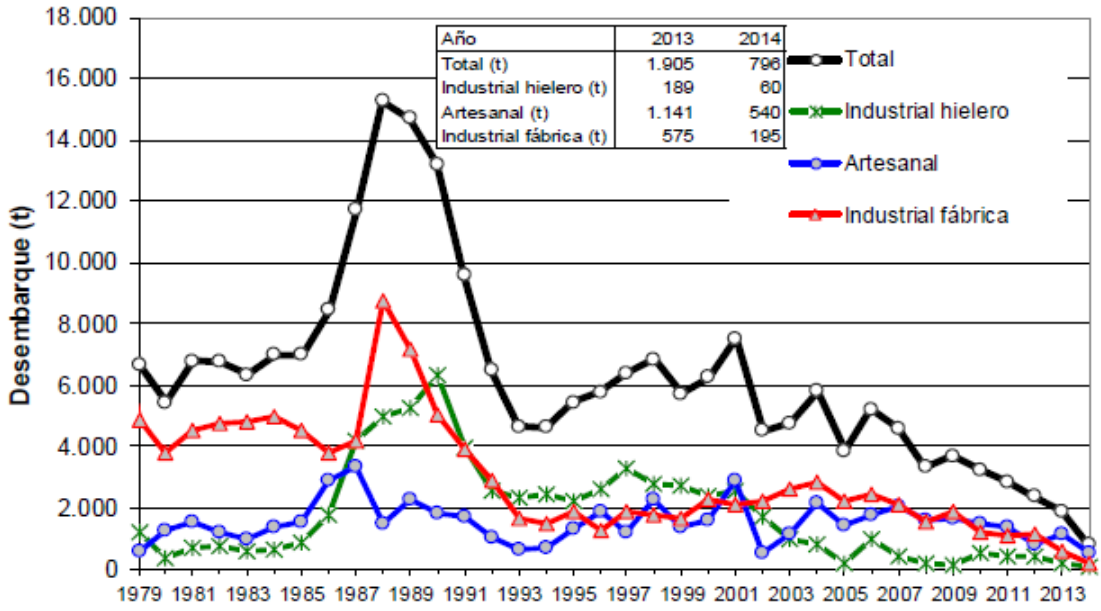


Figura 32. Desembarques anuales (toneladas) de congrio dorado entre 1977 y 2014 a nivel nacional y por flota. Tomado de Chong *et al*. (2015).

La determinación del estatus de congrio dorado (*Genypterus blacodes*) considera un modelo de evaluación de stock basado en la aplicación de un modelo estadístico de captura a la edad. La evaluación se realiza de forma separada para la unidad de pesquería norte y la unidad de pesquería sur. De manera similar a merluza del sur, el modelo de evaluación considera:

i) Información biológica

   a) Captura por edad (composición etaria), corresponde a la expansión de la captura por flota (arrastre, palangre y artesanal), unidad de pesquería con sexos combinados.

   b) Pesos a la edad. Matrices de pesos medios a la edad, para las flotas de pesca de arrastre, palangre, y artesanal, respectivamente.

   c) Parámetros de historia de vida (mortalidad natural, crecimiento y madurez).

ii) Información pesquera

   a) Desembarques oficiales (Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura), que representan los niveles de remoción por pesca del stock.

b) Rendimientos de pesca desagregados por flota pesquera. Índices de abundancia derivados de la Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE) para las flotas industriales de arrastre y palangre, y tasa de captura nominal de la flota artesanal.

iii) Formulación matemática y métodos estadísticos para evaluar características como bondad de ajuste, consistencia y pertinencia del procedimiento de evaluación de stock.

La biomasa total a principios de la serie (1978) se estimó en cerca de 40 mil toneladas mientras que hacia el final (2016) se encontraría en torno a las 15 mil toneladas (Fig. 33). En el caso de la biomasa desovante se estimó para el año 1978 en cerca de las 12,1 mil toneladas, mientras que para el año 2016 alcanzaría 5,5 mil toneladas, registrándose un agotamiento de la biomasa desovante virginal del 28%, muy por debajo del objetivo de manejo. La probabilidad que la biomasa actual se encuentre por debajo del nivel objetivo corresponde a $P(BD_{2016}/BD < 0.4) = 1$, por lo tanto, el stock se encuentra sobreexplotado (Fig. 34).

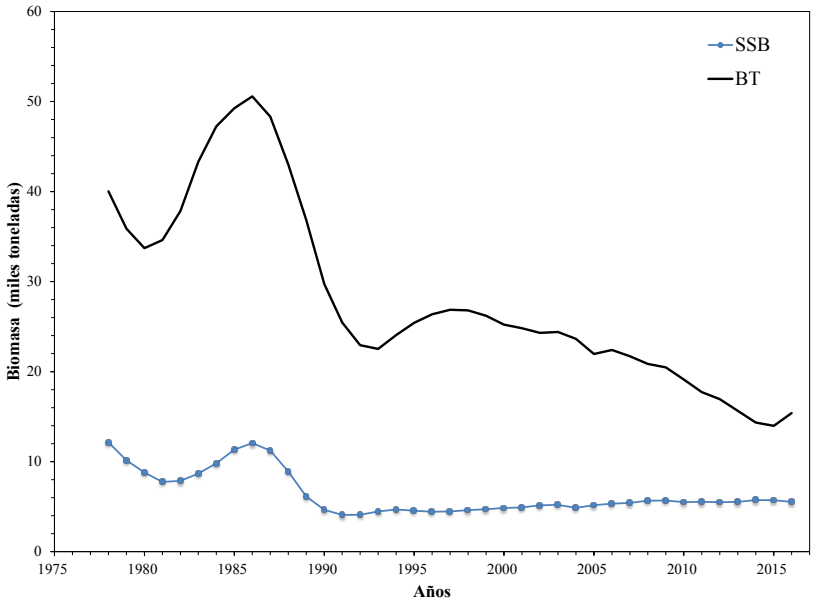


Figura 33. Biomasa desovante (miles de toneladas) de merluza del sur estimada mediante acústica entre 2000 y 2015. Modificado de Quiroz *et al*. (2017).

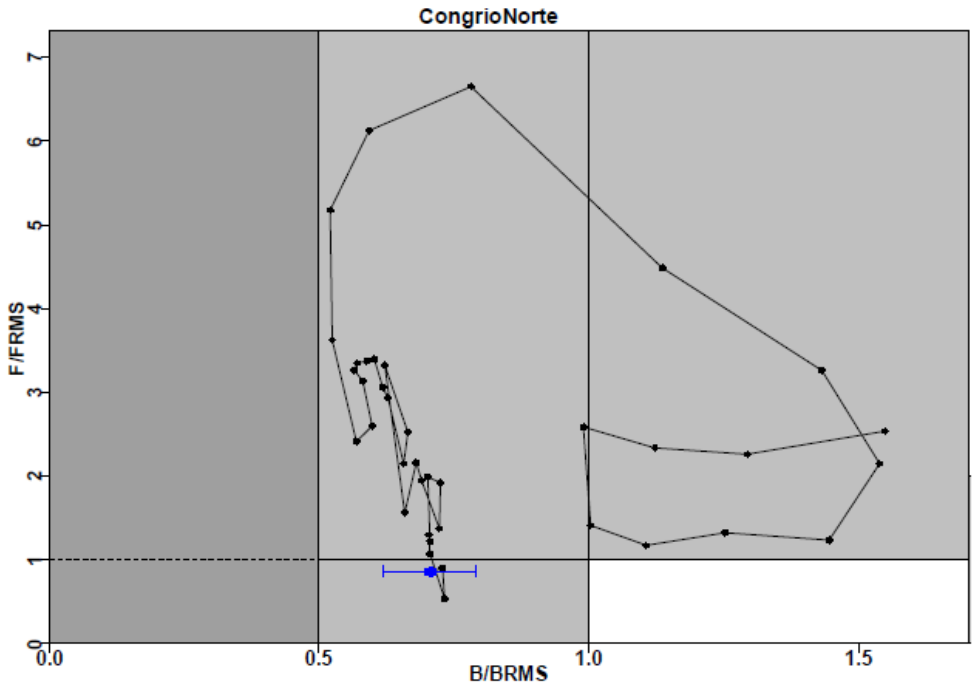


Figura 34. Diagrama de fases de explotación de congrio dorado (zona norte) entre 1978 y 2016, basado en mortalidad por pesca (F) y biomasa desovante (BD/BDo). Tomado de Contreras & Quiroz (2017).

4.2.1.3.5. Merluza de cola (*Macruronus magellanicus*)

- **Antecedentes biológicos**

La merluza de cola (*Macruronus magellanicus*), es un pez de aguas templadas a frías que se distribuye en una amplia área del Océano Pacífico Suroriental desde 33°S al sur, con una extensión longitudinal que se proyecta hacia el oeste por toda la Zona Económica Exclusiva y el territorio insular de Chile (Archipiélago de Juan Fernández), incluyendo la alta mar adyacente (Avilés *et al*., 1979; Aguayo & Gili, 1984). En el Océano Atlántico Suroccidental la merluza de cola se distribuye desde 35ºS hasta 55°S (D'Amato & Carvalho, 2005), proyectándose hacia el oriente hasta las Islas Malvinas/Falklands (Lloris *et al*., 2003; Schuchert *et al*., 2010). Con información de la pesquería de merluza de cola en Chile, principalmente de la pesquería de arrastre industrial, se reconoce que sus áreas de concentración ocurren entre 35°S y el Cabo de Hornos (aproximadamente 57°S; Alarcón & Arancibia, 2015)

Esta especie constituiría una única unidad poblacional en cono sur de Sudamérica, al respecto, Schuchert *et al*. (2010), mediante análisis de elementos traza de la estructura de otolitos *sagitta* de peces juveniles colectados en el Océano Pacífico Suroriental (frente a Isla Guamblín, 44°52'S) y Océano Atlántico Suroccidental, postulan que existe alto grado de mezcla entre peces capturados en ambos océanos. Por otro lado, estudios genéticos utilizando isoenzimas y marcadores de ADN mitocondrial (Galleguillos *et al*., 1999) y fauna de parásitos (Oliva, 2001; Machado-Schiafino & García-Vásquez, 2011) no permiten aceptar la hipótesis de la existencia de stocks discretos de merluza de cola en el Océano Pacífico Suroriental, lo que confirman D'Amato & Carvalho (2005) para ejemplares de merluza de cola del Océano Atlántico Suroccidental mediante análisis de ADN mitocondrial. Recientemente Machado-Schiafino & García-Vásquez (2011), mediante análisis de la variación de secuencias de ADN, loci de microsatelites y ADN mitocondrial, para muestras de merluza de cola colectadas en el Océano Pacífico Suroriental y el Océano Atlántico Suroccidental encontraron diferencias significativas entre ambas áreas, por lo que la discusión acerca de la existencia de más de una unidad poblacional de este recurso sigue abierta.

El ciclo reproductivo de *M. magellanicus* en la zona sur-austral de Chile (41°28'S – 57°00'S), basado en estudios histológicos de las gónadas de machos y hembras, así como en el examen macroscópico de los estadios de madurez sexual y el indice gonadosomático (IGS), muestran un período bien definido de maduración que se inicia en mayo, aumenta hasta julio y culmina en agosto-septiembre (Aguayo *et al*., 1987, 1990; Young *et al*., 1998; Chong, 2000). Históricamente se ha reconocido la existencia de un área de desove cerca de Isla Guamblin (43°S a 48°S), donde cada año desde julio hasta septiembre (invierno) concurren peces adultos a reproducirse (Céspedes & Adasme, 2002). Posteriormente los peces migrarían hacia zonas de alimentación ubicadas más al norte, más sur y en aguas interiores (Alarcón & Arancibia, 2015).

Sin embargo, la presencia de juveniles de merluza de cola en los canales de la Patagonia chilena, tanto en invierno (julio a septiembre) como verano (diciembre a febrero), pone en duda la validez del modelo conceptual descrito por Céspedes & Adasme (2002) de la existencia de una única área de desove de merluza de cola, por lo que no se descarta la existencia de otros focos de desove secundarios frente a la costa de Chile (Caballero *et al*., 2003; Tascheri *et al*., 2003). Al respecto,

Ernst *et al*. (2005) detectó el año 2001 una concentración de peces maduros y desovados al sur del Estrecho de Magallanes (Fig. 35). El análisis de la distribución de huevos y larvas de merluza de cola realizado por Ernst *et al*. (2005) mostró que en aguas interiores del extremo sur de Chile se registra desoves de merluza de cola en agosto, disminuyendo hacia noviembre (Neira *et al*., 2012).

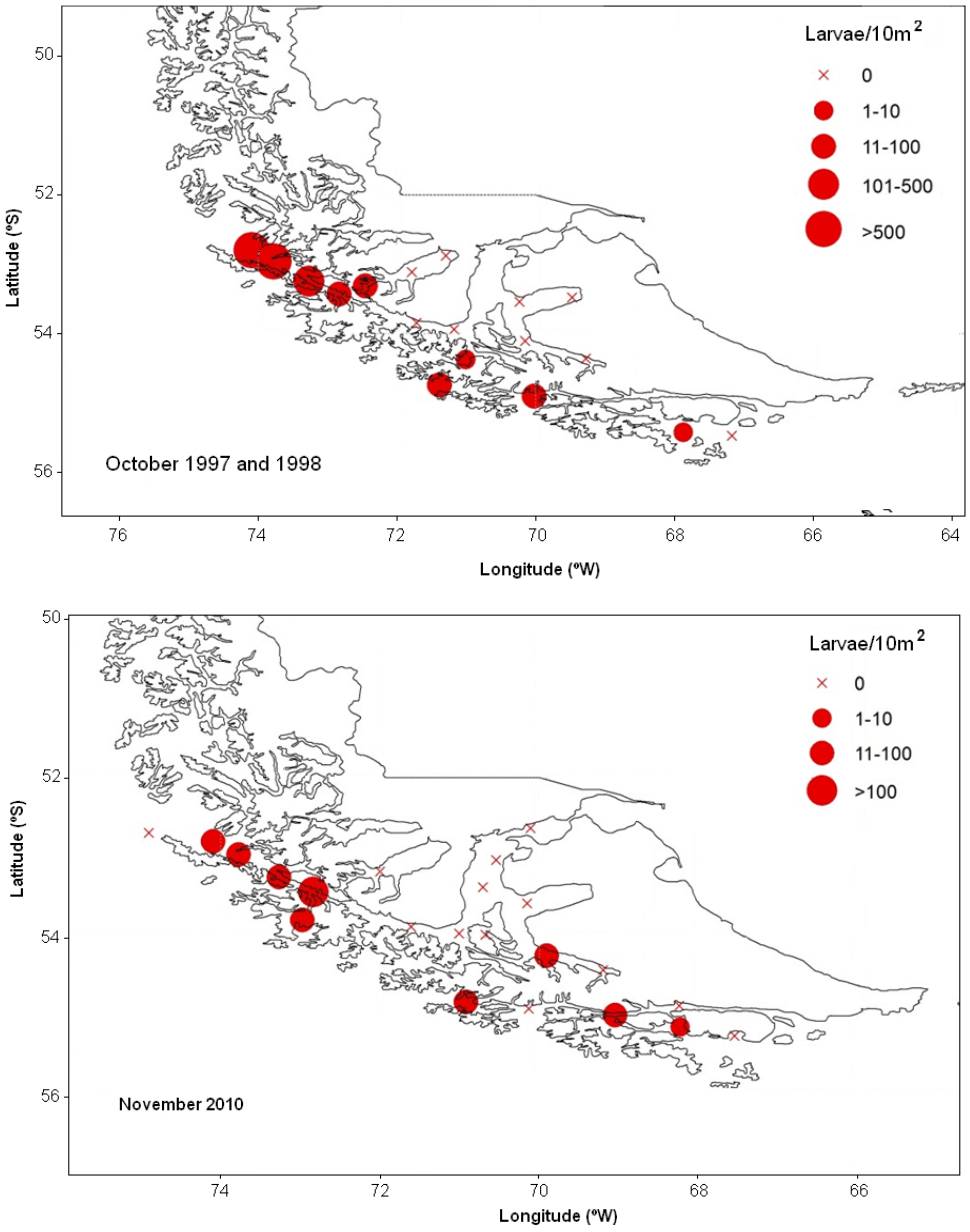


Figura 35. Distribución y densidad relativa de huevos y larvas de merluza de cola en la Patagonia chilena: (a) octubre 1997 y octubre 1998; (b) noviembre de 2010 (Tomado de Alarcón & Arancibia 2015).

La merluza de cola en esencialmente ictiófaga, predando principalmente sardina austral (*Sprattus fuegensis*) y los mictófidos. Arancibia *et al*. (2009) señalan que en primavera-verano de 2008 el principal componente de la dieta de merluza de cola fue peces (64,4% en peso), seguido de crustáceos (13,3%), los que corresponden mayorimente a eufáusidos. Coincidentemente, Hopf *et al*. (2012) confirman que la dieta de merluza de cola es ictiófaga, compuesta principalmente de sardina austral (64,5% en peso), seguida de restos de peces y mictófidos indeterminados (16,7% y 6,3% en peso, respectivamente). El canibalismo en merluza de cola no representa más de 2% en peso (Hopf *et al*., 2012), aunque Arancibia *et al*. (2009) no lo reportó. Sin embargo, la predación de merluza del sur (*Merluccius australis*) sobre merluza de cola es muy importante, representando entre 73,9% (Arancibia *op. cit.*) y 75,3% (Hopf *op. cit*.) en peso.

- **Antecedentes pesqueros**

El desarrollo de la pesquería de merluza de cola en Chile estuvo estrechamente vinculado con la exploración y posterior explotación de recursos pesqueros demersales al sur del paralelo 40ºS a mitad de los años 1970's entre Corral (40ºS) y Cabo de Hornos (57ºS) (Avilés & Zuleta, 1979; Zuleta, 1979), cuando en Chile no había empresas pesqueras con naves fábrica que operan comercialmente en el extremo sur por lo que se permitió las actividades de naves con bandera extranjera al sur del paralelo 37ºS, de acuerdo con la promoción de inversiones extranjeras con el Decreto Ley Nº500 (Zuleta, 1979).

En la pesquería de merluza de cola participan tres flotas, (1) la flota de barcos arrastreros fábrica de eslora entre 45 y 105 m que opera en el mar exterior de las regiones X a XII, (2) la flota de arrastreros hieleros de 17 a 70 m de eslora que operan principalmente en la X y XI Regiones, y (3) la flota industrial de cerco con naves de 15 a 72 m de eslora que operó principalmete en la zona centro-sur de Chile y cuya participación desde el año 2003 ha sido marginal debido a las cuotas bajas. En Chile no existe pesquería artesanal para la captura de merluza de cola y tampoco existe una pesquería (artesanal) en el mar interior de Chiloé (Alarcón & Arancibia, 2015).

4.2.1.3.6. Pejerrey de mar (*Odontesthes regia*)

El pejerrey de mar (*O. regia*) es una especie marino-costera del Pacífico sudeste, desde Piura (5° S, Perú), hasta el Archipiélago de Los Chonos o Islas Guaitecas, Aysén (46° S), Chile. La presencia de pejerreyes en el mar interior de Chiloé (y también la Región de Aysén), inicialmente descrita como *O. smitti* (Zama & Cárdenas 1982, 1984, Zama 1988), corresponde a la especie *O. regia* (Navarro & Pequeño, 1979; Dyer & Gosztonyi 1999). Los juveniles y adultos son encontrados a veces, en estuarios (Fischer, 1963; Ruiz, 1991).

El pejerrey de mar es uno de los principales recursos pesqueros en las aguas interiores de Chiloé para la flota artesanal costera (Barría *et al*. 2001). Presenta una reproducción de tipo ovíparo parcial (Tarazona *et al*. 1979), puede desovar tanto en el mar como en el agua dulce (Oliver, 1943). En general, las hembras colocan sus huevos en la boca de los estuarios, entre primavera y verano en formas de racimos pegados a plantas acuáticas, los juveniles penetran a lo largo del estuario, pero los jóvenes y adultos permanecen cerca de la desembocadura del mismo o directamente en el litoral marino (Campos & Moreno, 1985).

Información sobre la dieta fue estudiada por Fierro *et al*. (2014), quienes lo describen como un depredador omnívoro selectivo. En la dieta se encontró una amplia variedad de ítemes alimentarios, incluyendo 35 taxa de invertebrados así como restos de plantas, detrito y escamas de peces. Los individuos pequeños depredan principalmente sobre zooplancton, particularmente sobre copépodos y ostrácodos; los de tamaño mediano consumen una combinación de invertebrados bentónicos y zooplancton, mientras que los individuos más grandes depredan principalmente sobre crustáceos bentónicos (Fierro *et al*., 2014). Como presa se ha encontrado en el contenido estomacal de raya volantín, congrio dorado, merluza del sur, lobo de mar común y pingüino de Humboldt (*Spheniscus humboldti*; Herling *et al.*, 2005) y el piquero (*Sula variegata*; Jahncke & Goya, 1997).

4.2.2. Marco de referencia

4.2.2.1. Introducción

Existe un acuerdo amplio sobre la necesidad de manejar sistemas marinos y costeros usando un enfoque ecosistémico para el manejo de pesquerías (FAO, 2003). Si bien existe un progreso importante en el nivel conceptual, aún hay pocos ejemplos en los cuales agencias de manejo hayan adoptado completamente el EBFM en todo el espectro de actividades y procesos (Pitcher *et al*., 1999; Fletcher *et al*., 2010; Marshak *et al*., 2017). Por otro lado, todas las pesquerías poseen características únicas y no existe una receta general aplicable a todas ellas. En este sentido, la literatura menciona varios desafíos o barreras para la aplicación práctica del enfoque ecosistémico y sus principios. Entre los más mencionados se encuentra la percepción que la implementación es complicada y costosa, que los requerimientos de data son prohibitivos, que aún no existe experiencias (pruebas) con aplicaciones de largo plazo, la falta de objetivos claros y de largo plazo, la poca participación de los grupos de interés, y la falta de una estructura de gobernanza efectiva que involucre desde la autoridad legal hasta el marco regulatorio que establece cómo se debe manejar las pesquerías (Tallis *et al*., 2010; Wesley & Link, 2015). En este sentido, una de las claves del éxito a la hora de aplicar el enfoque ecosistémico a pesquerías es que el marco de referencia debe focalizarse en mejorar el proceso de toma de decisión y no solo el conocimiento científico (Fletcher *et al*., 2010; Gullestad *et al*., 2017).

En esta sección se presenta una primera aproximación del marco conceptual o de referencia para implementar el enfoque ecosistémico en la pesquería de sardina austral de aguas interiores de la X Región de Los Lagos. Se describe los principales componentes que deberían incluirse en el marco junto con recomendaciones respecto de estrategias y enfoques disponibles para su aplicación. En particular se presenta los objetivos, la definición de indicadores, el establecimiento de valores de referencia o umbrales, la inclusión de análisis de riesgo, la evaluación de estrategias de manejo, y programas de monitoreo y evaluación.

4.2.2.2. Propuesta del marco de referencia

La Fig. 36 muestra un esquema general de marco de referencia para la implementación del enfoque ecosistémico en una pesquería, que ha sido confeccionado a partir de directrices FAO y la experiencia de algunos casos de estudio. A continuación, se describe cada uno de sus componentes y subcomponentes.

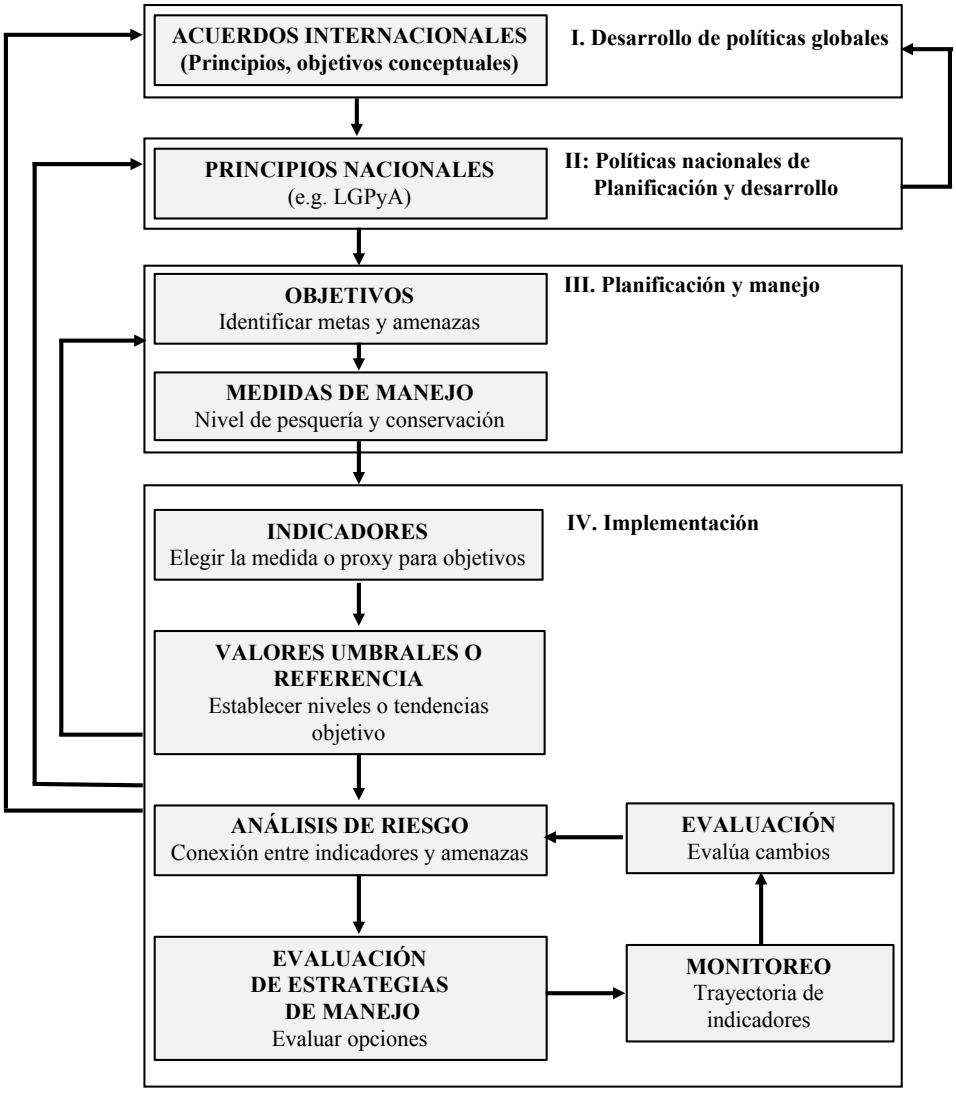


Figura 36. Esquema de marco de referencia para la implementación del enfoque ecosistémico en una pesquería. Las flechas que conectan el subcomponente implementación con los otros componentes indican retroalimentación (Modificado de FAO, 2003 y Tallis *et al*., 2010).

- **Subcomponente I. Desarrollo de políticas globales**

Corresponde a los instrumentos internacionales, así como a principios y objetivos conceptuales que comprometen a los estados firmantes a desarrollar acciones para implementar el enfoque ecosistémico en las pesquerías. Ejemplos. Comisión para la Conservación de Recursos Marinos Vivos de la Antártica (1980), Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar (1982), y el Código de Conducta para la Pesca Responsable (1995), entre otros (FAO, 2003).

- **Subcomponente II. Principios nacionales**

Define los principios y objetivos nacionales respecto del enfoque ecosistémico. En este subcomponente se establece las políticas nacionales de desarrollo y planificación, además se priorizar temas en los niveles nacional, local, intersectorial, por ecosistema, etc. Para el caso de Chile, estos principios se encuentran contenidos en la Ley General de Pesca y Acuicultura vigente.

- **Subcomponente III. Planificación y manejo**

El paso inicial es identificar el alcance del plan, definiendo sus objetivos y limitaciones. Más allá de objetivos generales, se debe avanzar en objetivos operacionales ecosistémicos (FAO, 2003), es decir en los niveles ecológico, social y económico. Algunos ejemplos generales del enfoque ecosistémico para pesquerías son la protección de especies (cetáceos, reptiles, aves), hábitats (estuarios, fiordos y canales, etc.), procesos (productividad, calidad del agua) o bienestar humano (salud humana, desarrollo de comunidades costeras, etc.). Otra alternativa es desarrollar objetivos generales o de alto nivel de acuerdo con valores asociados a la actividad pesquera (Fletcher *et al*. 2010; Tabla 18).

La importancia de establecer el alcance del plan es que centra el manejo en los componentes críticos o claves del ecosistema y selecciona objetivos sobre los cuales se diseñará los pasos siguientes.

Tabla 18. Valores y objetivos de alto nivel que fueron identificados como relevantes para la Bio-región de la Costa Oeste de Australia. (Modificado de Fletcher *et al*., 2010)

Valor	**Objetivo de alto nivel**
1. Sustentabilidad de especies	Mantener niveles de biomasa sobre niveles donde el reclutamiento podría verse afectado
2. Sustentabilidad del ecosistema	Asegurar que cualquier impacto en la estructura y función del ecosistema se mantiene en niveles aceptables
3. Resultados económicos	Optimizar los beneficios económicos para la comunidad
4. Interés social	Optimizar el interés social, i.e., beneficios no económicos, derivados por la comunidad
5. Impactos sociales	Minimizar los impactos sociales y actitudes negativas asociadas con el manejo de los recursos

Cuando la data es limitada o pobre, el alcance del plan puede establecerse aplicando un modelo conceptual cualitativo del ecosistema asociado a un proceso de participación y vinculación de los usuarios o grupos de interés. La data puede obtenerse a partir del conocimiento básico de los participantes, o mediante la síntesis de data dispersa o de fuentes informales. Si esta data no existiera, podría recurrirse al conocimiento de ecosistemas, pesquerías y sociedades comparables. En la situación ideal, la participación y vinculación de grupos de interés debería incluir una sección transversal de todas las perspectivas, i.e., la de los usuarios de los recursos, los ciudadanos, los administradores, y los expertos o personas con conocimiento especializado. Si existe controversia entre los grupos de interés (baja gobernanza), es posible involucrar individuos o subgrupos que reemplacen el enfoque de consenso grupal. Los plazos que se dispone para elaborar el marco de referencia pueden limitar la diversidad de usuarios/interesados a los que se podrá involucrar, así como la cantidad de data que se pueden recolectar y el tipo de foro a utilizar. Las entrevistas individuales y en profundidad pueden ser altamente valiosas, pero requieren mucho tiempo. Las discusiones ampliadas y estructuradas entre grupos de interés también pueden tomar tiempo, especialmente si los grupos han mostrado desacuerdos en el pasado. Entonces, cada situación particular (i.e., cada pesquería) determinará la combinación adecuada de grupos de interés, estructura del proceso participativo (entrevistas, mesas, etc.), así como el tipo y nivel de información requerida. En situaciones en que la data disponible es pobre o limitada, la participación

e inclusión de usuarios e interesados es una buena opción para el progreso inicial en cada paso del marco de implementación.

Las situaciones donde la data es abundante y de calidad pueden caracterizarse como aquellas donde existe i) data describiendo relaciones entre objetivos de manejo y los principales forzantes o amenazas en el sistema, ii) modelos ecosistémicos de simulación, y iii) análisis de sensibilidad que pueden revelar qué conexiones en el sistema son las más fuertes y más afectadas por el manejo. En este caso, las especies o procesos que están involucrados en dichas conexiones serían los componentes sobre los cuales focalizar los objetivos.

Cuando el ámbito o alcance del plan es corto, se puede aplicar un modelo existente. En caso contrario, se requiere un enfoque más simple. Por ejemplo, en situaciones en que la data no es abundante o pobre se puede recurrir a análisis estadísticos para identificar cuantitativamente las conexiones más críticas o claves en el sistema. En muchos casos, los análisis estadísticos pueden tomar una cantidad de tiempo excesiva, por lo que la modelación conceptual puede ser una buena opción (Metcalf, 2010). Los planes de manejo deberían establecer el tipo de monitoreo y el plazo adecuado para incluir modelos y análisis estadísticos más complejos en las fases/iteraciones futuras.

Independientemente del enfoque seleccionado, el ámbito o alcance del plan es mayormente un paso político focalizado en las discusiones de estrategias para seleccionar qué objetivos enmarcarán el enfoque ecosistémico de una pesquería particular. Lograr acuerdos sobre objetivos comunes puede convertirse en un obstáculo mayúsculo que demande mucho tiempo. Dado lo anterior, el nivel de gobernanza puede influenciar qué análisis se usarán, y cómo se aplicarán y discutirán. En situaciones de baja gobernanza a nivel nacional, aún se podría diseñar un mecanismo de gobernanza regional/local (e.g., Comités de Manejo, Consejos zonales de Pesca, etc.) que permita cumplir un objetivo compartido y levantado a través de un proceso participativo tipo *bottom-up*. Sin embargo, incluso en situaciones con buena gobernanza existirán desafíos para determinar la escala correcta de toma de decisión y cómo mediar cuando los intereses de los usuarios entren en conflicto.

- **Subcomponente IV. Implementación**

Este subcomponente es quizás en el que existe menos experiencia a nivel global. Se identifica al menos 6 subcomponentes todos interrelacionados, a saber:

1. Definición de indicadores

Una vez establecidos los objetivos, es necesario seleccionar los indicadores que facilitarán el monitoreo del estatus y tendencia del ecosistema relativo a los objetivos. Los indicadores pueden relacionarse a los sistemas naturales o humanos, y deberían incluir ambos. Ejemplos de indicadores son el tamaño de la población de especies importantes, el área del hábitat, o niveles de toxinas en el agua. Indicadores sociales pueden incluir el número y tipo de empleos, cantidad de navegación o nivel de sustento (livelihood) para grupos específicos de la sociedad (e.g., grupos de ingreso alto/bajo, grupos étnicos, etc.). Las características más importantes de un indicador es que sea relevante para el manejo, informativo para los pasos subsecuentes del marco de referencia, y confiables/validados en el proceso decisional (FAO, 2009).

Si la data es pobre, es posible extraer indicadores genéricos establecidos en literatura. Existen muchos esfuerzos por identificar indicadores útiles para el enfoque ecosistémico para pesquerías que muestran comportamiento consistente en varios ecosistemas (Rice & Rochet, 2005; Shin *et al*., 2010; Trenkel *et al*., 2015). Indicadores de nivel comunitario serían los más confiables para detectar efectos o impactos de las pesquerías (Fulton *et al*., 2005). El proceso de identificación de indicadores se ve favorecido por la identificación de condiciones de referencia o interacciones fuertes entre especies, hábitats, forzantes sociales o ecológicos, o procesos ecológicos.

El uso de data histórica para establecer puntos de partida o umbrales no es totalmente aplicable o recomendable, pero puede ayudar a identificar interacciones claves. Esta primera aproximación a indicadores puede ser complementada con la participación de usuarios e interesados para arribar a una lista de indicadores que sea defendible científicamente y relevante para el manejo. El acompañamiento científico es importante en este paso, ya que la elección de indicadores en la

ausencia de guía científica puede llevar a una lista exageradamente larga o irrelevante (Tallis *et al*., 2010).

Algunas herramientas estadísticas pueden ayudar a identificar las interacciones más fuertes en un ecosistema, las que luego podrían transformarse y usarse como indicadores. Algunas técnicas multivariadas pueden aplicarse incluso en situaciones de data pobre para combinar indicadores e identificar los que representen varias características del sistema. En situaciones de data intermedia, y dependiendo del tipo de complejidad y requerimiento de data, es posible aplicar regresiones simples, modelos multivariados autoregresivos o path analysis.

Por otra parte, los modelos ecosistémicos de simulación útiles para apoyar el enfoque ecosistémico (e.g., Ecopath with Ecosism y Atlantis) pueden llegar a requerir gran cantidad de data sobre los componentes del ecosistema y sus interacciones. Sin embargo, pueden utilizarse para resaltar los indicadores más sensibles para un conjunto de objetivos (Plagányi, 2007). Análisis de sensibilidad formales o modelos integrados de manejo ecosistémico pueden identificar los indicadores más importantes y efectivos. Los modelos de simulación ecosistémicos pueden aplicarse también para dar orientaciones cuantitativas para algunos indicadores. El amplio trabajo en pesquerías que usan modelos Ecopath with Ecosim para evaluar tramas tróficas e identificar indicadores biológicos críticos es quizás la aplicación más conocida (ver www.ecopaht.org).

En cuanto a indicadores de los ámbitos sociales y económicos, existe mucho menos experiencia que con los indicadores ecológicos. Sin embargo, la literatura proporciona algunos indicadores que pueden ser considerados en el marco de referencia (Tabla 19). Alternativamente, se podría categorizar los indicadores basándose únicamente en dimensiones económicas (Tabla 20).

Para establecer puntos de referencia para la evaluación de indicadores, los puntos de referencia objetivos y límites pueden establecerse a través de una comparación con i) otras industrias (sistemas productivos) o pesquerías y ii) el uso del sistema del semáforo (Fig. 37; Shannon *et al*., 2010).

Tabla 19. Indicadores socio-económicos propuestos en la literatura para apoyar el manejo pesquero con enfoque ecosistémico.

Fuente	**Objetivo**	**Indicadores**
FAO (1999), García *et al*. (2000)	Económico	Captura, valor de la captura, contribución de la pesquería al GDP, valor de las exportaciones, inversión en flota y facilidades de proceso, impuestos y subsidios, empleo, ingreso, retornos netos
	Social	Empleo, demografía, alfabetización/educación, consumo de proteína, ingreso, tradiciones/cultura pesquera, endeudamiento, distribución de género en la toma de decisión.
Accadia & Spagnolo (2006), Ceriola *et al*. (2008)	Económico	Valor agregado/renta, margen bruto de operación/ renta, retorno en ventas, retorno en inversión, ganancia neta por embarcación, desembarques por embarcación, desembarques por día, CPUE, renta por embarcación, precio promedio, costo del combustible por embarcación, costo de mantención por embarcación.
	Social	Desembarque por tripulantes, renta por tripulante, tripulación/GRT, salario por tripulante
Seung & Zhang (2008)	Socio-económico	Nivel de especie: captura y ganancia por embarcación, precio por kilo
		Nivel pescador: sueldo/salario promedio por tripulante y operario proceso captura

Tabla 20. Indicadores económicos susceptibles de utilizar para apoyar el manejo pesquero con enfoque ecosistémico.

Criterios	**Indicador**	**Descripción**
Producción	Rendimiento máximo económico	La producción óptima desde el punto de vista económico (MEY)
Ingreso	Ingreso de los pescadores empleados	Salario mensual promedio de un pescador empleado
Condición del negocio	Razón retornos/ventas	Porcentaje de la razón retornos/ ventas
	Razón de costo/ventas	Razón costo/ventas
Mercado	Razón desembarques/oferta total	Porcentaje de la razón de desembarques dirigi-dos a la oferta total (producción e importación doméstica)
Empleo	Tasa de empleo	Porcentaje de la razón del número de pescadores empleados en el período t-1 y t.

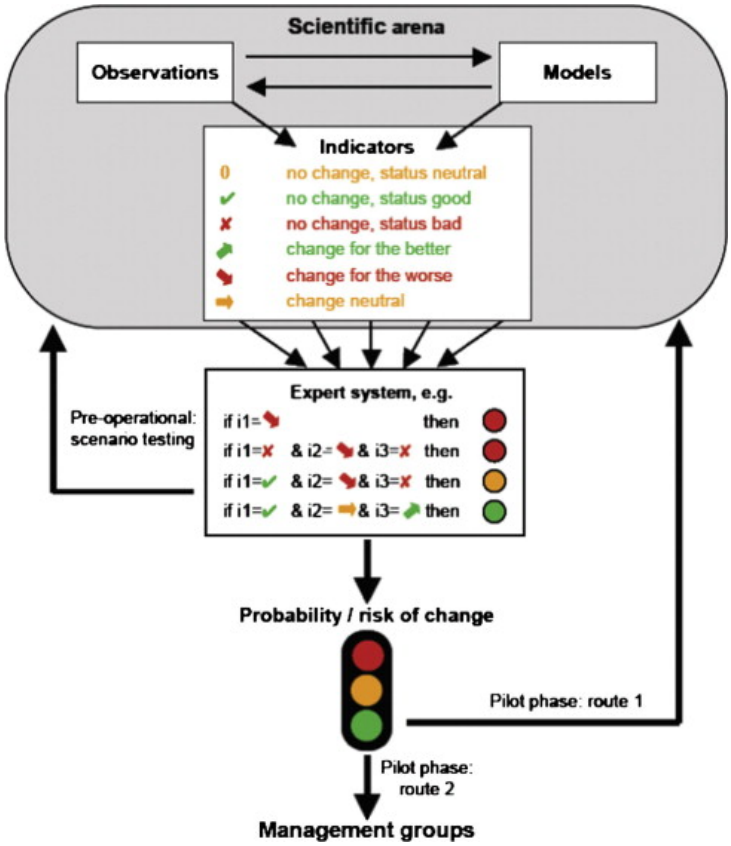


Figura 37. Esquema de un enfoque de sistema experto para integrar información resumida de indicadores de cambio en el gran ecosistema de la Corriente de Benguela (Tomado de Shannon *et al*., 2010).

FAO (2009) entrega directrices para el desarrollo, uso y evaluación de indicadores para apoyar el enfoque ecosistémico y enfatiza la necesidad de desarrollar y combinar indicadores relacionados a objetivos ecológicos, económicos, sociales, e institucionales. Esto debido a que alcanzar un diagnóstico y evaluación comprehensiva requiere indicadores de los distintos factores/dimensiones que componen el ecosistema.

La selección de indicadores también estará determinada y quizás limitada por la gobernanza y los plazos que impondrá el ente administrador para implementar el enfoque ecosistémico en una pesquería. En este sentido, una gobernanza débil puede resultar en una selección no apropiada de indicadores y en un diseño restringido de los programas que los monitorearán. Además, cuando la fase de iniciación del plan es corta la revisión exhaustiva de una lista larga de indicadores se hace

imposible. En situaciones de data-pobre, la lista inicial de indicadores puede tomarse desde pautas o directrices generales. Sin embargo, esta debe revisarse en rondas posteriores aplicando los principios del manejo adaptativo.

2. Identificación de umbrales o referencias para indicadores

Para cada indicador es necesario establecer un umbral o referencia. En este paso se avanza desde la identificación de los indicadores que representan mejor el sistema hasta el establecimiento de objetivos que representen un nivel deseado del sistema. Establecer referencias corresponde a establecer qué magnitudes de los indicadores son "suficientes", "insuficientes" o "excesivas". En la situación ideal existirán abundantes series de tiempo y un plazo suficiente para usar modelos ecosistémicos de simulación. Con estos análisis se podrá establecer simultáneamente umbrales/referencias cuantitativas para los objetivos o indicadores identificados/seleccionados. Enfoques de modelación como Ecopath with Ecosim y Atlantis han sido utilizados para establecer umbrales para múltiples indicadores-objetivos-criterios, pero es posible que en muchos casos estos modelos deban complementarse con modelos físicos para lograr evaluar un conjunto de objetivos más amplio que incluyan, pero no se limiten a, las pesquerías (e.g., turismo, acuicultura, navegación, conservación, etc.). Por ejemplo, acoplar modelos hidrológicos a modelos como Atlantis o Ecopath with Ecosim, esto es, crear un modelo acoplado terrestre-marino y humano-natural, permitirá considerar varios objetivos simultáneamente, y en escalas ecológicas relevantes.

En situaciones de data pobres, el conocimiento sobre factores como las tasas de captura, la composición de especies y la condición del hábitat puede basarse inicialmente en observación local y entrevistas a actores. En situaciones que la data es muy escasa y dispersa, es posible considerar las tendencias en los indicadores en lugar de puntos de referencia (Coll *et al.*, 2010). Incluso en situaciones donde la data es abundante, la identificación de umbrales debería esperar a que se haya desarrollado y mejorado la modelación del sistema como un todo. En este caso, es posible definir decisiones iniciales basadas en los umbrales que se han establecido para el manejo de especies desde otros programas y contextos de manejo. Por ejemplo, el criterio de recuperación establecido

en la Ley de Pesca en Chile ($B < B_{Objetivo}$) y planes de manejo (si los hay), o asociados a la calidad y situación de los hábitats (% mínimo de protección de hábitat).

Si la data es suficiente para implementar modelos ecosistémicos de simulación, entonces se puede modelar parte del ecosistema y evaluar cuantitativamente un subconjunto de indicadores. La identificación de un umbral cuantitativo para un solo indicador puede ayudar a orientar valores de umbrales para otros indicadores. Un enfoque de este tipo es el denominado modelo mínimamente realista (Punt & Butterworth, 1995), que contiene las piezas mínimas y esenciales para representar un conjunto específico de indicadores. Estas aproximaciones pueden usarse para identificar umbrales en indicadores pesqueros y no-pesqueros.

En casos en que la calidad de la data es intermedia, los indicadores sobre especies pueden desarrollarse usando modelos monoespecíficos para derivar tamaños poblacionales mínimos viables y considerar este valor como el umbral para el indicador. También es posible identificar umbrales asociando series de tiempo de indicadores con data sobre perturbaciones humanas y naturales en el sistema mediante regresión. Una alternativa a este enfoque es la lógica difusa, que brinda un marco riguroso para organizar valores obtenidos de la literatura y data primaria en escala gruesa o dispersa.

Independiente de la disponibilidad de data, la gobernanza pobre puede requerir focalizarse en tendencias más que umbrales o referencias. Lo anterior es especialmente válido cuando los umbrales no generan acuerdo o no pueden monitorearse. Asimismo, puede ser difícil evaluar formalmente múltiples objetivos si las agencias de gobierno no se encuentran familiarizadas con la data o si las agencias o los grupos de usuarios e interesados están en conflicto.

3. Anáilisis de riesgo

Cada indicador está afectado por un amplio rango de amenazas. El análisis de riesgo identifica estas relaciones y luego evalúa el estado actual de cada indicador relativo al estado de amenazas en el sistema (Tallis *et al*., 2010). El riesgo se describe como la sensibilidad de cada indicador ante

perturbaciones humanas o naturales en el sistema y la verosimilitud asociada a la ocurrencia de cada perturbación (Fletcher, 2015).

En los enfoques de análisis de riesgo más sofisticados, los modelos de simulación ecosistémica describen la resiliencia de cada indicador al rango completo de riesgos. La verosimilitud de cada riesgo se puede derivar analizando su ocurrencia a lo largo del tiempo y, por lo tanto, se requiere de series de tiempo. La resiliencia y el grado de exposición pueden graficarse una contra la otra para derivar un puntaje de riesgo global. Este enfoque se denomina análisis de productividad-susceptibilidad (PSA) ha sido propuesto como una herramienta útil en la implementación del enfoque ecosistémico para pesquerías en Australia (Smith *et al*., 2007). Sin embargo, también puede aplicarse en situaciones de data intermedia, donde los valores de literatura para resiliencia de indicadores simples (e.g., especies) pueden combinarse con estimados de frecuencia de riesgo provenientes de la literatura o del conocimiento local.

En situaciones de data pobres, se puede recurrir a un trabajo informal con grupos de interés para desarrollar mapas de intensidad y frecuencia de amenazas junto a la resiliencia del sistema. Tal como discutido más arriba, los plazos cortos y la gobernanza pobre pueden restringir el trabajo con grupos de interés, por lo que combinar mapas y modelos conceptuales puede ser lo más apropiado. Por ejemplo, Halpern *et al*. (2008) desarrollaron un mapa global de frecuencias de amenazas para varios impactos. Estos mapas podrían asociarse con modelos conceptuales desarrollados localmente que asocian/enlazan amenazas con indicadores y que establecen un ranking de impactos de cada amenaza en el sistema (Fletcher, 2015).

4. Evaluación de estrategias de manejo

En este paso, se incorpora toda la información y decisiones realizadas en pasos anteriores en una evaluación comprehensiva del efecto probable de las acciones de manejo propuestas sobre los indicadores elegidos. La proyección de los impactos del manejo puede sonar a un proceso intimidante y complejo. Sin embargo, las estrategias pueden evaluarse con un modelo conceptual

simple regido por la teoría de decisiones básicas (Clemen, 1996) y opinión de expertos formalizada sobre las relaciones principales entre objetivos, forzantes y acciones de manejo.

Es posible combinar modelos de regresión simple o modelos mínimamente realistas con modelos conceptuales para mejorar la representación de las uniones entre un subconjunto de componentes del sistema. El proceso más formal, denominado Evaluación de Estrategias de Manejo (MSE) usa simulaciones con modelos ecosistémicos para entregar proyecciones sofisticadas y las respuestas de todo el ecosistema ante opciones de manejo (Sainsbury *et al*., 2000; Fulton *et al*., 2007). Aunque estos modelos son muy complejos, es posible aplicarlos a preguntas específicas en una ventana de tiempo corta, siempre y cuando el modelo de base haya sido desarrollado para el sistema de interés (Gaichas *et al*., 2017).

La gobernanza afectará este paso limitando las estrategias de manejo a considerar. Los modelos de cualquier nivel de sofisticación ayudan a revelar qué opciones de manejo serán más robustas a la incertidumbre en el manejo cuando la gobernanza es inestable o ineficaz. También se puede usar MSE para explorar la estructura misma de la gobernanza, considerando estructuras diferentes o más efectivas. La gobernanza no es estática y entonces puede ser útil evaluar su potencial de cambio ante ciertos escenarios o efectos ecosistémicos.

5. Monitoreo

El seguimiento de los resultados de la implementación es crucial para la documentar estrategias de manejo efectivas. Esta etapa involucra diseñar y poner en marcha un programa de monitoreo que identifique cómo las acciones de manejo afectan los indicadores seleccionados. Gran parte de la data recolectada durante el monitoreo puede usarse en las versiones futuras del marco de referencia, permitiendo a los administradores moverse desde situaciones data pobres a data abundantes. De esta forma se mejora el rigor y sofisticación de la toma de decisiones en cada iteración del plan de manejo con enfoque ecosistémico.

El enfoque más simple para diseñar un plan de monitoreo es usar teorías generales y un monitoreo basado en los usuarios/grupos de interés. Cuando existe data histórica sobre indicadores, podemos calcular el número de localidades, réplicas y frecuencia que considerará el programa de monitoreo en base a un análisis de potencia a partir de la variación de las mediciones históricas. En casos donde se puede construir modelos ecosistémicos, es posible usarlos para probar el desempeño de los programas de monitoreo. En este caso, el modelo se usa para generar dinámicas "verdaderas", y se usan perturbaciones al modelo para crear series de tiempo de la dinámica del ecosistema. Es posible simular también varios esquemas de monitoreo, tales como distintas frecuencias de muestreo o despliegue espacial. Los resultados del programa de monitoreo virtual se comparan con la dinámica "real" y así se puede diseñar un programa para capturar dinámicas claves con la menor cantidad de esfuerzo de muestreo.

Cuando la gobernanza es estable y existe cooperación entre distintas agencias, es posible establecer un programa de monitoreo integrado, coordinado y eficiente. En situaciones de niveles de gobernanza por debajo de lo ideal, donde el financiamiento para el monitoreo no es adecuado o la mantención del equipo o programas de monitoreo es poco probable, el programa de monitoreo puede diseñarse para capturar periodos de tiempo o áreas críticas o para sacar ventaja del sensoramiento remoto.

6. Evaluación

El último paso es la evaluación, y corresponde al momento cuando se usa la data del monitoreo para juzgar si la estrategia de manejo tiene un buen o mal desempeño relativo a los objetivos. En situaciones de data abundante, se puede usar modelos de simulación para crear un "sistema nulo" donde la acción de manejo no fue tomada. La data de monitoreo puede compararse luego con esta predicción, permitiendo una evaluación más clara de las acciones de manejo. Esto es especialmente útil para programas o planes de manejo nuevos, porque identificar tendencias relacionadas únicamente a prácticas de manejo (no al clima u otros forzantes) es difícil cuando no se cuenta con series de tiempo suficientemente largas. Cuando la data es dispersa, los análisis de tendencia y

medidas relativas pueden ser informativas, aunque puede ser difícil establecer asociaciones directas entre prácticas de manejo y respuesta de indicadores.

La gobernanza puede influir en la forma en que se realizará la evaluación y en la decisión de quiénes participan en ella. Idealmente, la evaluación se realizará con un grupo diverso de usuarios usando análisis de datos que sean transparentes, de modo que la conclusión sea eficiente y aceptada ampliamente. Este tipo de procesos deben ser *bottom-up* e informales cuando la gobernanza es pobre. Incluso para un proceso participativo con usuarios e interesados, será crítico mantener líneas de comunicación lo más abiertas posible para asegurar que los análisis son confiables para la mayoría o todas las partes.

4.2.3. Plan de Manejo para sardina austral

Como ya se mencionó, en este proyecto se realizó un taller metodológico en el mes de noviembre del 2018 con la participación de la Dra. Elizabeth Fulton (Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization, Australia), el Dr. Tonny Pitcher (Universidad de British Columbia, Canadá), y la Dra Mimi Lam (Marie Curie Fellow University of Bergen, Noruega), así como también, de académicos e investigadores nacionales, y administradores de pesquerías, entre otros (ver **Anexo 2**, Taller 1). En dicho taller se discutió los enfoques de modelación, indicadores, brechas y framework general para la implementación del enfoque ecosistémico.

Para desarrollar el "framework para la pesquería de sardina austral" se realizó un segundo taller, esta vez con los actores claves de la pesquería de sardina austral de la Región de Los Lagos, es decir, con miembros del sector productivo (armadores y representantes de plantas, entre otros), así como también, representantes del sector institucional (fiscalización y administración). Dicho taller se realizó entre el 23 y el 25 de enero de 2019 en la ciudad de Puerto Montt, y tuvo como propósito presentar los resultados y recomendaciones del taller metodológico para luego, continuar con un trabajo grupal participativo para abordar las distintas dimensiones involucradas en un plan de manejo y en la implementación del enfoque ecosistémico en la pesquería de sardina austral de dicha Región (Fig. 38 a 41). A continuación, se presenta el plan desarrollado con actores en este taller.

1. Diagnóstico participativo de la pesquería

A. Opinión personal respecto a la situación de la pesquería:

1. Dimensión biológica – ecológica - pesquera

- Sobreexplotada (en el papel)
- Años variables (vedas)
- Interacción con lobos / Bajo rendimiento de pesca
- Salmones escapados – sardinas / ¿Interacción?
- No se ha cuidado el recurso
- Faltan estudios de: crecimiento / reclutamiento por zonas / evaluación de stock / ecosistémicos / zonas de crianza / madurez sexual
- Estudios en la X y XI regiones como macrozona.

2. Dimensión socioeconómica

- Abrir nuevos mercados / aumentar precio
- Migración de tripulación / otras fuentes de trabajo
- Otras pesquerías más rentables (ej. centolla)
- Mayor valor agregado del recurso
- Retomar líneas /consumo humano / harina Premium
- Monopolio compra del recurso (harina)
- Estancamiento de la cantidad y calidad de pescadores (estructura etárea)
- Aumento del esfuerzo / por ingreso de nuevos actores (270)

3. Dimensión gobernanza

- Mejorar la investigación (biológica y social)
- Mayor interacción entre academia y pescadores.
- Baja cuota /menor ingreso
- ¿Supervisión del IFOP?
- Impulsar promulgación de Plan de Manejo

- Falta investigación del ecosistema (mamíferos-aves) en aguas interiores.
- Experiencia internacional
- Las recomendaciones de los pescadores no son escuchadas/consideradas en Comités Científicos
- Escasa información respecto al cambio climático / más estudios oceanográficos (Programa)
- Dificultades para embarques
- Información incompleta al momento de la evaluación
- Existe extracción en veda reproductiva y veda de reclutamiento
- Baja credibilidad en el Comité de Manejo.
- Falta mejor articulación / funcionamiento- facilitación en los Comités de Manejo
- Generar Bitácoras /sesión
- Falta de transparencia en la institucionalidad –(revisión de pares)
- Falta de asesores que participen representando a los pescadores.
- No se debería vender la cuota entre organizaciones vía RAE
- Falla en coordinación en registro de información (SERNAPESCA- IFOP)

4. Otras

- Mayor responsabilidad del Estado con el recurso.
- Tratamiento de enfermedades (caligus/contaminación)
- Falta trabajo conjunto entre empresa y pescadores (calidad/precio)
- Falta credibilidad de afirmaciones de la autoridad / creer en los estudios.
- Descarte (es necesario hacer estudios profundos, con observadores científicos a bordo)
- Déficit en fiscalización
- Impacto ambiental de la acuicultura por contaminación / afectación estadios tempranos- huevos- larvas
- Contaminación por petróleo
- Impacto mitilicultura (descarte en cosecha)
- Pesca ilegal (asociada a carnada)
- Hay subreporte.

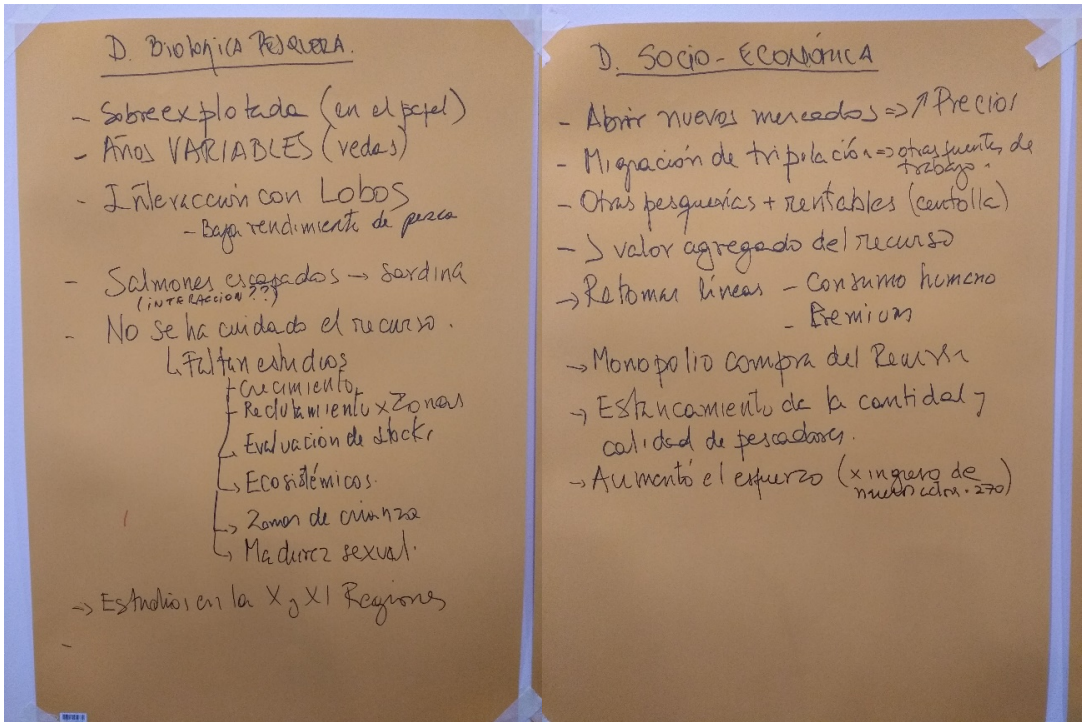


Figura 38. Imágenes de las opiniones de los usuarios respecto de la situación de la pesquería en el ámbito biológico y socioeconómico. Taller Participativo 23 - 25 de enero de 2019.

B. Los aspectos buenos y positivos de la pesquería hoy

- Actores ordenados (calmados) /Federación /Comprometidos- unidos (Fig. 38)
- Se cuenta con Comité de Manejo para plantear problemas
- Pesquería abierta a oportunidades de innovación (ej. Certificación –mayor valor agregado: harina premium consumo humano)
- Existe programa piloto para desarrollar productos para consumo humano
- Oportunidad de intercambio de experiencia con otros pescadores (País Vasco)
- Oportunidad de financiamiento no gubernamental para certificación
- Existe estructura de manejo básico sobre la cual mejorar
- El Comité de Manejo posee credibilidad: planteamientos constructivos, proactivos con soluciones.

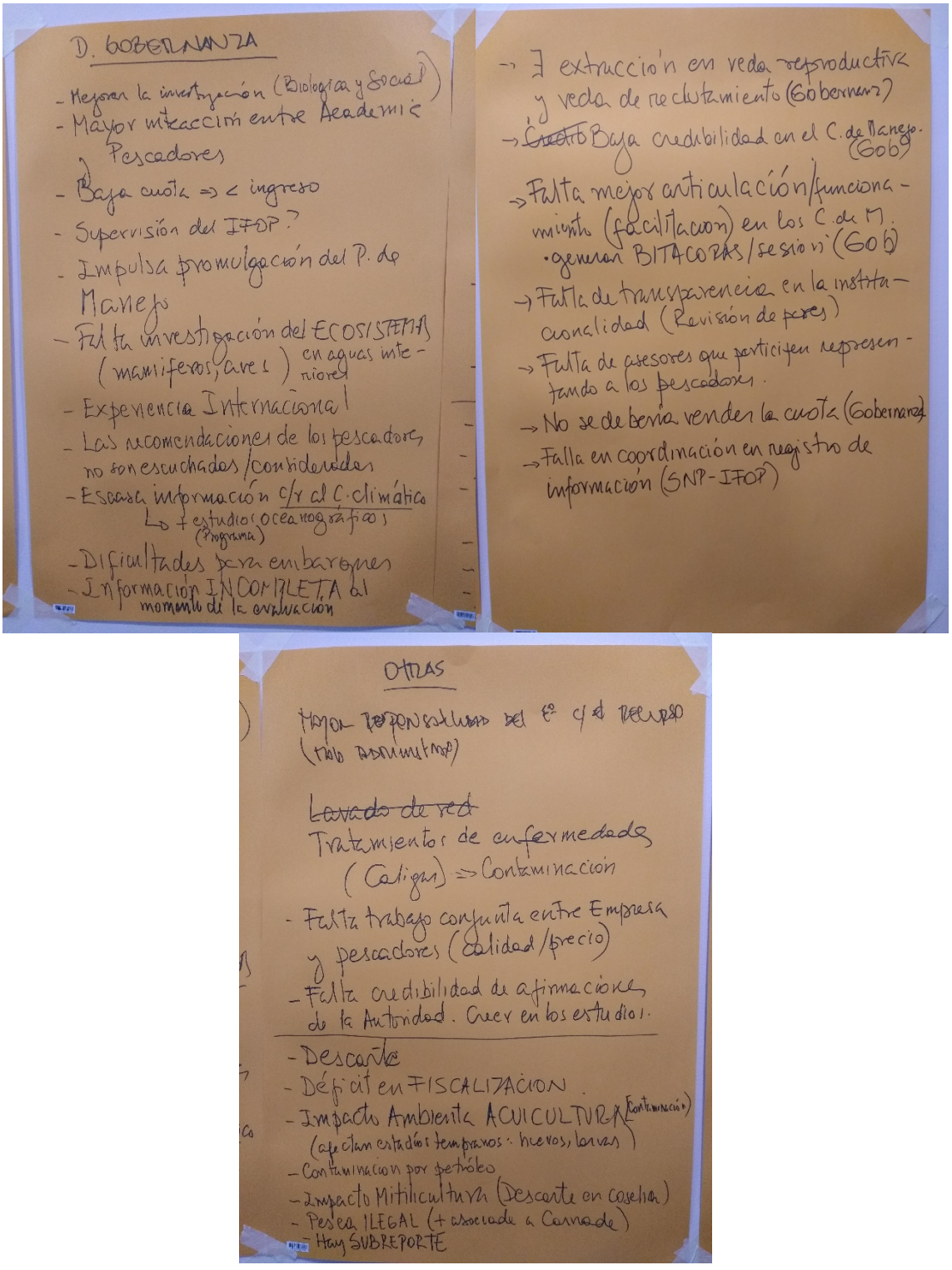


Figura 39. Imágenes de las opiniones de los usuarios respecto de la situación de la pesquería en el ámbito de gobernanza y otras opiniones. Taller Participativo 23 - 25 de enero de 2019.

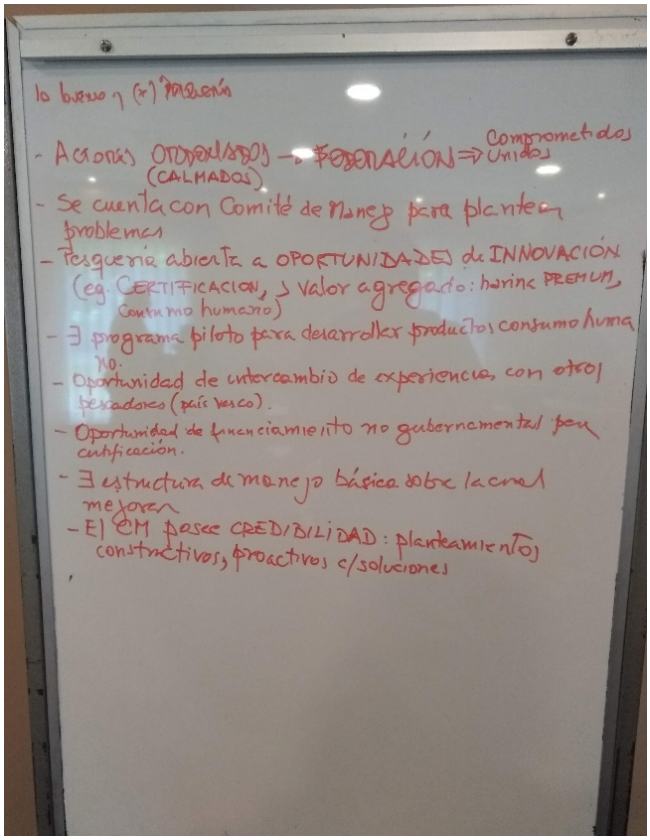


Figura 40. Imágenes de las opiniones de los usuarios respecto de los aspectos buenos y positivos de la pesquería. Taller Participativo 23 - 25 de enero de 2019.

C. Visión sobre cómo nos imaginamos la pesquería a futuro

- Pesquería sustentable (con disenso) (Fig. 39)
- Pesquería Certificada (máximo rendimiento económico) (con denominación de origen-valorizada)
- Con cuota estable en el tiempo
- Actividades en el mar interior: coordinadas, sustentables, pescadores pescando (sin reconversión)
- Pesquería sin interacción con lobos – salmones escapados.
- Con gobernanza eficiente y eficaz (transparente, creíble, mayor fiscalización, entre otras)
- Con Plan de Manejo consolidado (actualizado y evaluado)

- Pesquería Diversificada en sus productos (consumo humano, otros productos de mayor valor)
- Pesquería modelo: referente para Chile, América Latina y el mundo
- Contribuye a mantener cultura

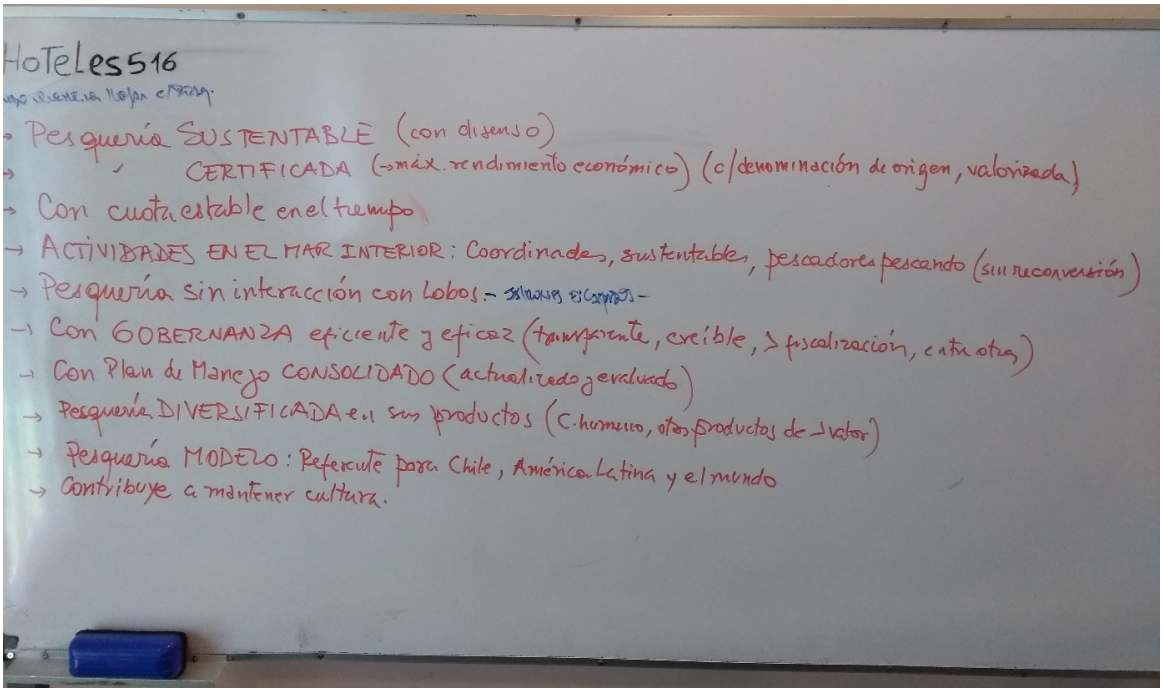


Figura 41. Imágenes de las opiniones de los usuarios respecto sobre cómo nos imaginamos la pesquería a futuro. Taller Participativo 23 - 25 de enero de 2019.

Plan de Manejo

De acuerdo con el Artículo 8° de la Ley General de Pesca y Acuicultura, el Plan de Manejo para una pesquería deberá contener, a lo menos, los siguientes aspectos:

a) Antecedentes generales
b) Objetivos y plazos para mantener o llevar la pesquería al RMS.
c) Estrategias para alcanzar los objetivos y metas planteados.
d) Evaluación del cumplimiento de objetivos y estrategias.

e) Estrategias de contingencia (variables que pueden afectar la pesquería).
f) Requerimientos de investigación y de fiscalización.
g) Cualquier otra materia que se considere de interés para el cumplimiento del objetivo del Plan.

En este taller se discutió los objetivos generales y específicos junto con los indicadores y acciones para alcanzarlos. También se valorizó el plan considerando montos actuales de proyectos del Fondo de Investigación Pesquera y de Acuicultura, programas de seguimiento, etc.

Objetivo General del Plan de Manejo

Lograr que la pesquería de sardina austral de la X región sea sustentable en las dimensiones biológica, económica, social y ecológica.

El plan busca asegurar la sustentabilidad de la pesquería y mantener su contribución al crecimiento económico, la seguridad alimentaria, el sustento de las comunidades que dependen de ella, y el bienestar del ecosistema. A continuación, se describen los objetivos específicos para cada una de las dimensiones que solicita la LGPyA, más la dimensión de gobernanza (Tablas 21 a 25).

Tabla 21. Plan de Manejo de la pesquería de sardina austral. **Dimensión biológica**.

Meta: Mantener el stock de sardina austral en o sobre el nivel necesario para asegurar su productividad continua.

Objetivo Específico 1	**Mantener o llevar la pesquería a su rendimiento máximo sostenido**	**Prioridad**	**Valorización**	**Responsable**
Indicador	Biomasa desovante (B_D)			
Punto de referencia	Biomasa que genera el rendimiento máximo sostenido (B_{RMS})			
Problema 1	La pesquería se encuentra sobrexplotada ($B_D<B_{RMS}$)			
Acción	i. Desarrollar programa de recuperación (Artículo 9ª LGPyA)	3		Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (SSPyA) en consulta con Comité de Manejo (CM) y Comité Científico Técnico (CCT)
Problema 2	Incertidumbre en evaluación de stock			
Acciones	i. Adelantar revisión por pares	2	MM$20	SSPyA a solicitud del CM
	ii. Revisar crucero de evaluación	2	MM$20	SSPyA a solicitud del CM
	iii. Revisar monitoreo de la pesquería (talla de madurez)	3	MM$20	SSPyA a solicitud del CM
	iv. Estimación de remoción total (captura)	3	MM$50	SSPyA a solicitud del CM

Escala de prioridad: 1=poco prioritario; 2=prioritario; 3=muy prioritario

Tabla 22. Plan de Manejo de la pesquería de sardina austral. **Dimensión ecológica**.

Meta: Mantener la estructura, productividad, función y diversidad del ecosistema que habita la sardina austral.

Objetivo Específico 1	**Minimizar el impacto de la explotación de sardina austral en los demás componentes del ecosistema**	**Prioridad**	**Valorización**	**Responsable**
Indicador	Biomasa de sardina austral			
Punto de referencia	Biomasa límite de sardina austral a partir de la que se producen efectos adversos en el ecosistema (e.g., 0.3*BD basado en Cury *et al*. 2010).			
Problema 1	Se desconoce el impacto de la explotación de sardina austral sobre otros componentes del ecosistema.			
Acciones P1	i. Modelar los efectos de la pesca sobre la(s) especies objetivo para evaluar los impactos potenciales directos e indirectos sobre otros componentes de la trama trófica y el ecosistema.	2	MM$35	CM explorará alianzas estratégicas con ONGs, Fundaciones, Universidades, etc.
Problema 2	Se desconoce el impacto (mortalidad) asociado a las acciones de pesca sobre otros componentes (e.g., especies cuya conservación se encuentra en riesgo, amenaza o se encuentran protegidas) y el hábitat.			
Acciones P2	i. Financiar proyecto que describa y cuantifique fauna acompañante y potenciales impactos en el hábitat del arte de pesca.	2	Por definir	CM explorará fondos distintos a los sectoriales (e.g., CORFO).
	ii. Capacitar a la flota en buenas prácticas para minimizar interacciones con resultado de muerte en otros componentes del ecosistema.	2	Por definir	CM explorará fondos distintos a los sectoriales (e.g., CORFO).

Objetivo Específico 2	**Mejorar el conocimiento sobre factores ambientales que afectan la biomasa/abundancia/distribución de sardina austral**	**Prioridad**	**Valorización**	**Responsable**
Problema 1	No se conoce el efecto de factores distintos de la mortalidad por pesca sobre la dinámica del stock de sardina austral			
Acción	i. Financiar proyecto para modelar la relación entre abundancia y distribución de sardina austral con factores ambientales y tróficos	3	MM$75	SSPyA a petición del CM y consulta al CCT
Problema 2	El stock X región depende de factores ecológicos asociados al mar exterior, al mar interior XI (reclutas) y al continente (descarga de ríos)			
Acción	i. Avanzar hacia un análisis integrado de la pesquería con límites geográficos con sentido ecológico y no administrativo	1		SSPyA a petición del CM y consulta al CCT
Problema 3	El financiamiento para la investigación para el manejo tiene un foco monoespecífico y no ecosistémico			
Acción	i. Financiar programa para levantar, analizar y seguir indicadores ecológicos en esta pesquería	1	Por definir	SSPyA a petición del CM
Problema 6	Existe creciente sobreposición espacial entre la pesquería (caladeros) y otras actividades productivas			
Acción	i. Llevar estas inquietudes a mesas regionales establecidas (eg., CRUBC, otros)	2		CM

Tabla 23. Plan de Manejo de la pesquería de sardina austral. **Dimensión social**.

Meta: Maximizar las oportunidades de empleo y sus beneficios para quienes dependen de la pesquería para su fuente de ingreso.

Objetivo Específico 1	**Llevar y mantener la pesquería hasta niveles que permitan alcanzar y mantener la sustentabilidad social**	**Prioridad**	**Valorización**	**Responsable**
Indicador	Número de empleos que sustenta la pesquería en toda la cadena productiva.			
Punto de referencia	Nº de empleos que sustenta la pesquería (hoy)			
Problema 1	En esta pesquería no se levanta información de empleo y sus beneficios.			
Acción P1	i. Desarrollar programa de monitoreo para levantar y validar información necesaria para construir y seguir indicadores sociales en esta pesquería.	1	Por definir	SSPyA a petición del CM
Problema 2	El financiamiento para la investigación para el manejo tiene un foco monoespecífico y no ecosistémico.			
Acciones	i. Desarrollar programa de investigación incremental para investigación social en pesquerías.	1	Por definir	SSPyA a petición del CM

Objetivo Específico 2	**Generar las oportunidades para que quienes participan de la pesquería puedan mantener o mejorar su medio de subsistencia**	**Prioridad**	**Valorización**	**Responsable**
Indicador	Ingresos que genera la pesquería			
Punto de referencia	Ingresos que genera la pesquería hoy			
Problema 1	No se levanta información de empleo y sus beneficios en esta pesquería			
Acción P1	i. Desarrollar programa de monitoreo para levantar y validar información necesaria para construir y seguir indicadores sociales en esta pesquería	1	Por definir	SSPyA a petición del CM
	ii. Esta información debe ser validada	1		
Problema 2	El financiamiento para la investigación para el manejo tiene un foco monoespecífico y no ecosistémico			
Acciones	Desarrollar programa de investigación incremental para investigación social en pesquerías	1	Por definir	SSPyA a petición del CM

Tabla 24. Plan de Manejo de la pesquería de sardina austral. **Dimensión económica**.

Meta: Maximizar los ingresos (beneficios económicos) para quienes participan de la pesquería.

Objetivo Específico 1	**Optimizar los retornos económicos de la pesquería de sardina austral**	**Prioridad**	**Valorización**	**Responsable**
Indicador	Valor de la captura			
Punto de referencia	Captura económica máxima/óptima (MEY/OEY).			
Problema 1	No se levanta información económica en esta pesquería.			
Acción P1	i. Implementar levantamiento de información (e.g. Seguimientos IFOP).	1		
Problema 2	Existe alta dependencia entre cuota e ingresos			
Acciones P2	i. Evaluar alternativas para agregar valor al desembarque (e.g. Consumo humano directo).	3	Por definir	CM explorará fondos (CORFO, FIC, etc.)
	ii. Evaluar certificaciones que mejoren la competitividad en la pesquería (e.g. MSC).	3	Por definir	CM explorará fondos (CORFO, FIC, etc.)
	iii. Optimizar tecnología de transporte (frío) y proceso.	2	Por definir	CM explorará fondos (CORFO, FIC, etc.)
Problema 5	El financiamiento para la investigación para el manejo tiene un foco monoespecífico y no ecosistémico.			
Acciones	i) Desarrollar programa de investigación y seguimiento indicadores socioeconómicos.	1	Por definir	SSPyA a petición del CM

Tabla 25. Plan de Manejo de la pesquería de sardina austral. **Dimensión gobernanza**.

Meta: Lograr que la pesquería cumpla con las leyes pertinentes y tenga un sistema de gestión eficaz que le permita reaccionar ante cualquier cambio que se produzca.

Objetivo Específico 1	**Desarrollar y aprobar el plan de manejo de la pesquería**	**Prioridad**	**Valorización**	**Responsable**
Indicador	Un Plan de Manejo desarrollado y aprobado para la pesquería			
Punto de referencia	Situación actual (sin plan)			
Problema 1	La pesquería no cuenta con plan de manejo y programa de recuperación			
Acción P1	i. Desarrollar y aprobar plan de manejo y su respectivo programa de recuperación	3		SSPyA en consulta con CM y CCT
Problema 2	La gobernanza y los marcos institucionales (principios, reglas, LGPyA, condiciones, acuerdos, procesos, mecanismos e instituciones) son monoespecíficas, no ecosistémicos.			
Acciones P2	i. Asegurar la participación de stakeholders en el proceso de manejo incluyendo la selección de medidas de manejo apropiadas y la facilitación de este proceso.	2	Por definir	
	ii. Desarrollar plan de manejo de la pesquería (3)	3		SSPyA en consulta con CM y CCT
	iii. Generar capacitaciones y capacidades para que estructuras/organizaciones de manejo sean capaces de tomar las crecientes responsabilidades y autoridad por el manejo.	2	Por definir	SSPyA en consulta con CM

Objetivo Específico 1	**Desarrollar y aprobar el plan de manejo de la pesquería**	**Prioridad**	**Valorización**	**Responsable**
Problema 3	Las instituciones enfrentan restricciones financieras y de personal severas, y existe gran necesidad por desarrollar capacidades y mejor gobernanza.			
Acción P3	i. Dimensionamiento del número y capacidades requeridas.	3	Por definir	SSPyA

Objetivo Específico 2	**Asegurar transparencia en el proceso de toma de decisión realizado por las instituciones de manejo**	**Prioridad**	**Valorización**	**Responsable**
Indicador				
Punto de referencia				
Problema 3	Gobernanza y marcos institucionales (principios, reglas, LGPyA, condiciones, acuerdos, procesos, mecanismos e instituciones) son monoespecíficas, no ecosistémicos			
Acción P3	i. Asegurar la participación de todos los grupos de interés en el proceso de manejo incluyendo la selección de medidas de manejo apropiadas y la facilitación de este proceso.	3	Por definir	SSPyA y CM

PROGRAMA DE RECUPERACIÓN

De acuerdo con la LGPyA (Artículo 9ºA), en pesquerías sobreexplotadas o agotadas, el Plan de Manejo debe establecer, previo acuerdo del Comité de Manejo, un programa de recuperación que debe:

a. Evaluar y establecer objetivos y metas de recuperación, y su cumplimiento;
b. Evaluar las medidas de administración y conservación, y los cambios para lograr el objetivo;
c. Evaluar sistema de control y cambios para aumentar su eficacia;
d. Evaluar investigación científica desarrollada y establecer mejoras;
e. Considerar efectos económicos y sociales de las medidas propuestas;
f. Considerar medidas de mitigación y compensación (pescadores artesanales, tripulantes de naves especiales y trabajadores de planta), y
g. Evaluar y proponer operación alternada de caladeros, y limitación temporal artes/ aparejos en dichos caladeros (sólo para pesquerías en colapso).

En el Plan de Manejo se establecerá la periodicidad con que se evaluará el Programa de Recuperación. A continuación, se presenta objetivos y acciones asociadas al Programa de Recuperación para la pesquería de sardina austral en la X Región de Los Lagos (Tabla 26).

Estrategia de manejo

Junto con la declaración del objetivo del Programa de Recuperación, es necesario especificar el tiempo en que se desea alcanzar el objetivo (i.e., precisar y acordar lo que se entiende por “lo antes posible”) y la estrategia que se aplicará para la recuperación. Esta estrategia deberá ser consistente tanto con el objetivo como con el tiempo de recuperación.

Tabla 26. Plan de Manejo de la pesquería de sardina austral. **Programa de recuperación**.

Meta: Llevar la pesquería hasta el nivel de biomasa que produce RMS lo antes posible

Objetivo Específico 1	Llevar la pesquería hasta el nivel de biomasa que produce RMS lo antes posible	**Prioridad**	**Valorización**	**Responsable**
Indicador	Biomasa desovante (B_D)			
Punto de referencia	Biomasa que genera el rendimiento máximo sostenido (B_{RMS})			
Problema 1	No existe plan de recuperación ni reglas de control. Manejo es poco precautorio basado en estrategia de F=constante=F_{RMS}			
Acción	i. Desarrollar programa de recuperación y proponer reglas de control	3		SSPyA en consulta con CM y CCT
	ii. Probar reglas de control mediante evaluación de estrategias de manejo	3	MM$75	SSPyA a solicitud del CM

Consideraciones generales

A continuación, se presenta el marco de referencia para la pesquería de sardina austral (Fig. 42), acordado por el Comité Científico Técnico.

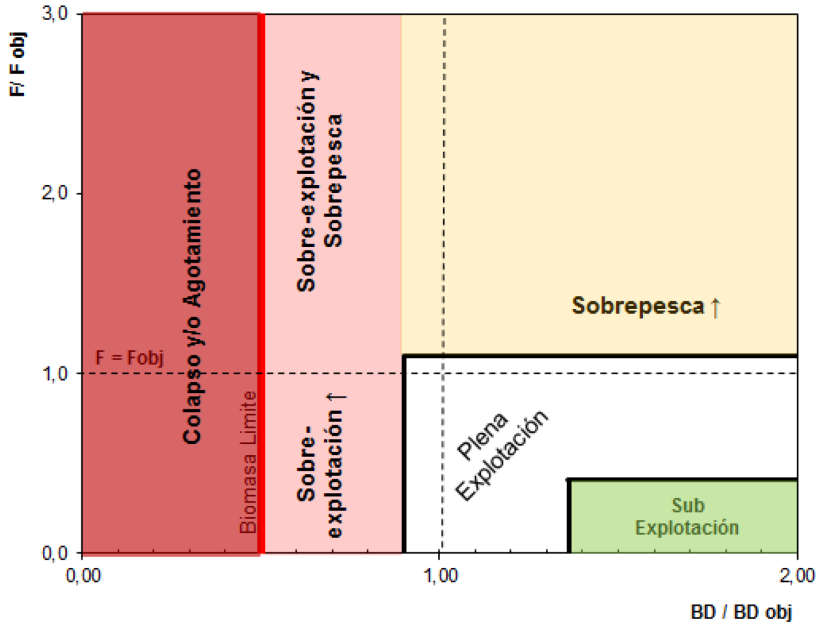


Figura 42. Diagrama de fase para la pesquería de sardina austral de la X Región.

Situación de la pesquería basado en el indicador biomasa (eje X)

1. Si $B_D \geq B_{Dobj} * 0.9$, entonces la pesquería está en condición de plena explotación.
2. Si $B_{LIM} \leq B_D \leq B_{Dobj} * 0.9$, entonces la pesquería está en condición de sobreexplotación.
3. Si $B_D \leq B_{LIM}$, entonces la pesquería está en condición de agotamiento o colapso.

donde, B_D es la biomasa desovante por recluta de sardina austral, B_{Dobj} es la biomasa objetivo, esto es que genera el rendimiento máximo sostenido en el largo plazo, y B_{LIM} es la biomasa desovante límite bajo la cual se ve en riesgo la conservación y productividad continua del stock.

Situación de la pesquería basado en el indicador mortalidad por pesca (eje Y)

1. Si $F \leq F_{obj}$, entonces la pesquería está en condición sin sobrepesca.
2. Si $F \geq F_{obj}$, entonces la pesquería está en condición de sobrepesca.

donde F es la mortalidad por pesca del stock de sardina austral y F_{obj} es la mortalidad por pesca objetivo, esto es la que genera el rendimiento máximo sostenido.

Estrategia de manejo actual

1. Si $B_D \geq B_{Dobj} * 0.9$, aplica F_{obj}.
2. Si $B_{LIM} \leq B_D \leq B_{Dobj} * 0.9$, aplica F_{obj}.
3. Si $B_D \leq B_{LIM}$, aplica F_{obj}.

Esta estrategia es poco precautoria ya que aplica el valor de F_{obj} en toda circunstancia, lo que equivale a aplicar la mortalidad por pesca máxima incluso en situación de colapso. Desde el punto de vista precautorio, es necesario disminuir la mortalidad por pesca cuando la biomasa desovante se reduce por pesca o condiciones ambientales.

Estrategia de manejo propuesta

1. Si $B_D \geq B_{Dobj} * 0.9$, aplica F_{obj}.
2. Si $B_{LIM} \leq B_D \leq B_{Dobj} * 0.9$, se aplica un múltiplo de F_{obj} de modo de salir de la sobrexplotación en el menor tiempo posible (e.g., máximo 3 años).
3. Si $B_D \leq B_{LIM}$, se aplica un múltiplo de F_{obj} de modo de salir del colapso en el menor tiempo posible (e.g., máximo 2 años).
4. Si $B_D \leq B_{Corte}$, se cierra la actividad comercial y sólo se permite la extracción para fines de seguimiento de la pesquería y del objetivo de recuperación.

donde B_{Corte} es una fracción de la biomasa desovante (e.g., 10% de la biomasa desovante objetivo) y corresponde al valor más bajo de biomasa estimada bajo la que se permite la explotación dirigida.

La Figura 43 presenta tipos de estrategias que pueden cumplir con el objetivo de manejo.

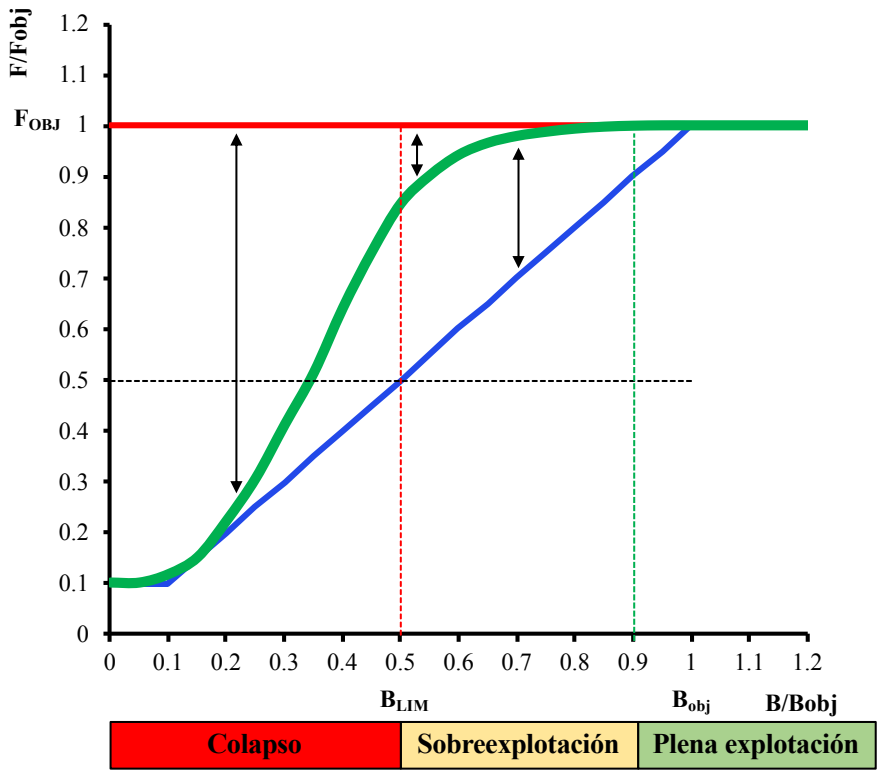


Figura 43. Tres tipos de estrategias de manejo para cumplir el objetivo de manejo: a) Mortalidad por pesca constante=$F_{objetivo}$ (línea roja); b) Mortalidad por pesca en rampa (línea azul); y c) Mortalidad por pesca en logística (línea verde).

Como ya se mencionó, la estrategia actual (línea roja en Fig. 43) no es precautoria. Entonces, es necesario considerar otras estrategias que cumplan con el enfoque precautorio exigido en la LGPyA. Una de ellas es la denominada "rampa" (línea azul en Fig. 43), la que siendo precautoria tiene la desventaja de disminuir fuertemente la mortalidad por pesca en la zona de sobreexplotación y no tan fuertemente en la zona de colapso. Otra alternativa es la mortalidad por pesca no lineal o logística (línea verde en Fig. 43), que genera disminución creciente pero moderada de la mortalidad por pesca mientras la pesquería está en condición de sobrepesca y luego una disminución fuerte en la mortalidad por pesca cuando la pesquería está en condición de colapso.

4.3. Objetivo Específico 3

Identificar y priorizar brechas de información y conocimiento requeridos de ser superadas, y los costos de su superación, para la implementación del marco de referencia definido en el objetivo específico 2.

4.3.1. Identificación de brechas

Una primera aproximación a la identificación de brechas para la implementación del Enfoque Ecosistémico en Pesca (EEP) se basa en la definición de éste de acuerdo con Defeo (2015):

> *El EEP es una aproximación de manejo que busca equilibrar diversos objetivos de la sociedad, teniendo en cuenta el conocimiento y las incertidumbres sobre los componentes abióticos, bióticos y humanos de los ecosistemas y sus interacciones, aplicando un enfoque integrado dentro de límites ecológicos razonables y coherentes.*

De acuerdo con lo anterior podemos establecer que para la implementación del enfoque ecosistémico en pesquerías se debe considerar un enfoque de manejo sustentado en información biológica, ecológica, económica, social, y de gobernanza que en conjunto contribuyan al logro del bienestar humano y a asegurar la sustentabilidad del recurso y la conservación del ecosistema que habita. Luego, los ámbitos que se deben equilibrar son: (1) biológico-ecológico, (2) económico, (3) social y (4) administrativo (gobernanza). A continuación, se presenta una revisión de brechas en cada uno de los ámbitos identificada por el equipo de trabajo de este proyecto y discutida con expertos nacionales e internacionales el en Taller 1 realizado en Valparaíso (**Anexo 2**).

4.3.1.1. Ámbito biológico-ecológico

Dos son los principales elementos en este ámbito (1) la conservación del sistema ecológico, y (2) la protección del(los) recurso(s) biológico(s) (Tabla 27). La mayoría de las definiciones sobre manejo ecosistémico incluye el principio de mantener el funcionamiento y estructura del sistema

biológico (García *et al*., 2003; CBD, 2004; Defeo, 2015). La meta del enfoque ecosistémico para pesquerías (EEP) es mantener saludable todo el sistema ecológico, considerando especialmente su estructura y funcionamiento (Defeo, 2015).

Un elemento fundamental del EEP es considerar al recurso como un bien escaso (Garcia *et al*., 2003). Luego, para el manejo basado en el EEP es relevante implementar estrategias de manejo que aseguren la sustentabilidad del recurso en función de tasas de mortalidad sustentables, esto es, en consideración a límites de referencia objetivos, ya sea que se construyan en un contexto monoespecífico (Legović *et al*., 2009; Gibbs, 2010; Gibss & Thébaud, 2012) o multiespecífico (Walters *et al*., 2005). El punto de referencia objetivo se entiende como un valor estimado en base a un procedimiento científico que corresponde a un escenario considerado como deseable (Defeo, 2015).

4.3.1.2. Ámbito económico

El EEP considera como un criterio fundamental en el manejo los beneficios económicos potenciales derivados de la administración de los recursos (Tabla 28), lo que involucra promover condiciones para reducir las distorsiones del mercado en la distribución de los beneficios de los recursos pesqueros, mejorando los procesos de comercialización y generando valor agregado en los productos (FAO, 2015). El EEP también considera evaluar la viabilidad económica de las medidas de manejo, evitando escenarios de sobreexplotación (García *et al*., 2003; Defeo, 2015).

Los ecosistemas están insertos en un contexto económico debido a que albergan más de una actividad económica, distintas de la pesca, y las medidas de manejo deberían apuntar a reducir las distorsiones del mercado que afectan sostenibilidad de la diversidad biológica (Kim & Zhang, 2011; Graffon *et al*., 2012).

Tabla 27. Estado del conocimiento (brechas) sobre aspectos biológico-ecológicos necesarios de superar para la implementación del EEP.

Ámbito Biológico-ecológico	Estado del conocimiento (brecha)	Observación
1.- Protección del recurso	a) Estado de situación de la población (estimaciones de biomasa total y desovante de la principal especie del ecosistema)	Se realizan evaluaciones de stock anuales. La última evaluación sitúa el nivel de biomasa desovante de sardina austral en torno al 60%BD_0 (Leal & Zúñiga, 2017). La biomasa desovante se ha mantenido en torno a 60% BD_0 durante los últimos 6 años. Leal & Zúñiga (2017) indican que en el marco del proceso de evaluación de stock de la sardina austral se estimaron los valores de F que generan niveles de reducción de la biomasa desovante virginal al 75% (lo que es igual a 80%BDPR).
	b) Las remociones (capturas) son conocidas.	No, sólo se tiene conocimiento de los desembarques, los que a su vez se consideran subdeclarados. Existe información oficial sobre el nivel de extracción de la especie, sobre la base de los desembarques registrados o declarados, pero hay alta incertidumbre respecto del real nivel de remoción del stock. La captura que se destina a carnada en la pesquería de reineta (*Brama australis*) no es reportada.
	c) Se ha definido puntos de referencia objetivos o límites para el manejo de la pesquería.	La Ley General de Pesca y Acuicultura (LGPA) consigna al Rendimiento Máximo Sostenido (RMS) como objetivo de manejo. La estimación del RMS se ajusta a variables biológicas. En la pesquería de sardina austral de la X Región, se utiliza el F = 60%BDR (0.29 $año^{-1}$) como un proxy del MRS, y sobre cuya base se realiza la recomendación de la Captura Biológicamente Aceptable (CBA) y las proyecciones del stock. El manejo se efectúa con un PBR objetivo -en términos de biomasa- de 55% BD_0 y con un PBR límite de 27.5%BD_0
	d) Existe estrategia de captura de mediano o largo plazo	Hasta la fecha no hay plan de manejo para la pesquería de sardina austral de la X Región y consecuentemente no está formalizada una estrategia de captura o de manejo.

Ámbito Biológico-ecológico		Estado del conocimiento (brecha)	Observación
			No se ha establecido explícitamente los objetivos específicos de la pesquería, ni una estrategia general que detalle cómo se van a lograr los objetivos. Existe un monitoreo científico (seguimiento) regular de la pesquería a través del cual hay recopilación continua de datos e información, que permite conocer el comportamiento de la flota y evaluar la efectividad de algunos elementos de la estrategia. Algunos de los elementos de la estrategia (por ejemplo, modelo de evaluación de stock, programa de seguimiento) son revisados periódicamente y mejorados de ser necesario.
	e)	Información y seguimiento (composición de tallas, aspectos reproductivos)	Existe suficiente información sobre la composición por talla, edad y sexo de la población de sardina austral de la X Región y hay series temporales de estructura de tamaño/edad, que comprenden más de 10 años. Existe información sobre fecundidad, madurez sexual de los individuos, crecimiento y mortalidad natural. Se conoce suficientemente bien la composición de la flota artesanal que actualmente opera sobre el recurso, en cuanto a su número, tamaño de las embarcaciones, tipo de arte, patrón de operación y capacidad extractiva.
	f)	Evaluación del estado de la población	La evaluación del stock de la X Región se efectúa regularmente mediante un modelo estadístico a la talla La evaluación se apoya en información biológica de la especie (por ejemplo, parámetros de crecimiento, función de madurez, mortalidad natural) en datos provenientes de la pesquería co-mo la composición de tallas y edades en las capturas, ín-dices de abundancia relativa (CPUE) y datos de desembarque, y en evaluaciones hidroacústicas periódicas que proveen índices de abundancia independientes de la pesquería (índice acústico).
2.- Conservación del sistema ecológico	a)	Nivel o posición en la trama trófica de las principales especies	La sardina austral es una especie pelágica de tamaño pequeño, planctófaga, con un nivel trófico de 2.7 aproximadamente. La sardina austral es considerada una especie de nivel trófico bajo (NTB) las que por lo general son claves en el ecosistema.

Ámbito Biológico-ecológico	Estado del conocimiento (brecha)	Observación
		Sardina austral comparte aproximadamente el nivel trófico con sardina común y anchoveta, las que son mucho menos abundantes.
	b) Las interacciones tróficas son parcial o completamente conocidas	Una gran proporción de las conexiones tróficas en el ecosistema de la X-XI Región de Chile, involucran a la sardina austral, por lo que sus predadores dependen significativamente de este stock (Neira et al., 2014); No se ha evaluado adecuadamente la interacción y la (alta) mortalidad ocasionada por la predación del lobo marino común.
	c) Existe información de unidades poblacionales y migraciones	Existe conocimiento incompleto sobre la estructura del stock (¿una o más unidades?) No existe comprensión (o ésta es muy baja) de los patrones de migración y localización de las zonas de desove y crianza de sardina austral.
	d) Caracterización del hábitat	La información sobre aspectos ambientales es muy reducida o faltante. No existe información acerca de los efectos del ambiente sobre el stock.
	e) Uso del espacio de las principales especies del ecosistema	Hay poca información acerca de patrones de distribución del recurso objetivo y/o sobreposición espacial con especies predadoras. Existen avances importantes en la evaluación de interacciones entre especies a través de los proyectos de descarte. Sin embargo, estos todavía se encuentran en desarrollo.
	f) Existen interacciones tecnológicas claramente identificadas	No hay información sobre interacciones tecnológicas entre pesquerías y flotas en el área No hay información sobre fauna acompañante de sardina austral cuando los lances son dirigidos a esta especie. Dado que no se tiene información sobre fauna acompañante, tampoco una estrategia para reducir capturas incidentales para minimizar la mortalidad de las capturas no deseadas. En la pesquería de sardina austral se desconoce si existe interacción entre el arte de pesca y el fondo, por lo tanto, no

Ámbito Biológico-ecológico	Estado del conocimiento (brecha)	Observación
		existe evaluación de los posibles impactos de dichos artes. Se desconoce la interacción entre la acuicultura y las pesquerías que se desarrollan en el Mar Interior de la Región de Los Lagos.
3.- Asesoría científica	a) Comités científicos de carácter ecosistémico	Los Comités Científicos deben pasar del enfoque monoespecífico al enfoque ecosistémico, abordando todos los recursos del ecosistema involucrado. Lo anterior incrementaría la participación de científicos calificados y aportaría las distintas visiones que el EEP promueve.

Tabla 28. Estado del conocimiento (brechas) sobre aspectos económicos y comercialización necesarios de superar para la implementación del EEP.

Ámbito Económico	Estado del conocimiento (brecha)	Observación
1.- Beneficios económicos y comercialización	a) Los planes de manejo incluyen componentes económicos y sociales.	La LGPA contempla algunas herramientas para incentivar la comercialización, por ejemplo, las Licencias Transables de Pesca (LTP) que permiten a la industria hacer negocios de largo plazo (por ejemplo con la Banca) Los elementos señalados están menos desarrollados en el sector artesanal. Se permite el traspaso de cuotas, pero no es una actividad que sea frecuente.
	b) Malas prácticas y obstáculos a la aplicación de medidas de control.	La pesca ilegal, no declarada o subreportada no solo tiene efectos sobre el ecosistema dado que se remueve más de lo que las medidas de manejo recomiendan, sino que se pierde valor de los productos debido a que se comercializan a menor precio. El bajo cumplimiento y los obstáculos a la aplicación de normas de extracción favorece el comercio ilegal y la precarización de los precios.

4.3.1.3. Ámbito social

La aplicación del EEP considera también las dimensiones sociales en el manejo sustentable de los recursos. En este sentido, el manejo debe proponder a la equidad y el respecto de los derechos humanos (Gelcich *et al*., 2009; Tabla 29). Esto con una visión valórica y ética para la justicia social y ambiental en las decisiones de manejo. Se vincula con el respeto de los derechos humanos y la dignidad y respeto por las culturas en las cuales el manejo pesquero se desarrolla (deReynier *et al*., 2010). También hay un llamado a considerar las relaciones de igualdad de género (FAO, 2015).

4.3.1.4. Ámbito administrativo (Gobernanza)

En los ecosistemas, los compontes sociales, ecológicos, económicos y biológicos interactúan en diferentes escalas espaciales y temporales, con diversos grados de intensidad. El EEP reconoce que el manejo de los recursos presenta múltiples variaciones espaciales y temporales (Prellezo *et al*., 2015), por lo que las decisiones de la administración de una pesquería deben realizarse a la escala relevante (considerando las diferencias espaciales y temporales). Lo anterior se relaciona con la flexibilidad para definir áreas de manejo acorde a los requerimientos de cada especie y ecosistema (Douvere, 2008; Tabla 30).

La administración de la pesquería conlleva decisiones sociales que involucran a diversas organizaciones y grupos (FAO, 1995). En el contexto del manejo basado en el EEP, el establecimiento de un modelo de gobernanza participativo es fundamental (Defeo, 2015). Por gobernanza se entiende las estructuras, procesos e interacciones entre lo público y lo privado para la administración de los recursos pesqueros, lo que incluye el conjunto de organizaciones, reglas, normas, decretos y formas informales de interacción que constituyen la relaciones entre lo público y lo privado (Gray y Hatchard, 2008).

La gobernanza participativa requiere considerar un manejo descentralizado de los recursos, permitiendo que los actores involucrados en cada pesquería puedan participan en los procesos de toma de decisiones. También involucra establecer prácticas de rendición de cuentas

("acountability") y transparencia en las decisiones de administración. La transparencia, a su vez, involucra definir con claridad y difundir ampliamente las leyes, políticas y programas de administración pesquera. La rendición de cuentas o "accountability" es una responsabilidad fundamental de los tomadores de decisiones en modelos de gobernanza participativos (FAO, 2015).

El EEP requiere un marco regulatorio adecuado que permita administrativamente su implementación. Dicho marco regulatorio debe consignar la fuente de los recursos económicos que estarán a disposición del Administrador a quien le corresponde la capacidad institucional de propiciar la implementación del EEP.

La capacidad institucional se refiere a la disponibilidad de recursos, gestión del conocimiento, procedimientos administrativos, instancias permanentes de acompañamiento, coordinación inter-institucional y capacitación para profesionales y equipos técnicos a disposición del objetivo de implementación del EEP (Gilliland & Laffoley, 2008). Un aspecto relevante de la capacidad institucional se relaciona con la disponibilidad de recursos económicos permanentes para la implementación del EEP (Defeo, 2015). Los procesos de participación son costosos (FAO, 2003b)

Los modelos de gobernanza participativos requieren desarrollar sistemas de aprendizaje y manejo adaptativos lo cual se vincula directamente con el proceso de interacción grupal (Fulton, 2010). Luego, en la elaboración de los planes de manejo que consideren el EEP se debe considerar las instancias de capacitación para actores que participan de la administración como los beneficiarios (stakeholders). La aplicación del EEP involucra la generación de condiciones de aprendizaje colectivo en aquellos espacios de toma de decisiones para la administración pesquera (Mikalsena y Jentoft, 2008).

Tabla 29. Estado del conocimiento (brechas) sobre aspectos sociales necesarios de superar para la implementación del EEP.

Ámbito Social	Estado del conocimiento (brecha)	Observación
1.- Sustentabilidad	a) Existen medidas sociales y económicas para mitigar los impactos de las medidas de administración.	Actualmente, la LGPA considera el aseguramiento de la sustentabilidad sólo desde el punto de vista biológico. No hay medidas para compensar los impactos de las medidas de regulación pesquera. La LGPA no entrega definiciones, indicaciones o herramientas para abordar eementos sociales en la administración de las pesquerías (FAO, 2016)
	b) Los planes de manejo incluyen componentes económicos y sociales.	La formulación de los planes de manejo debe considerar aspectos sociales y económicos. Sin embargo, en el caso de la pesquería de sardina austral todavía no existe un plan de manejo formalizado. No hay directrices o guías para abordar objetivos sociales y económicos en los planes de manejo.
2.- Integración del conocimiento tradicional	a) Comités científicos	En los Comités Científicos no existen procedimientos ni mecanismos para integrar de un modo plausible la información generada por el conocimiento tradicional. La información generada por el conocimiento tradicional no permite sustentar medidas en los Comités Científicos. Existe una brecha metodológica sobre como cuantificar, ponderar y utilizar estimaciones derivadas del conocimiento tradicional en el manejo de pesquerías cuando la información científica es insuficiente.

Tabla 30. Estado del conocimiento (brechas) sobre aspectos administrativos (gobernanza) necesarios de superar para la implementación del EEP.

Ámbito Gobernanza	Estado del conocimiento (brecha)	Observación
1.- Gobernanza participativa	a) Todos los stakeholders participan de las medidas de administración de las principales pesquerías.	La participación de los actores está asegurada a través de los Comités de Manejo. Los Comités de Manejo representa el espacio donde convergen los múltiples intereses de los actores participantes. La participación de los expertos y mundo científico se asegura a través de los Comités Científicos Técnicos. Los Comités de Manejo son espacios consultivos y asesores de la Subsecretaría de Pesca para la toma de decisiones. Sin embargo, los Comités de Manejo no son vinculantes en sus decisiones.
	b) Existe(n) un Comité(s) de Manejo para la(s) principal(es) pesquería(s).	Existe un Comité de Manejo para la pesquería de sardina austral. Sin emabargo, éste no ha finalizado la elaboración del Plan de Manejo. La representatividad de todos los usuarios no está garantizada en el Comité de Manejo. Los mecanismos de resolución de conflictos no están claramente definidos.
2.- Capacidad institucional	a) Competencias individuales	Algunos funcionarios de instituciones públicas carecen de competencias individuales en relación con manejo de grupos para la resolución de conflictos. El desarrollo de competencias se ha logrado por iniciativa individual y no como parte de una política institucional. Los funcionarios a cargo de la implementación del EEP no necesariamente tienen todas las competencias requeridas. Luego, se requerie de equipos de trabajo con diversidad de competencias.
	b) Soporte institucional	La capacidad (número de profesionales) se considera insuficiente para satisfacer la creciente demanda de acciones que require la implementación del EEP.

				Se requiere que los profesionales implicados en la implementación del EEP unifiquen criterior básicos y estrategias para una aproximación común respecto del EEP. La existencia de condiciones y cargas laborales apropiadas y el soporte institucional adecuado es fundamental para el apoyo a funcionarios y profesionales que trabajarán en la implementación del EEP. Funcionarios y profesionales a cargo de la administración de las pesquerías se encuentran al límite de sus capacidades, no habiendo mayor capacidad para seguir incorporando nuevos Comités de Manejo al sistema. Deben existir líneas de financiamiento aseguardas (y flexibles) para el funcionamiento de Comites de Manejo. La flexibilidad se refiere a sitaciones de contingencia.
		c)	Colaboración y coordinación entre instituciones relacionadas a la administración de los recursos.	No existe suficiente interacción y coordinación entre los Comités Científicos y Comités de Manejo para tratar materias de interés común. Se requiere de una comunicación más fluida y oportuna entre la SSPA y el Servicio Nacional de Pesca. La administración de las pesquerías también requiere realizar coordinaciones con instituciones no directamente relacionados con la pesca, como por ejemplo CONADI (Ley Lafkenche), Ministerio de Educación, Ministerio de Desarrollo Social, entre otros.
3)	Descentralización	a)	Las medidas de administración se deben tomar en consideración a escalas espaciales y temporales apropiadas	En la implementación del EEP deben participar funcionarios de la administración con el respaldo institucional para gestio-nar medidas de manejo en base a información local. El plan de manejo debe considerar la opción de que se transfieran decisiones de administración a las Direecciones Regionales favoreciéndose la flexibilización de los tiempos de tramitación de las medidas de administración.
4)	Marco regulatorio y manejo adaptativo	a)	Planes de manejo, revisión y actualización	Los planes de Manejo, instrumentos de planificación pesquera construidos por los Comités de Manejo, deben ser revisados periódicamente para su evaluación y reformulación. Lo anterior

	favorece el aprendizaje institucional en el marco de esta instancia de toma de decisiones.
b) Monitoreo y control	No existe un monitoreo adecuado del ecosistema y sus pesquerías, lo que conlleva a una deficiente evaluación de los impactos de las medidas de manejo. Cuando hay resultados no se puede asegurar si fue por la medida de manejo aplicada o por algún otro factor (Libralato *et al*., 2008).
c) Ley General de Pesca y Acuicultura	La propia Ley tiene elementos que dificultan la implementación del EEP: - No entrega definiciones y herramientas para abordar los elementos sociales y económicos - No asigna mayores recursos para implementar los planes de manejo generados por los Comités de Manejo. - Si bien incorpora el EEP como un principio, las herramientas y medidas de administración son mono-específicas - La definición de enfoque ecosistemico se limita a la interacción entre especies, dejando de lado la dimensión social, económica y de buena gobernanza.

Grupos focales

A continuación, se presenta el resultado resumen de la planilla final con la jerarquización de brechas, indicando la mediana de los puntajes obtenidos, según cada dimensión y subcomponente.

COMPONENTE O SUBSISTEMA	
BIOLÓGIO-ECOLÓGICO	
1.- Protección del recurso	**MEDIANA**
Existe incertidumbre sobre el estado de situación de la población (estimaciones de biomasa total y desovante de la sardina austral.	**20**
Las remociones (capturas) de sardina austral no son conocidas (subestimación de F).	**16**
Se han definido puntos de referencia objetivos o límites para el manejo de la pesquería, pero no incluyen consideraciones ecosistemicas	**20**
Existe estrategia de captura de mediano y largo plazo, pero no con un Plan de Manejo	**18**
Existe incertidumbre en la Información y seguimiento de aspectos clave del stock (composición de tallas, aspectos reproductivos, etc.)	**20**

Del resumen, se puede concluir, que en el Subsistema Biológico-Ecológico, en relación con la dimensión Protección del recurso, todas las brechas son de alta importancia y urgencia de resolución. Sin embargo, en opinión de los especialistas, son dos los aspectos claves a resolver en el corto plazo: la incertidumbre sobre el estado de situación de la población (estimaciones de biomasa total y desovante de la sardina austral) y la incertidumbre en la información y seguimiento de aspectos clave del stock (composición de tallas, aspectos reproductivos, etc.).

BIOLÓGICO-ECOLÓGICO	
2.- Conservación del sistema ecológico	**MEDIANA**
Falta de conocimiento del impacto de la remoción de sardina austral (y otras pesquerías de nivel trófico bajo) sobre el ecosistema	**16**
Falta de conocimiento sobre el Nivel o posición en la trama trófica de las principales especies pelágicas (s. austral, s. común, anchoveta)	**7**
Las interacciones tróficas de sardina austral y sus depredadores se conocen parcialmente	**12**
No existe claridad sobre unidades poblacionales y migraciones del stock de sardina y otros stocks grupos del ecosistema	**9**

BIOLÓGICO-ECOLÓGICO	
2.- Conservación del sistema ecológico	**MEDIANA**
Existe información reducida respecto del efecto de cambios ambientales y del hábitat sobre las especies del ecosistema	**16**
No existe claridad sobre el Uso del espacio que realizan las principales especies del ecosistema (e.g. sobreposición presas y predadores)	**16**
No se ha cuantificado la existencia ni grado de interacciones tecnológicas entre pesquerías/flotas y con otras actividades (e.g., salmonicultura y mitilicultura).	**16**

Respecto al subsistema Biológico-Ecológico, en relación con la dimensión Conservación del Sistema Ecológico, para los especialistas hay dos brechas que son de baja importancia y baja urgencia de resolución, estas son: la falta de conocimiento sobre el nivel o posición en la trama trófica de las principales especies pelágicas (sardina austral, sardina común, y anchoveta) y no existe claridad sobre unidades poblacionales y migraciones del stock de sardina y otros stocks grupos del ecosistema. Por otra parte, la brecha que dice relación con las interacciones tróficas de sardina austral y sus depredadores se conocen parcialmente, es de mediana importancia y urgencia de resolver. Se identificó cuatro brechas que son de alta importancia y alta urgencia de resolución; estas son: la falta de conocimiento del impacto de la remoción de sardina austral (y otras pesquerías de nivel trófico bajo) sobre el ecosistema, la existencia de información reducida respecto del efecto de cambios ambientales y del hábitat sobre las especies del ecosistema el que no existe claridad sobre el uso del espacio que realizan las principales especies del ecosistema (e.g. sobreposición presas y predadores) y finalmente, el hecho de que no se ha cuantificado la existencia ni grado de interacciones tecnológicas entre pesquerías/flotas y con otras actividades (e.g., salmonicultura y mitilicultura).

BIOLÓGICO-ECOLÓGICO	
3.- Asesoría científica	**MEDIANA**
Comités científicos son monoespecíficos y no ecosistémicos	**22.5**
El foco de los programas y financiamiento de la investigación es mono específico y no ecosistémico (tramas tróficas, ambiente, hábitat)	**16**

En la dimensión Biológica-Ecológica, en relación con la subdimensión "Asesoría Científica", los especialistas consideraron que la brecha que dice relación con que los Comités científicos son mono-específicos y no ecosistémicos, es de muy alta importancia y urgencia de resolución. Por otra parte, el hecho de que el foco de los programas y financiamiento de la investigación es mono específico y no ecosistémico, para los especialistas es de alta importancia y urgencia de resolución.

COMPONENTE O SUBSISTEMA	
COMPONENTE O SUBSISTEMA ECONÓMICO	
1**.- Beneficios económicos y comercialización**	**MEDIANA**
Los planes de manejo no incluyen componentes económicos y sociales.	**16**
Existen malas prácticas y obstáculos a la aplicación de medidas de control (e.g., pesca ilegal, no declarada, subreportada).	**22.5**
La información económica/productiva de la pesquería es escasa y dispersa.	**16**
Existe escaso financiamiento para investigación en economía pesquera	**20**

En relación con el Subsistema Económico y la Dimensión Beneficios Económicos y comercialización del recurso, de las brechas expuestas, dos fueron de alta importancia y urgencia de resolución, la primera dice relación con la existencia de malas prácticas y obstáculos a la aplicación de medidas de control (e.g., pesca ilegal, no declarada, subreportada) y la segunda es el escaso financiamiento para investigación en economía pesquera.

COMPONENTE O SUBSISTEMA SOCIAL	
1.- Sustentabilidad	**MEDIANA**
No existen medidas sociales y económicas para mitigar los impactos de las medidas de administración.	**16**
LGPA no entrega definiciones, indicaciones o herramientas para abordar elementos sociales y económicos en la administración de las pesquerías.	**16**
No hay directrices o guías para abordar objetivos/indicadores/puntos de referencia sociales y económicos en los planes de manejo.	**16**
Los CCTs no tienen procedimientos ni mecanismos para integrar de un modo plausible la información generada por el conocimiento tradicional.	**10.5**
Existe brecha metodológica sobre cómo cuantificar, ponderar y utilizar conocimiento tradicional en el manejo de pesquerías cuando la información científica es insuficiente.	**16**

COMPONENTE O SUBSISTEMA SOCIAL	
1.- Sustentabilidad	**MEDIANA**
Existe escaso financiamiento para investigación en el subsistema social de la(s) pesquería(s)	**18**

En relación con el análisis del Subsistema Social y el componente de Sustentabilidad, sólo una brecha fue catalogada como de mediana importancia y urgencia de resolución y es la que indica que los CCTs no tienen procedimientos ni mecanismos para integrar de un modo plausible la información generada por el conocimiento tradicional. Todas las demás brechas o problemáticas fueron evaluadas como de alta importancia y urgencia de resolución, obteniendo el mayor puntaje la que indica que existe escaso financiamiento para investigación en el subsistema social de la(s) pesquería(s).

COMPONENTE O SUBSISTEMA GOBERNANZA	MEDIANA
La LGPyA entrega una definición limitada del Enfoque Ecosistémico que no considera a las pesquerías como sistemas socio-ecológicos	**20**
Existen Malas prácticas y obstáculos a la aplicación de medidas de control.	**20**
Existe Comité de Manejo, pero no existe plan de manejo	**20**
Representatividad no está garantizada (No todos los stakeholders participan en el CM y en las medidas de administración de las principales pesquerías)	**16**
Mecanismos de resolución de conflictos no están claramente definidos.	**16**
Capacidad institucional y competencias individuales no son las adecuadas (no hay política institucional; Funcionarios a cargo de la implementación del EE no necesariamente tienen todas las competencias requeridas; Se requiere de equipos de trabajo con diversidad de competencias).	**16**
Capacidad institucional (nº profesionales) insuficiente para satisfacer demanda de acciones que requiere la implementación del EEP (Condiciones y cargas laborales apropiadas y el soporte institucional no son los adecuados, es fundamental para el apoyo a funcionarios y profesionales que trabajarán en la implementación del EEP; Funcionarios y profesionales a cargo de la administración de las pesquerías se encuentran al límite de sus capacidades, no habiendo mayor capacidad para seguir incorporando nuevos Comités de Manejo al sistema.).	**16**

COMPONENTE O SUBSISTEMA GOBERNANZA	MEDIANA
No existen criterios básicos y estrategias para una aproximación común respecto del EEP (profesionales implicados en la implementación EEP deben unificar criterios)	**18**
Financiamiento para el funcionamiento de Comités de Manejo no está asegurado (falta de flexibilidad para enfrentar contingencias)	**16**
No existe interacción y coordinación entre CCT y CM para tratar materias de interés común.	**16**
La comunicación entre la SSPA y el Servicio Nacional de Pesca no es fluida y oportuna.	**16**
Administración no realiza coordinaciones con instituciones no relacionados con la pesca (CONADI - Ley Lafkenche, Ministerio de Educación, Ministerio de Desarrollo Social, etc.)	**16**
En implementación del EEP los funcionarios requieren mayor respaldo institucional para gestionar medidas de manejo en base a información local.	**16**
Plan de Manejo no considera opción que decisiones de manejo se tomen en Direcciones Regionales (flexibilización de los tiempos de tramitación de las medidas de administración)	**16**

Finalmente, del análisis realizado al subcomponente Gobernanza, se puede indicar que todas las brechas o problemáticas fueron catalogadas de alta importancia y urgencia de resolución, siendo tres las que obtuvieron los puntajes más altos, esta fueron: i) el hecho de que la LGPyA entrega una definición limitada del Enfoque Ecosistémico, ii) que no considera a las pesquerías como sistemas socio-ecológicos, y iii) el que existan malas prácticas y obstáculos a la aplicación de medidas de control y que existe Comité de Manejo, pero no existe plan de manejo.

4.4. Objetivo Específico 4

Evaluar multidimensionalmente escenarios alternativos de explotación de sardina austral en un contexto multiespecífico con su consecuente propuesta de curso de acción que se haga cargo del impacto en la componente humana y el sistema productivo.

4.4.1. Modelo de estimación

Los datos utilizados en la evaluación de stock de sardina austral dicen relación con desembarques anuales, captura por unidad de esfuerzo y biomasa evaluada por el método acústico (Tabla 31 y Tabla 32), además de la composición de tallas en las capturas y la evaluación acústica (Fig. 44).

Tabla 31. Resumen de los datos e información de entrada al modelo de evaluación de stock de sardina austral (Fuente: Leal & Zúñiga, 2017).

Datos de entrada	**Periodo**	**Fuente de información**	**Coeficiente de variación/Tamaño de muestra**
Desembarques anuales	enero 2006 diciembre 2016	Estadísticas oficiales de desembarques (Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura).	0.1
CPUE estandarizada	enero 2007 diciembre 2016	Pesca de investigación (2006-2012) y Mo-nitoreo de la pesquería pequeños pelágicos aguas interiores X Región	0.23
Biomasa Acústica Composición de longitudes del crucero	2006, 2008, 2011, 2013-2017	Evaluaciones hidroacústicas de pequeños pelágicos en aguas interiores de la X Región: Proyectos de Evaluación Directa realizados por IFOP (2006, 2014-2017) antes licitados por el Fondo de investigación Pesquera y Acuicultura (FIPA) y realizados por la Universidad Austral (2008) y UdeC (2011, 2013)	0.23/15
Composición de longitudes de la flota	enero 2006 a mayo 2017	Pesca de investigación (2006-2012) y Mo-nitoreo de la pesquería pequeños pelágicos aguas interiores X Región	25
Madurez a la Talla	Constante en el tiempo	Leal *et al*. (2011)	
Parámetros de Crecimiento	Constante en el tiempo	Cerna *et al*. (2007)	

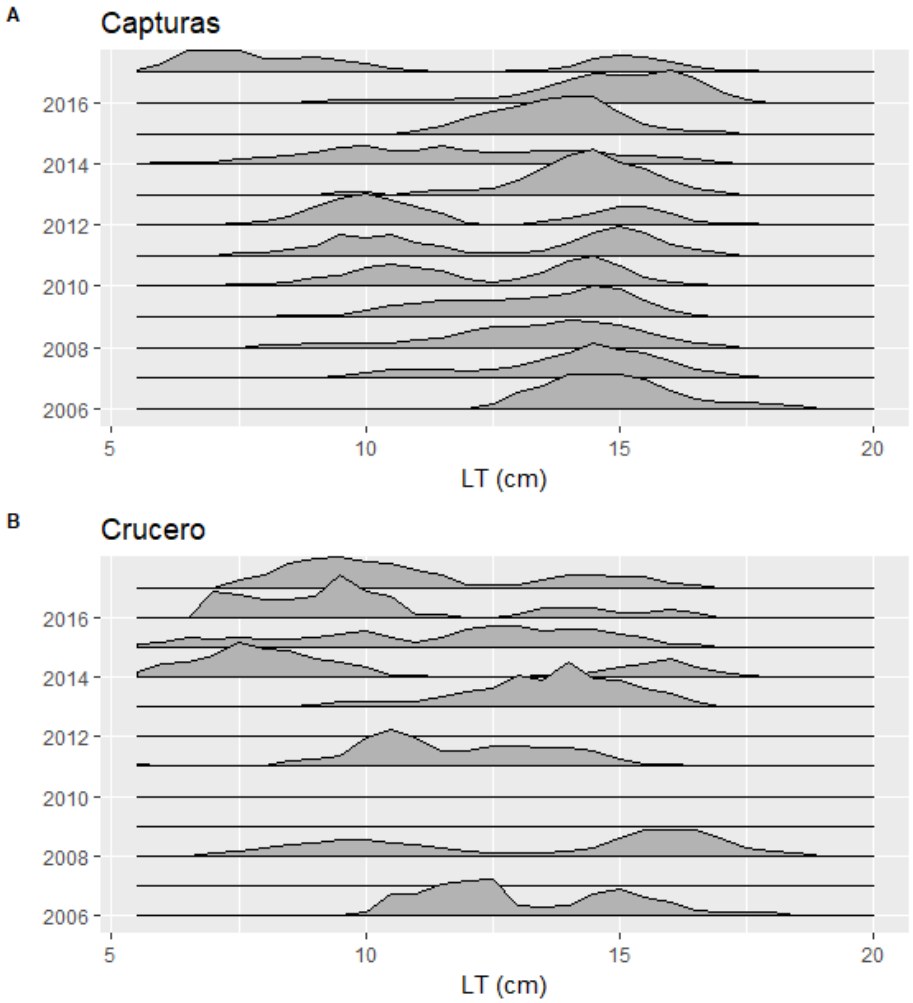


Figura 44. Estructura de tallas en las capturas y en el crucero de evaluación, 2006-2017.

4.4.1.1. Reproducibilidad de la evaluación monoespecífica 2017

Se reprodujo la evaluación de stock de Leal & Zuñiga (2017), con el modelo estructurado por talla considerando el caso base; esto es, selectividad de la flota y del crucero constante, periodo de evaluación de los cruceros fijo. El desembarque, los índices de abundancia y la estructura de tallas fueron ponderados según los coeficientes de variación y tamaño de muestra efectivo de la Tabla 31.

Tabla 32. Desembarque, CPUE y Biomasa acústica de sardina austral en la Unidad de Pesquería de la Región de Los Lagos (Fuente: Leal y Zúñiga, 2017).

Años	Captura (t)	CPUE (t/viaje)	Bcrucero (t)
2006	39.146		194.719
2007	50.506	24	
2008	45.078	22	114.640
2009	49.225	29	
2010	20.123	20	
2011	16.429	17	88.116
2012	19.763	14	
2013	21.888	33	124.729
2014	22.951	32	113.855
2015	23.643	23	60.498
2016	18.495	24	106.245
2017	20.000*		66.882

El ajuste a la composición por tallas de la flota y del crucero se muestra en la Figs. 45 y 46, donde se observa que la bimodalidad en algunos años no queda bien representada por ejemplo en los años 2010 a 2012, y 2017. Algo similar ocurre en los datos de composición de tallas del crucero de evaluación.

Las variables de estado se resumen en la Fig. 47**,** observándose que la biomasa total presentó una persistente reducción desde el año 2006 hasta el año 2011, lo cual coincide con el incremento de la mortalidad por pesca, la reducción de los reclutamientos y la reducción de la biomasa desovante. La mortalidad por pesca luego de aumentar considerablemente desde el inicio de la pesquería muestra una reducción a partir del año 2010, alcanzando valores estables en respuesta a las cuotas establecidas, permitiendo el aumento de la biomasa total. En el año 2017 se aprecia el incremento de los reclutamientos y la disminución de la biomasa desovante (Fig. 47).

En cuanto al índice de reducción del stock desovante, respecto del nivel no explotado, se observó que entre los años 2009 y 2011 el stock se redujo por debajo del límite de sustentabilidad biológica (< 0.2) en respuesta en a la mortalidad por pesca aplicada durante ese periodo. Sin embargo, durante los años 2013 y 2016 mostró un incremento influenciado por el aumento de los reclutas y la baja

en la mortalidad por pesca. No obstante, luego del año 2016 muestra una nueva reducción (Fig. 47D).

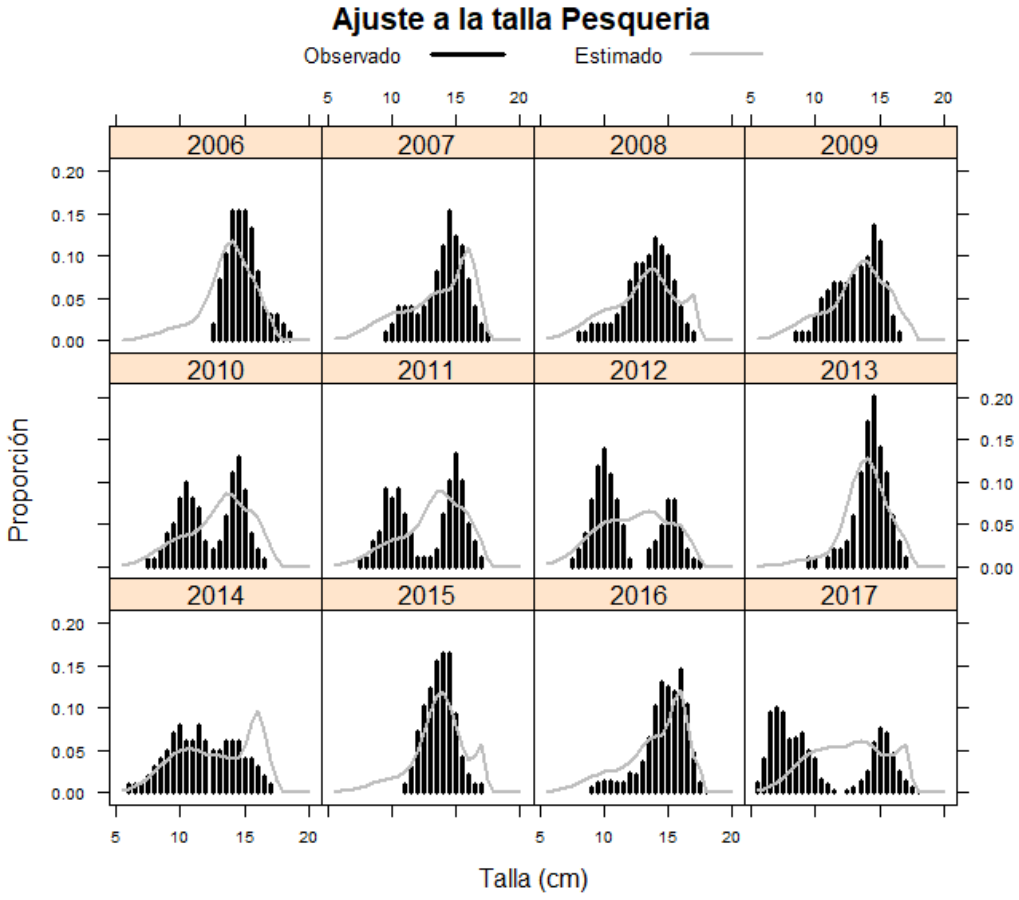


Figura 45. Ajuste de la estructura de longitud de la flota en la pesquería de sardina austral en mar interior de la Región de Los Lagos. Barras (datos observados), líneas (modelo ajustado).

4.4.1.2. Dinámica del reclutamiento

Le evaluación de la dinámica del reclutamiento, indica que en la serie de tiempo no hay cambios sistemáticos en el promedio del reclutamiento (en escala logaritmo), y está fluctuando en torno de una media de $\overline{log\mathrm{R}} = 8{,}834$ (Fig. 48). No obstante, en la serie de tiempo de biomasa desovante se identificó dos niveles, el primero antes en el periodo 2006-2007, y otro nivel en el periodo 2008-2016 (Fig. 48). Estructuralmente, la función de autocorrelación muestra que la serie no presente

correlación serial a pesar de que en el primer rezago de la serie ocurre un coeficiente de correlación negativo cercano al límite de significancia. Los resultados se confirman con la función de autocorrelación parcial (Fig. 49).

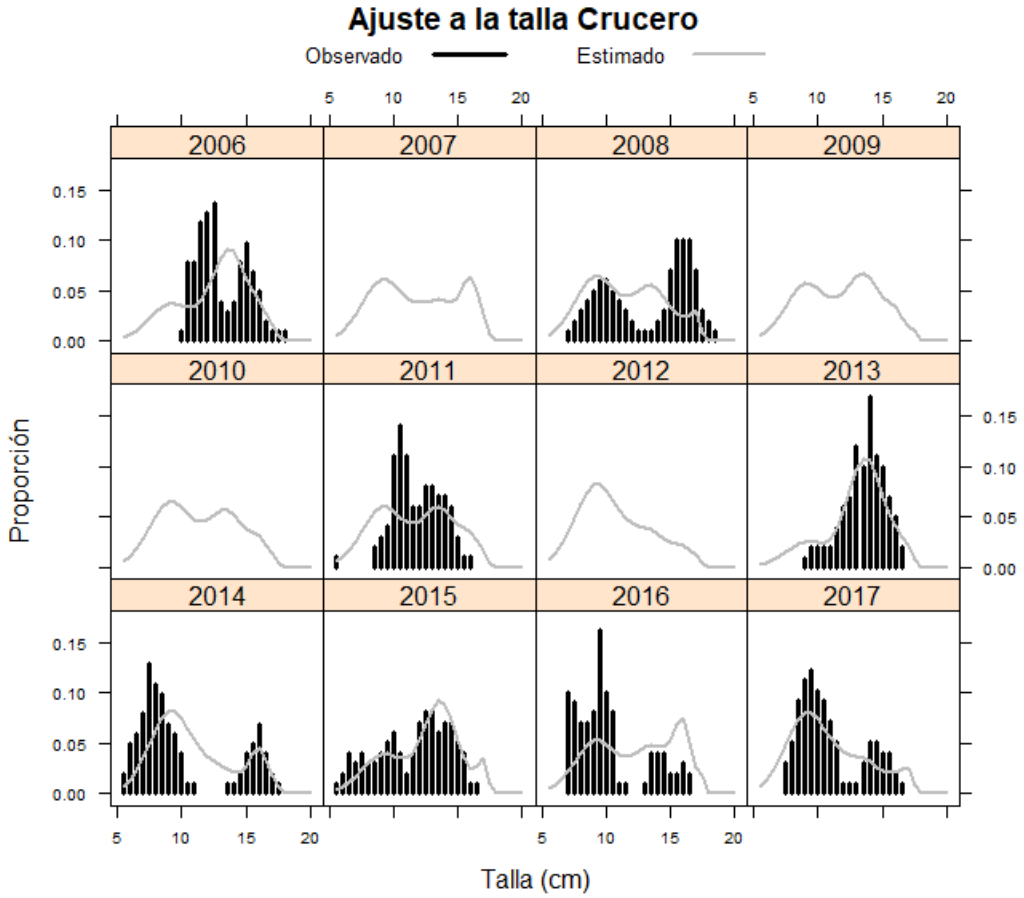


Figura 46. Ajuste de la estructura de longitud de sardina austral en los cruceros de evaluación directa en el mar interior de la Región de Los Lagos. Barras (datos observados), líneas (modelo ajustado).

La función de correlación cruzada por rangos de Spearman entre el logaritmo del reclutamiento y la biomasa desovante muestra que no hay relación entre las series (Fig. 50), lo que demuestra que el cambio de nivel registrado en la biomasa desovante no se debe al reclutamiento. En consecuencia, los resultados apoyan la idea que el modelo operativo no considere correlación serial ni cambios sistemáticos en el nivel promedio del reclutamiento.

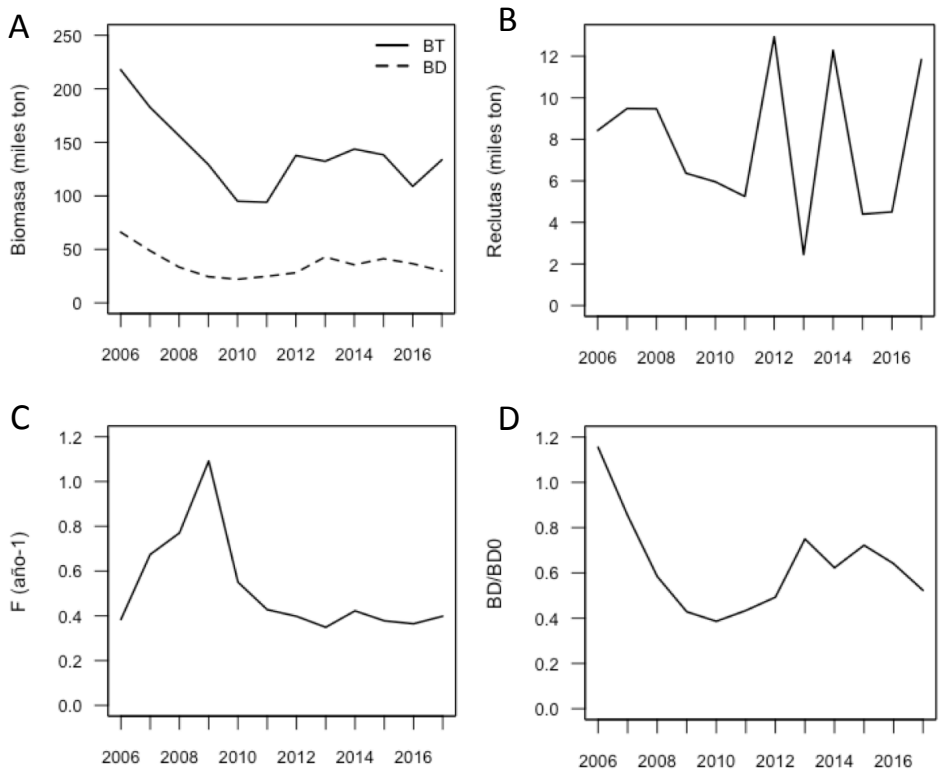


Figura 47. Biomasa total y biomasa desovante (A), reclutamiento (B), mortalidad por pesca (C) y reducción del stock desovante en relación a la biomasa desovante virginal de sardina austral en el periodo 2006-2017.

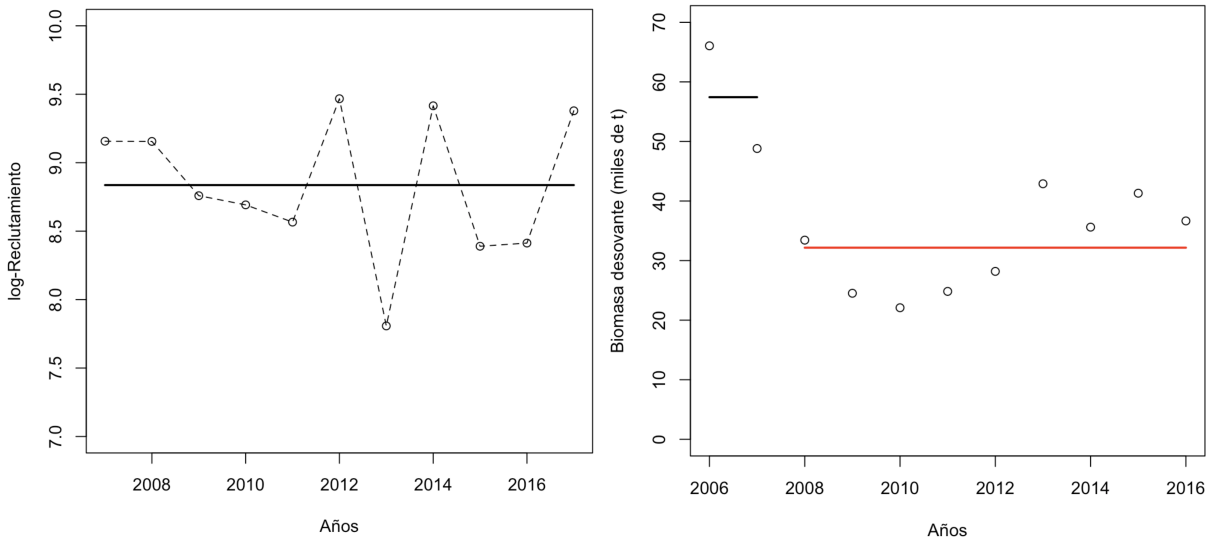


Figura 48. Serie de tiempo del logaritmo del reclutamiento anual de sardina austral (izquierda) y del tamaño del stock desovante (derecha), periodo 2007-2017. Las líneas horizontales indican cambios en el nivel promedio dentro de cada serie de tiempo.

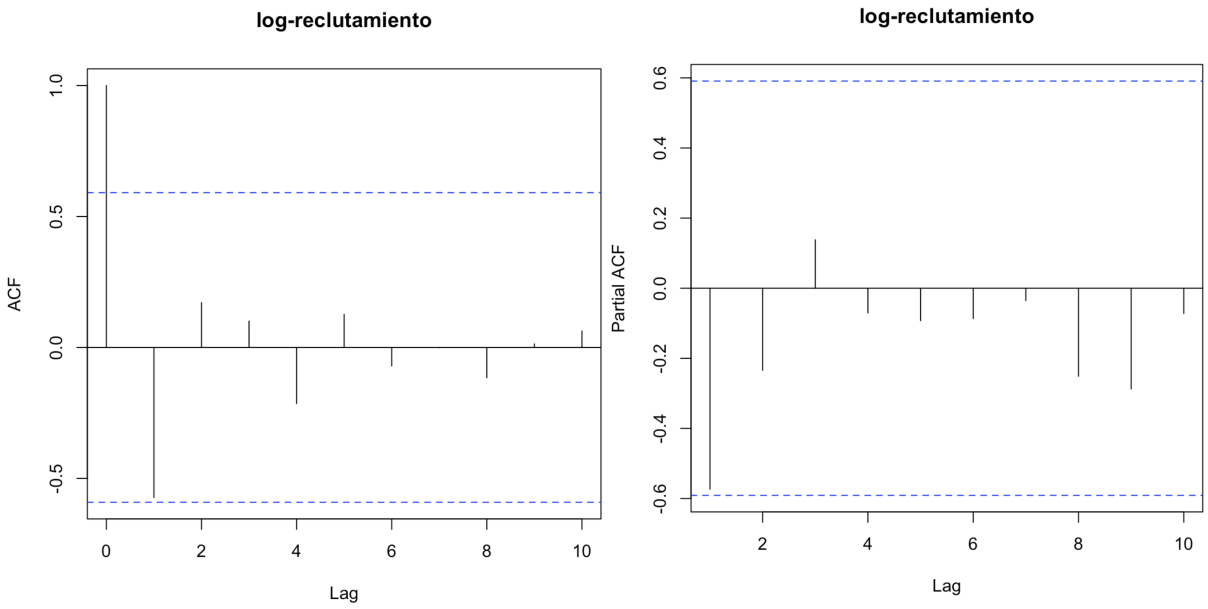


Figura 49. Función de autocorrelación (ACF) y de autocorrelación parcial (PACF) del reclutamiento de sardina austral en escala logaritmo (2007-2017).

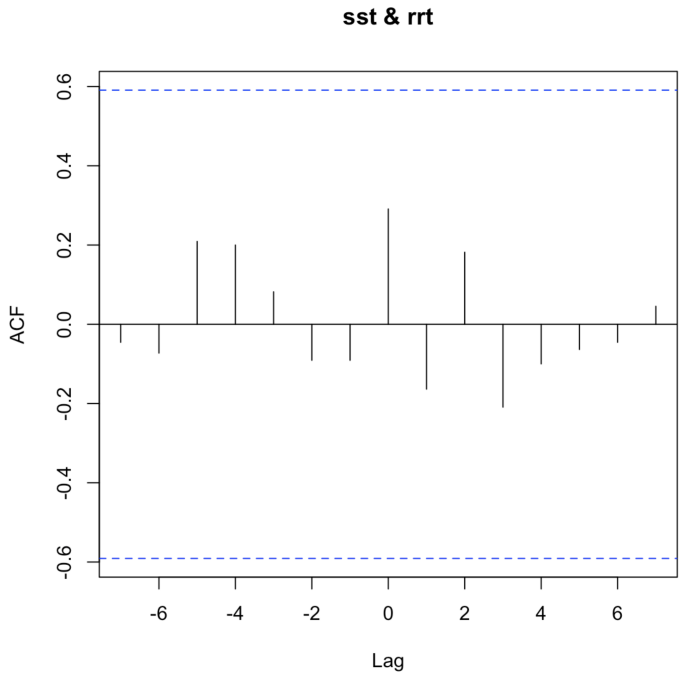


Figura 50. Función de correlación cruzada de rangos de Spearman entre el logaritmo del reclutamiento y la biomasa desovante.

4.4.1.3. Modelo operativo

El modelo operativo condicionado en sus parámetros básicos mostró un buen grado de ajuste a los datos disponibles. El ajuste a los datos de CPUE y biomasa acústica se muestran en la Fig. 51, donde se observa que en ambos casos el ajuste sigue los cambios en los indicadores.

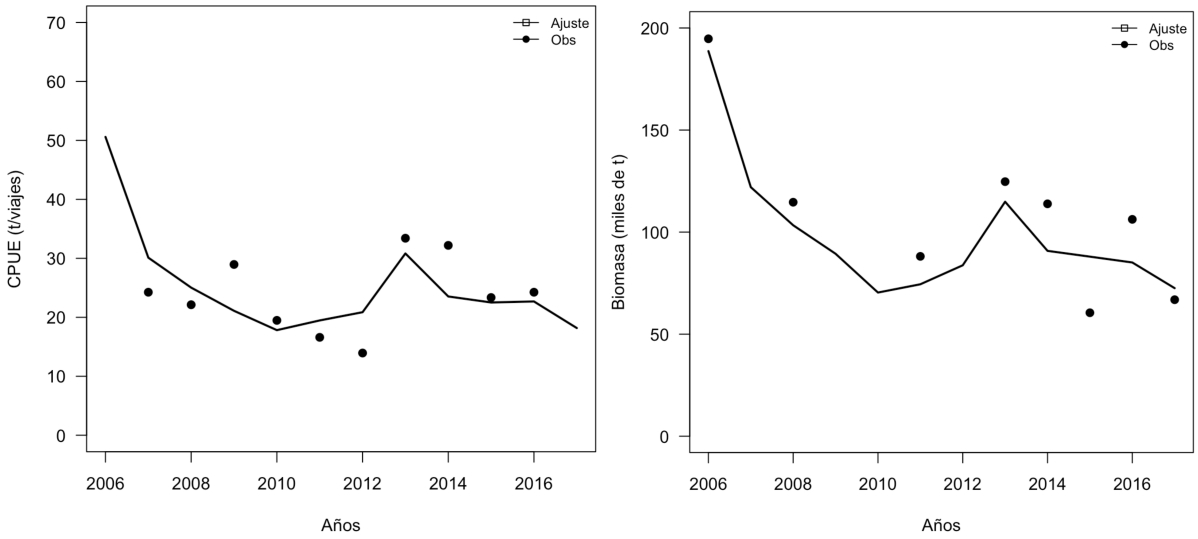


Figura 51. Ajuste del modelo operativo a los cambios de CPUE y biomasa acústica de sardina austral, periodo 2006-2017.

Asimismo, el ajuste a los datos de composición por tallas de la pesquería indica una mejor representación de la bi-modalidad de la estructura de tallas en los años 2010 a 2012, aunque también por efectos de selectividad muestra que en los años en que se registró una estructura unimodal el modelo representa una bi-modalidad (Fig. 52). Desde el punto de vista estructural se requiere ya sea cambios en la selectividad o bien en ajustar cambios en la estructura asociados con claves talla-edad variables.

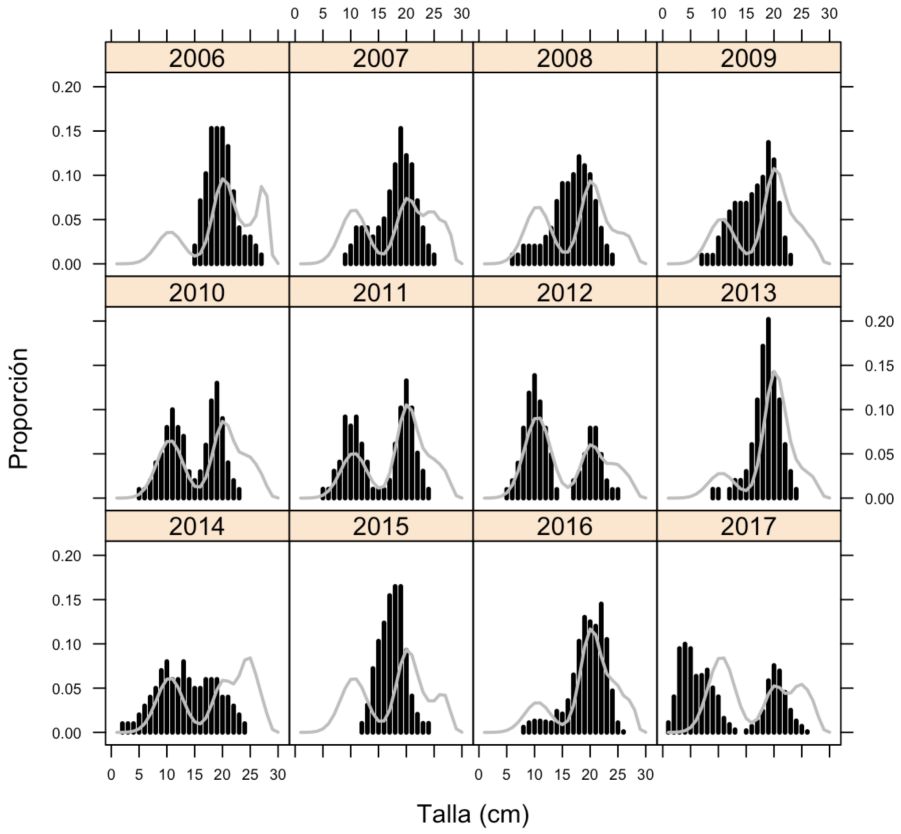


Figura 52. Ajuste del modelo operativo a los cambios de CPUE y biomasa acústica de sardina austral, periodo 2006-2017.

4.4.1.4. Variables de estado modelo operativo

En la biomasa total y biomasa desovante, el modelo operativo (OP) muestra tendencias similares a la del modelo de estimación (Fig. 53), con diferencias en magnitud que podrían estar relacionadas con la selectividad del grupo de edad 1 y con el peso promedio a la edad. En efecto, el peso promedio del OP fue: 5.1, 19.5, 30.8, 37.2 y 40.4 g comparados con el peso medio del estimador transformado a edad: 7.7, 23.9, 35.0, 42.2 y 45.4. No obstante, ambos modelos convergen a una misma situación del recurso. Por otra parte, leves diferencias de cambios entre un año a otro se deben al nivel de reclutamiento que mostró el modelo operativo (Fig. 54). Se destaca que el modelo operativo solamente incluye la estructura de tallas observada como condicionante.

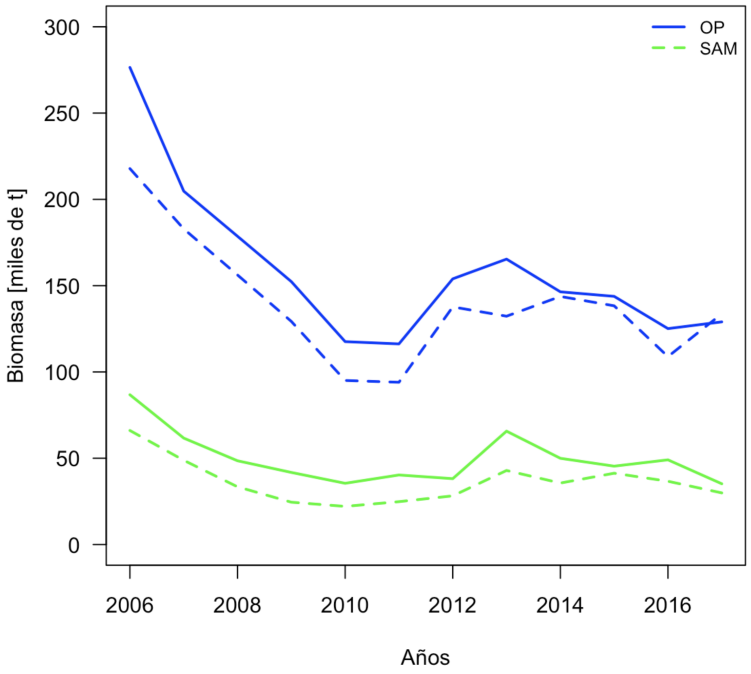


Figura 53. Biomasa total (azul) y biomasa desovante (verde) del Modelo Operativo (OP, línea continua) y el Modelo de Estimación (SAM, línea segmentada).

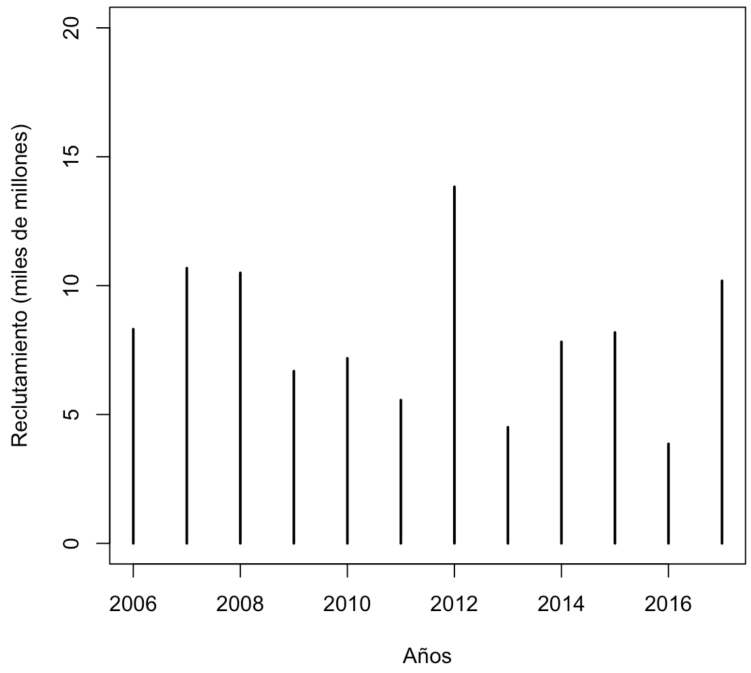


Figura 54. Reclutamiento del modelo operativo de sardina austral, periodo 2006-2017.

La tasa de mortalidad por pesca al principio de la serie fue baja, aumentó desde el 2008 al 2009, para posteriormente disminuir en 2010, y tendiendo a estabilizarse desde el 2011 al 2017 (Fig. 55). Los indicadores de agotamiento se basan en la biomasa desovante, el indicador estático se basa en la estimación de la biomasa desovante no explotada asociada al nivel de reclutamiento promedio, mientras que el indicador de agotamiento dinámico mide la reducción de biomasa desovante en cada año en función de la biomasa desovante no explotada a comienzos de cada año. En una pesquería en equilibrio, ambos indicadores deberían ser consistentes. Al respecto, se observa que el stock se mantiene en torno del objetivo de manejo después 2012. Esta situación se debería a la estabilidad de las capturas y de la mortalidad, como niveles de reclutamiento que se han mantenido para reemplazar las perdidas por captura (Figura 55).

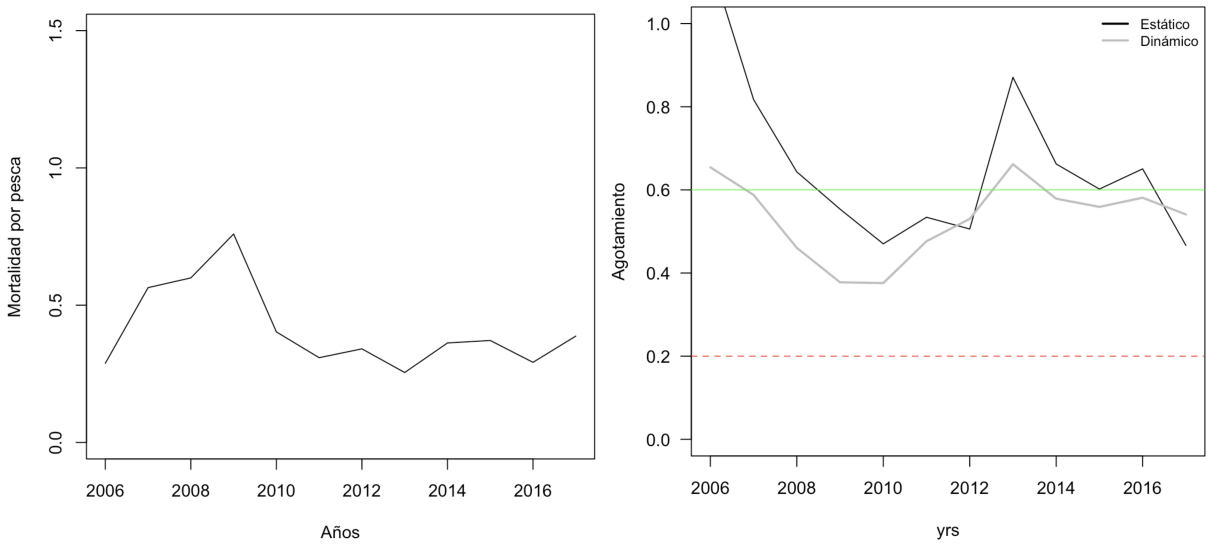


Figura 55. Mortalidad por pesca (izquierda) e indicadores de agotamiento de biomasa (derecha), donde se representa el objetivo de manejo (línea verde) y el punto de referencia límite (línea roja).

Relación stock-recluta

La relación stock-recluta no está condicionando el estado de situación del recurso, ya sea Beverton y Holt (Función objetivo = 244.52 Nº de parámetros=31) o Ricker (Función objetivo = 244.52, Nº de parámetros=31) (Fig. 56). La relación stock-recluta tendrá importancia en las proyecciones para evaluar estrategias de explotación alternativas.

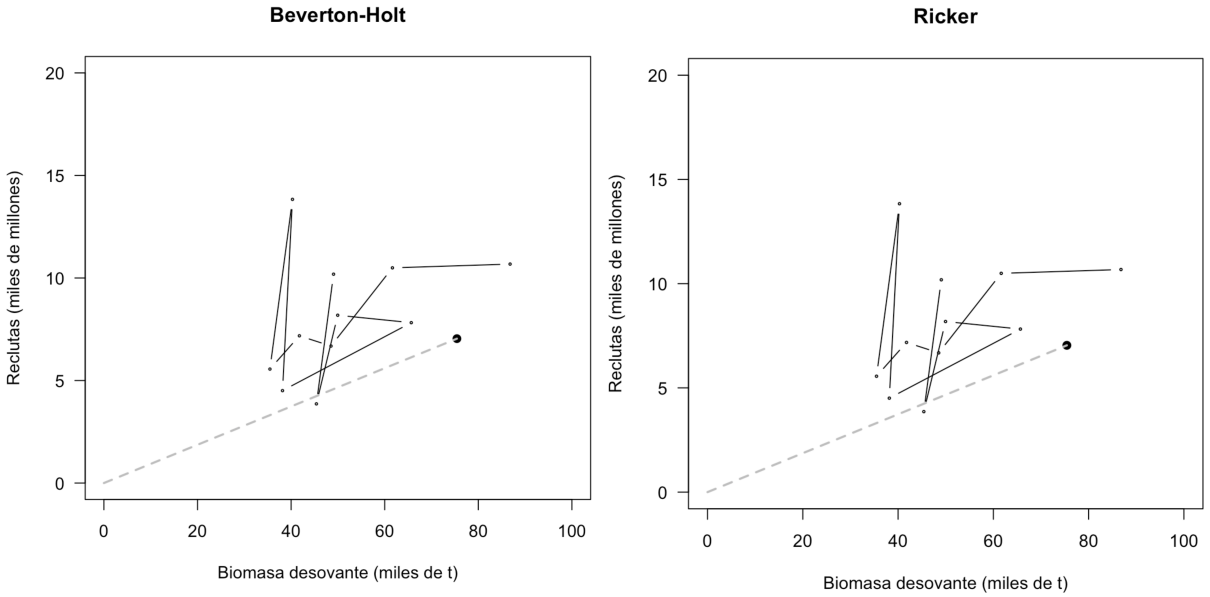


Figura 56. Relación entre el reclutamiento y la biomasa desovante de sardina austral condicionando el modelo operativo con los modelos stock-recluta de Beverton y Holt (izquierda) y de Ricker (derecha). La línea segmentada representa la línea de reemplazo no explotada, y el punto negro indica el nivel de reclutamiento promedio no explotado (R_0) y la biomasa desovante no explotada (S_0).

Curvas de producción

En la Figura 57 se muestran la relación stock-recluta tipo Ricker, las curvas de producción equilibradas en función de la biomasa desovante y mortalidad por pesca, así como la biomasa desovante en función de la mortalidad por pesca. El modelo operativo condicionado a esta dinámica genera captura máxima sostenible cercana a 25 mil toneladas para un nivel de biomasa desovante cercano a 30 mil toneladas y mortalidad por pesca cercana a 0.56 por año.

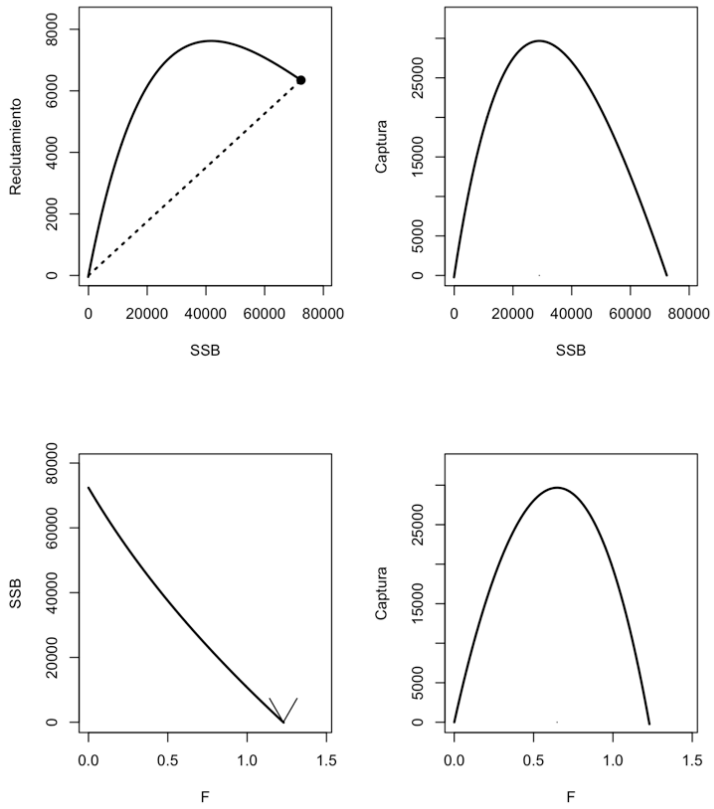


Figura 57. Curvas de producción derivadas a partir de parámetros de historia de vida (peso medio a la edad, madurez y mortalidad natural), selectividad, y steepness transformado la biomasa desovante por recluta y el rendimiento por recluta.

4.4.2. Evaluación de la estrategia de explotación actual

4.4.2.1. Desempeño de la estrategia

Como se observa en la Figura 58, la estrategia de manejo actual F60% con un nivel de riesgo de 20% permite una explotación sustentable del recurso, independiente de si se conoce o no la dinámica productiva (tipo Beverton y Holt o Ricker). El desempeño tampoco se ve afectado significativamente al evaluar la dinámica de reclutamiento auto-correlacionado (Fig. 59).

Lo anteriormente mencionado se corrobora al observar la Figura 60, que muestra una probabilidad de 0% de colapso y sobre 40% de recuperación del recurso, en todos los escenarios mencionados. Para una hipótesis de cambio de régimen en el nivel de reclutamiento, la situación cambia completamente. En efecto al considerar un cambio de régimen desfavorable en el reclutamiento,

ya sea con una dinámica reproductiva Beverton-Holt o Ricker, estos sí afectan la sustentabilidad del recurso (Fig. 61), aumentando su probabilidad de colapso y disminuyendo su probabilidad de recuperación a menos de un 10% entre los años 2020 y 2027 (Fig. 62).

4.4.2.2. Nivel de agotamiento de especies tróficamente dependientes (PREP).

Para el cálculo del PREP se consideró como proporciones de sardina austral en la dieta de los predadores los siguientes valores: merluza austral adulta (15%), congrio (16%), merluza austral juvenil (42%) y merluza de cola juvenil (48%). Estos valores fueron tomados de Neira *et al*. (2015), basados en estudios de composición de la dieta de esos predadores en el mar interior de Chiloé.

Los predadores congrio y merluza austral adulta, que se caracterizan por consumir una fracción inferior al 17% de sardina austral, presentaron una respuesta de declinación menor al 20%, independiente la regla de control y escenario evaluado, acercándose al 20% de declinación solamente en el escenario de cambio de régimen (Figs 63, 64 y 65).

En el caso de los predadores merluza de cola juvenil y merluza austral juvenil que presentarían un mayor consumo de sardina austral (sobre el 40%), superan el nivel limite de agotamiento (20%), en los escenarios con dinámica reproductiva Beverton-Holt (Esc. 1 y 3) (Figura 63A), con una probabilidad promedio de superar el umbral de 60% y 50% para el caso de merluza de cola y de 51% y 41% en merluza austral, entre los años 2018 y 2034 (Tabla 33). Los escenarios evaluados con dinámica Ricker (escenarios 2 y 4) también presentan alta probabilidad de superar el umbral como muestran la Figuras 63B y 64B, con una probabilidad promedio de 34% y 26% en merluza de cola y de 41% y 20% en merluza austral (Tabla 33).

El escenario con cambio de régimen (Figuras 65A, B), independiente la dinámica de reproductiva podría presentar una respuesta sobre el 30% en algunos años, con una probabilidad promedio mayor al 50% en ambas especies, entre los años 2018 y 2034 (Tabla 33).

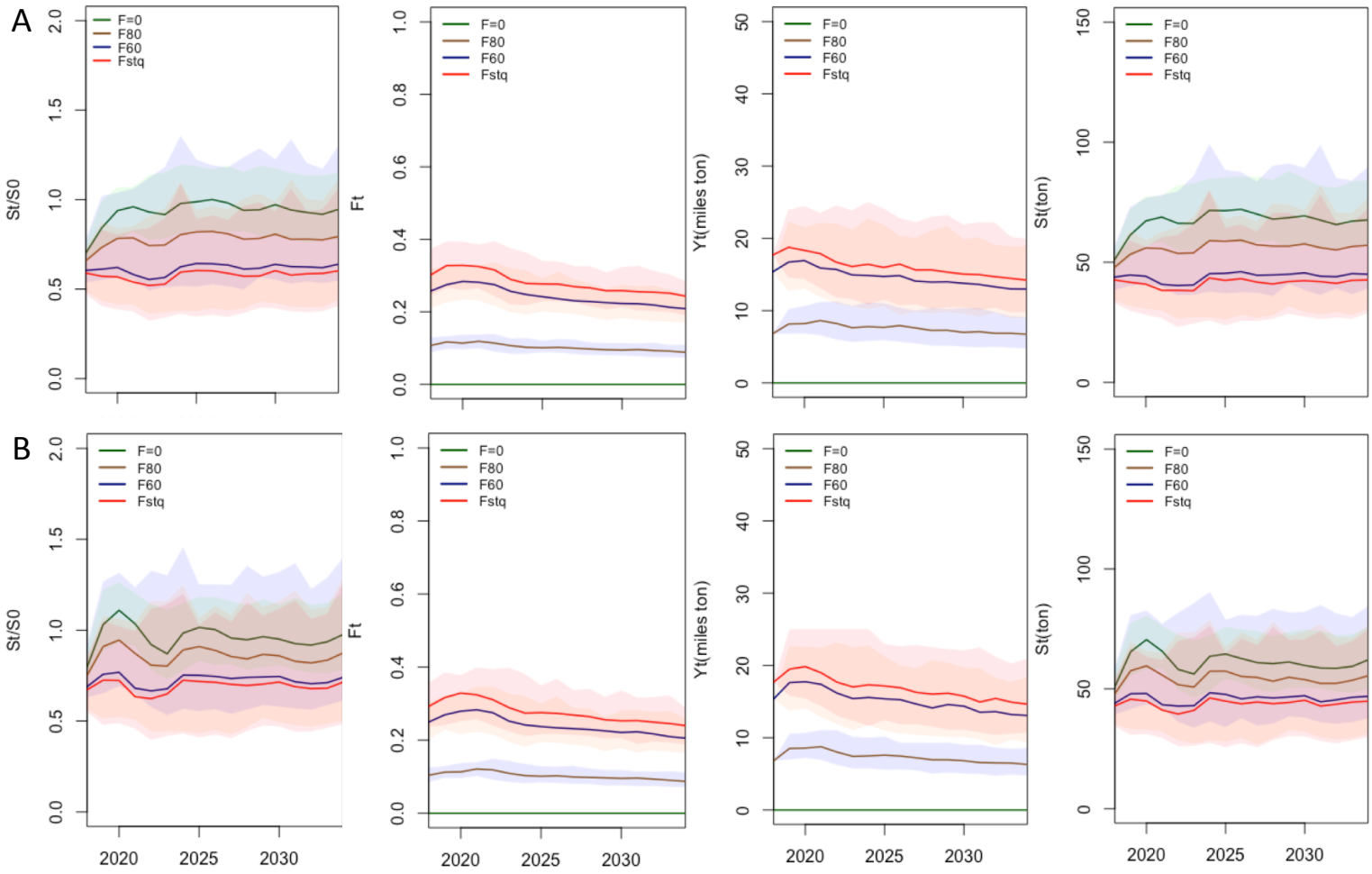


Figura 58. Razón del potencial reproductivo, captura anual, mortalidad por pesca y biomasa desovante, proyectadas entre 2018 y 2034 según 4 niveles de mortalidad por pesca (F=0, F=80, F=60, F=status quo). Panel superior A corresponde al escenario 1, y el panel inferior B corresponde al escenario 2.

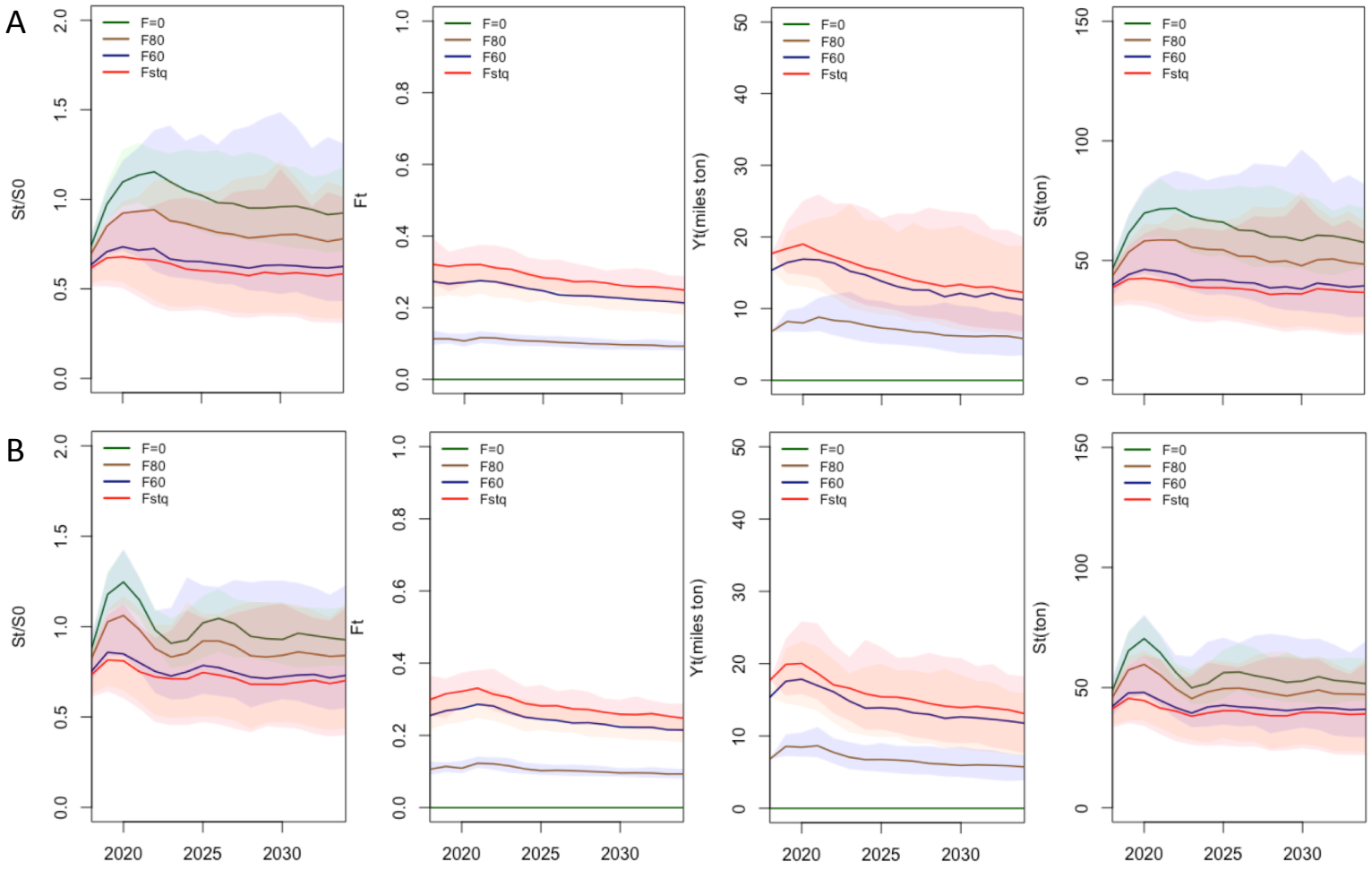


Figura 59. Razón del potencial reproductivo, captura anual, mortalidad por pesca y biomasa desovante, proyectadas entre 2018 y 2034 según 4 niveles de mortalidad por pesca (F=0, F=80, F=60, F=status quo). Panel superior A corresponde al escenario 3, y el panel inferior B corresponde al escenario 4.

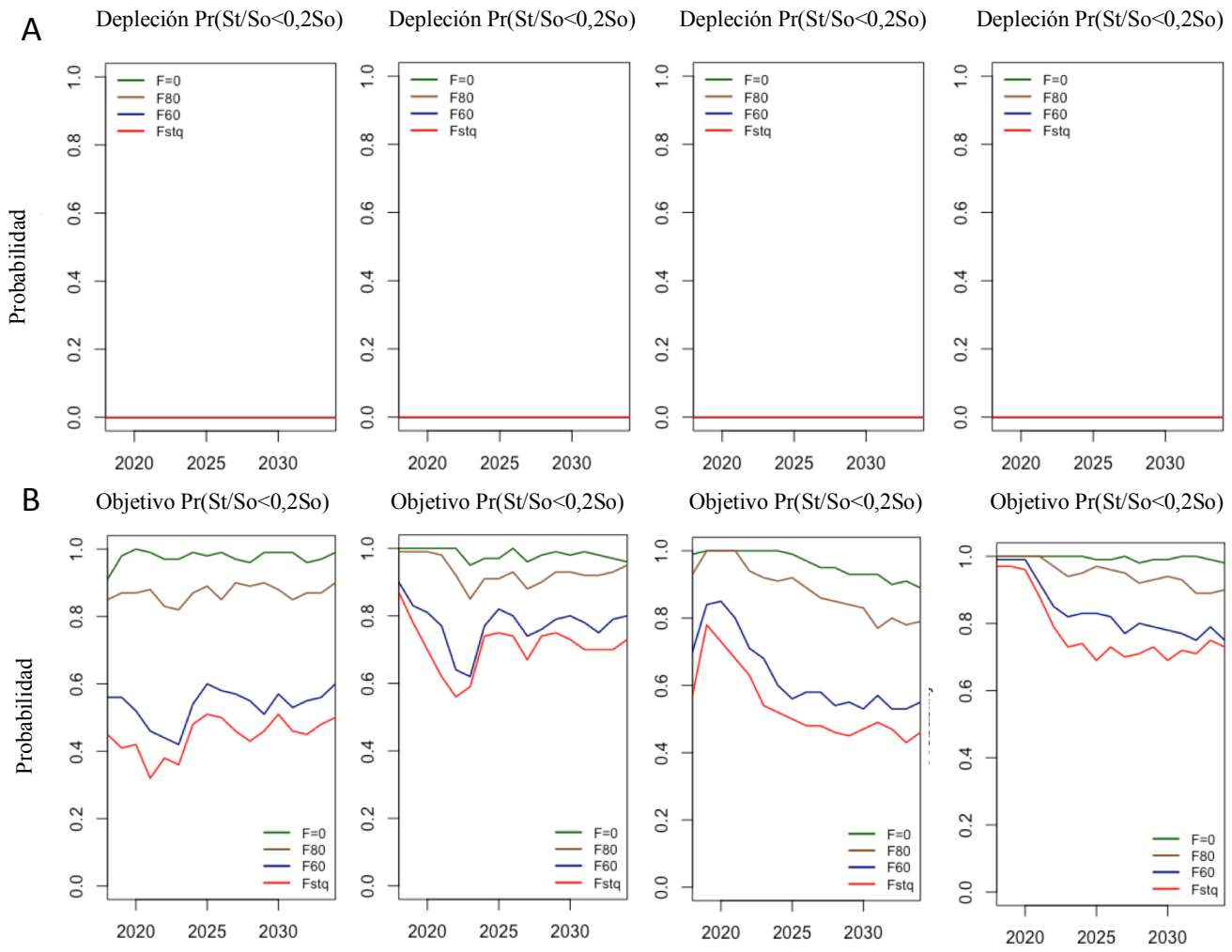


Figura 60. Probabilidad de colapso (panel superior A) y de recuperación (panel inferior B) según 4 niveles de mortalidad por pesca (F=0, F=80, F=60, F=status quo). Panel A y B corresponden de izquierda a derecha a escenarios 1, 2, 3 y 4.

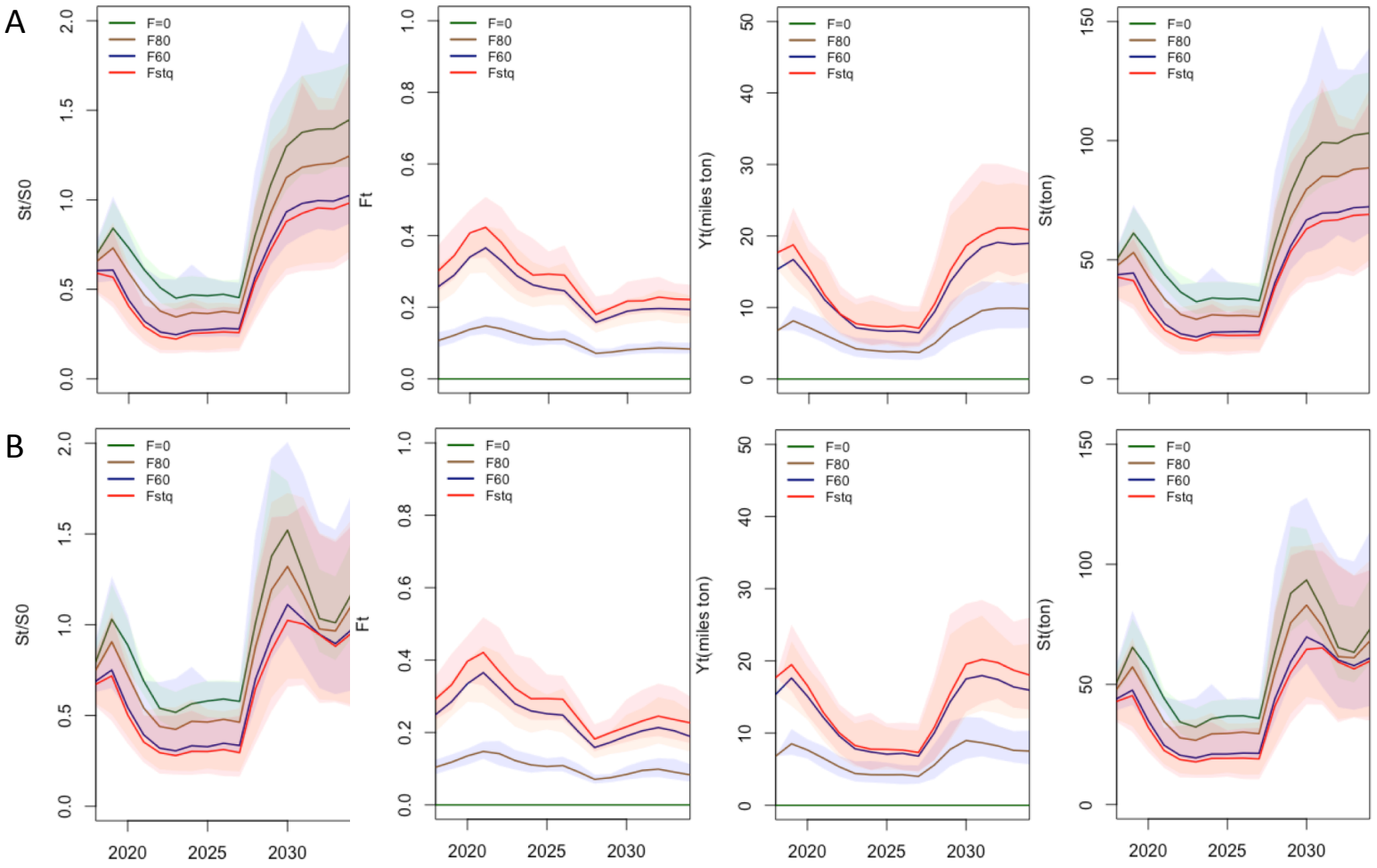


Figura 61. Razón del potencial reproductivo, captura anual, mortalidad por pesca y biomasa desovante, proyectadas entre 2018 y 2034 según 4 niveles de mortalidad por pesca (F=0, F=80, F=60, F=status quo). Panel superior A corresponde al escenario 5, y el panel inferior B corresponde al escenario 6.

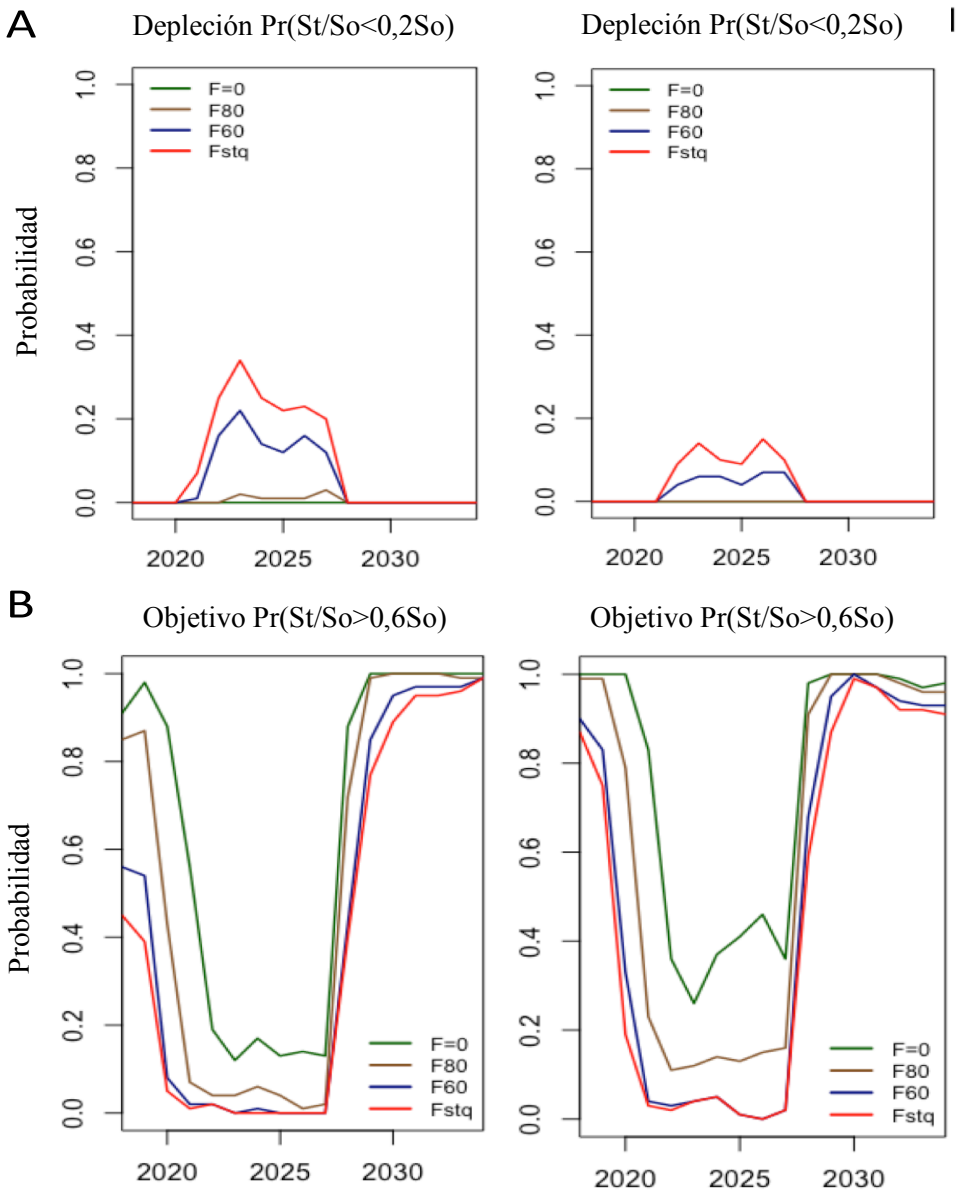


Figura 62. Probabilidad de colapso (panel superior A) y de recuperación (panel inferior B) según 4 niveles de mortalidad por pesca (F=0, F=80, F=60, F=status quo). Panel A y B corresponden de izquierda a derecha a escenarios 5 y 6.

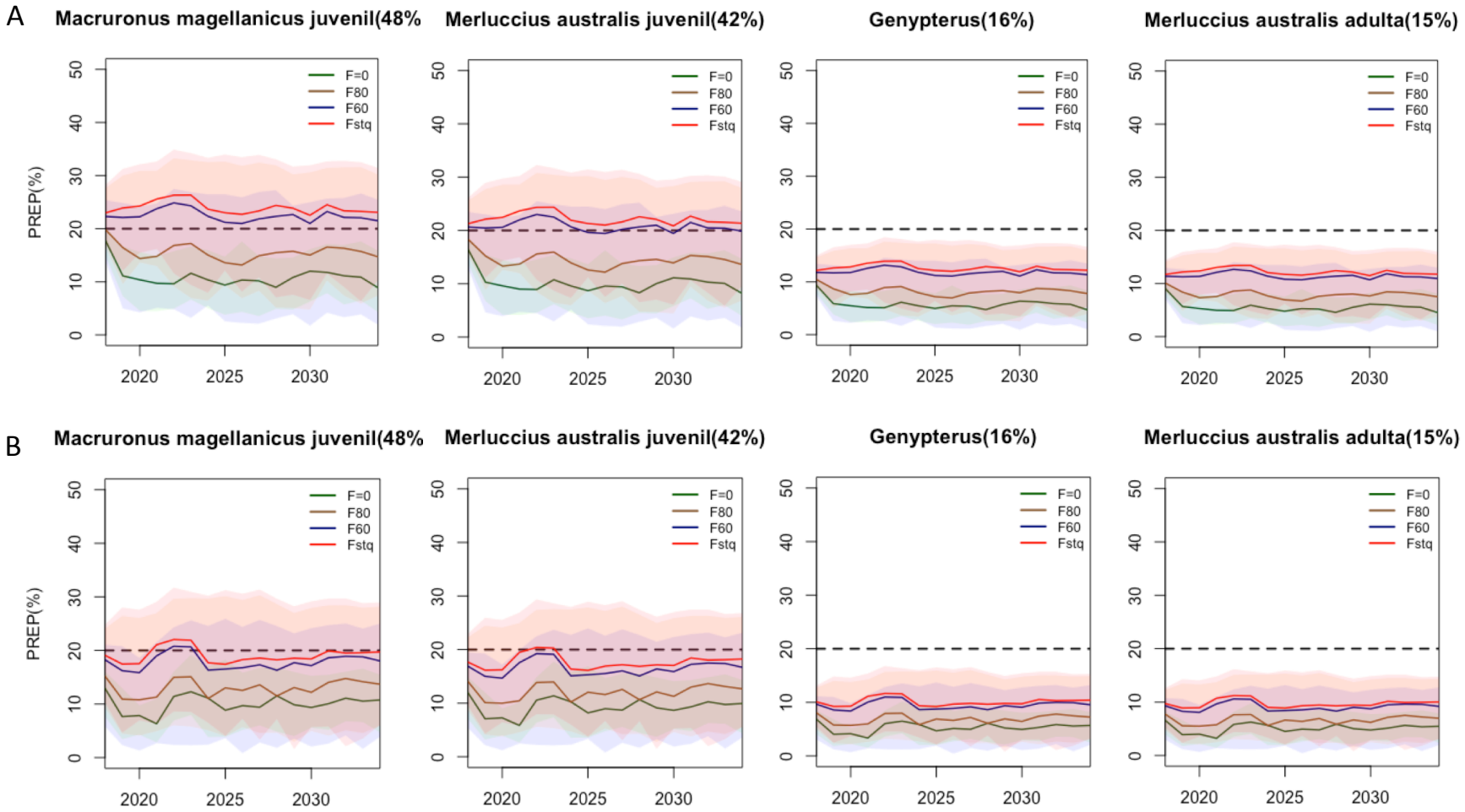


Figura 63. Respuesta potencial de los predadores en función del agotamiento de sardina austral bajo incertidumbre. La línea segmentada representa el nivel límite de agotamiento para el predador (20%). Estrategia de explotación constantes: F=status quo, F60%, F80% comparados con la ausencia de pesca (F=0) (línea verde). Panel superior A corresponde al escenario 1, y el panel inferior B corresponde al escenario 2.

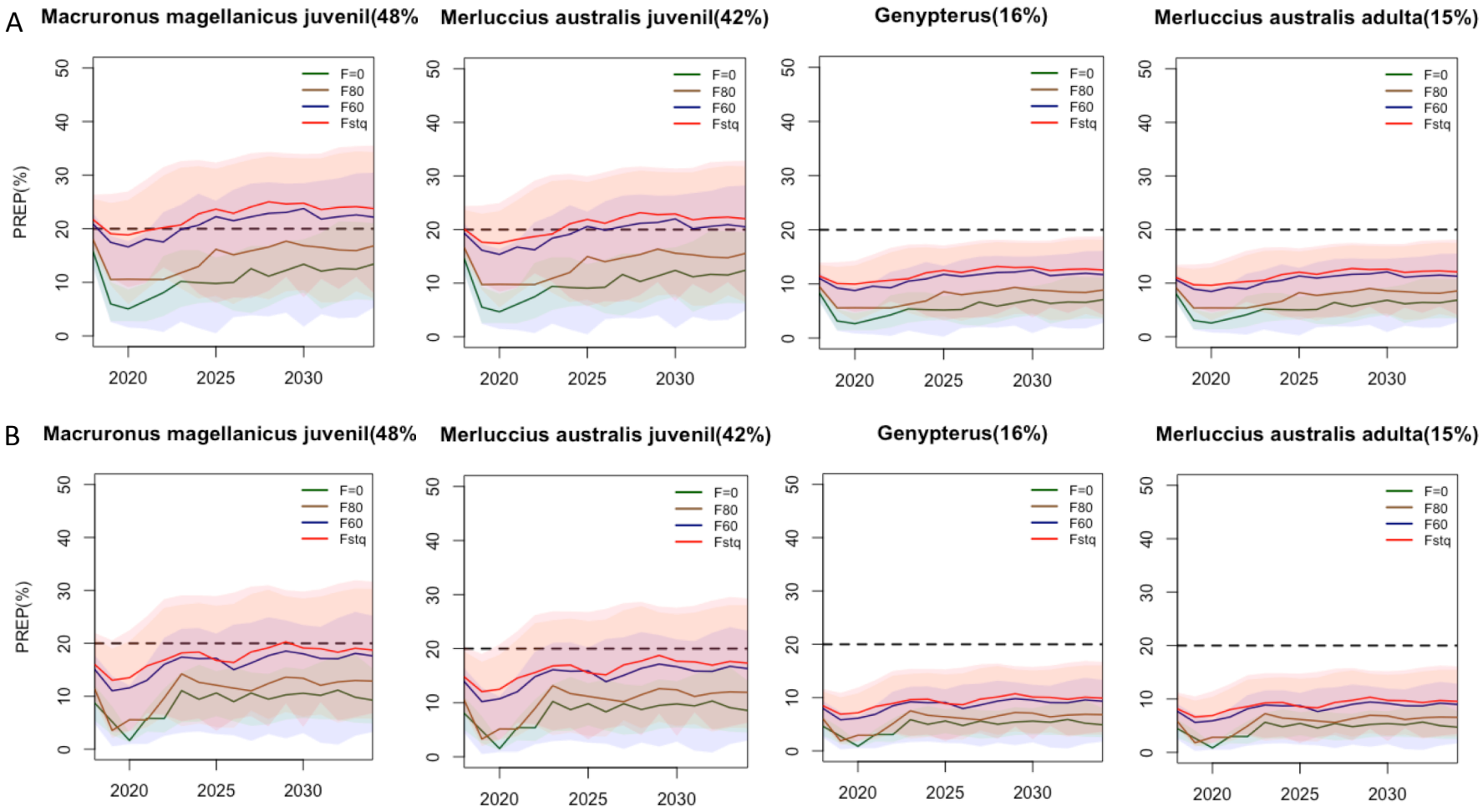


Figura 64. Respuesta potencial de los predadores en función del agotamiento de sardina austral bajo incertidumbre. La línea segmentada representa el nivel límite de agotamiento para el predador (20%). Estrategia de explotación constantes: F=statu quo, F60%, F80% comparados con la ausencia de pesca (F=0) (línea verde). Panel superior A corresponde al escenario 3, y el panel inferior B corresponde al escenario 4.

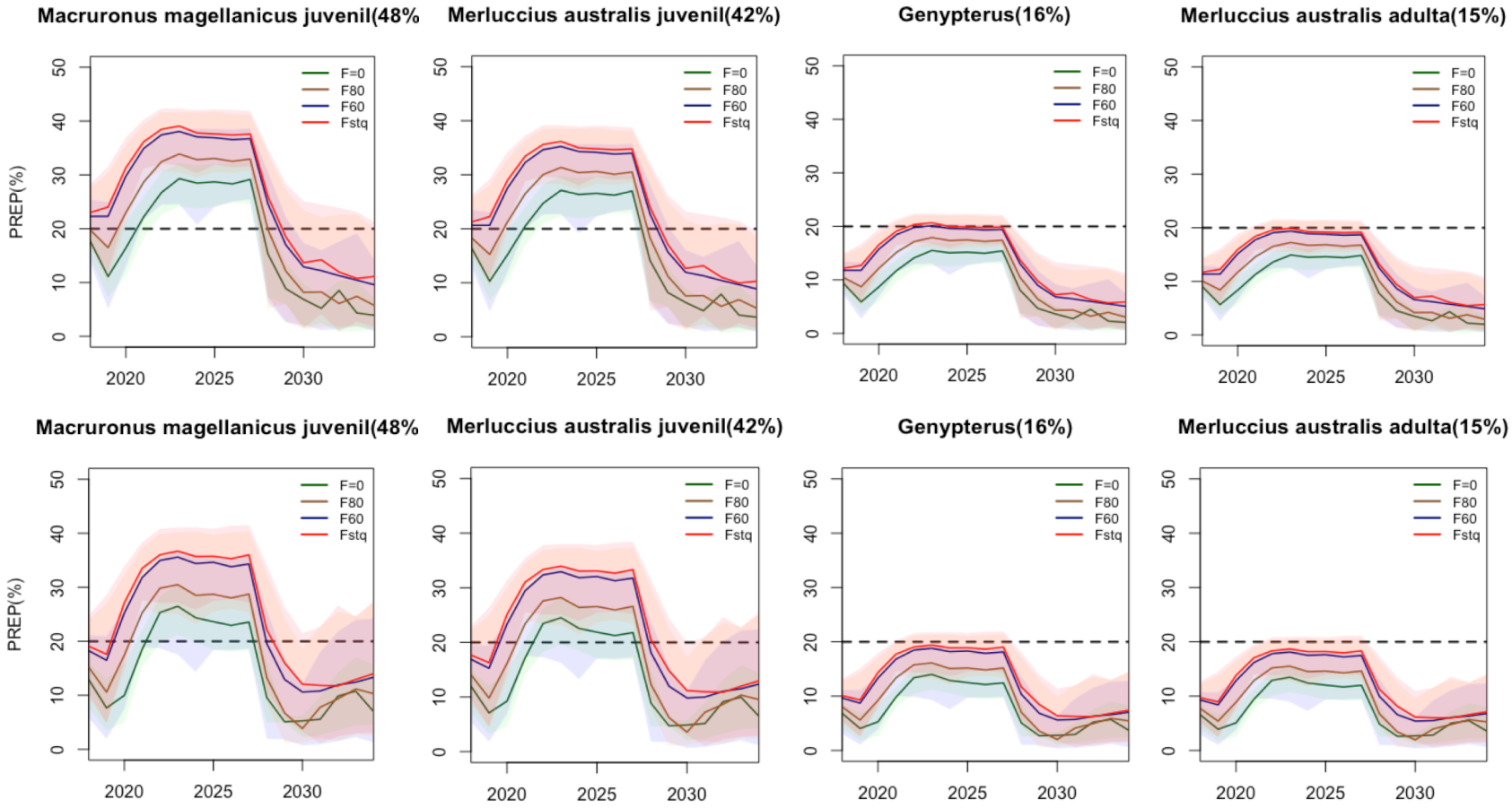


Figura 65. Respuesta potencial de los predadores en función del agotamiento de sardina austral bajo incertidumbre. La línea segmentada representa el nivel límite de agotamiento para el predador (20%). Estrategia de explotación constantes: F=status quo, F60%, F80% comparados con la ausencia de pesca (F=0) (línea verde). Panel superior A corresponde al escenario 5, y el panel inferior B corresponde al escenario 6.

Tabla 33. Probabilidad promedio de *Macruronus magellanicus juvenil* y *Merluccius australis juvenil*, de superar el umbral del 20%, de PREP entre los años 2018 y 2034.

ESCENARIOS	Especie	Probabilidad superar el umbral de agotamiento del 20%		
		REGLAS DE EXPLOTACIÓN		
		F80 (%)	F60 (%)	Fstq (%)
Escenario 1	*Macruronus magellanicus* juvenil	22	60	68
	Merluccius australis juvenil	16	51	60
Escenario 2	*Macruronus magellanicus* juvenil	12	34	41
	Merluccius australis juvenil	9	26	34
Escenario 3	*Macruronus magellanicus* juvenil	18	50	58
	Merluccius australis juvenil	14	41	50
Escenario 4	*Macruronus magellanicus* juvenil	9	26	32
	Merluccius australis juvenil	6	20	26
Escenario 5	*Macruronus magellanicus* juvenil	51	62	64
	Merluccius australis juvenil	48	59	62
Escenario 6	*Macruronus magellanicus* juvenil	42	54	57
	Merluccius australis juvenil	39	50	54

4.4.2.3. Desempeño del estimador

El estimador presentó un alto nivel de sesgo positivo en la predicción de la biomasa total (superior a 26%) en todos los escenarios y estrategias evaluadas, igual resultado se observó en la estimación de biomasa desovante (superior a 46%). En cuanto a la estimación de mortalidad por pesca, el sesgo fue negativo menor a 34% en todos los escenarios y estrategias evaluadas (Tabla 34).

Tabla 34. Error relativo medio (MRE) para variables de referencia poblacional de sardina austral, según los diferentes escenarios y reglas de explotación evaluadas en este estudio.

ESCENARIOS	Variable	MRE		
		REGLAS DE EXPLOTACIÓN		
		F80	F60	Fstq
Escenario 1	Biomasa Total	27.29	27.75	27.87
	Biomasa Desovante	46.51	53.15	54.94
	Mortalidad por pesca	-34.09	-36.98	-37.74
Escenario 2	Biomasa Total	27.02	26.49	26.56
	Biomasa Desovante	46.07	52.39	54.00
	Mortalidad por pesca	-34.07	-36.60	-37.14
Escenario 3	Biomasa Total	27.83	28.26	28.44
	Biomasa Desovante	46.36	53.70	55.45
	Mortalidad por pesca	-34.20	-37.20	-37.89
Escenario 4	Biomasa Total	28.72	28.59	28.45
	Biomasa Desovante	47.96	53.65	55.66
	Mortalidad por pesca	-34.64	-37.18	-37.93
Escenario 5	Biomasa Total	29.29	26.97	26.41
	Biomasa Desovante	52.58	57.44	58.58
	Mortalidad por pesca	-35.38	-36.99	-37.38
Escenario 6	Biomasa Total	29.33	27.09	26.74
	Biomasa Desovante	52.42	57.19	59.14
	Mortalidad por pesca	-35.31	-37.05	-37.60

4.4.3. Estructura y función del ecosistema del mar interior de la X Región

Se construyó un modelo de la trama trófica del ecosistema del mar Interior de la X Región, para el año 2006, utilizando el paquete computacional Ecopath con Ecosim (EwE) que consideró 17 grupos funcionales (Tabla 35, Fig. 66) y tres flotas, a saber: cerco artesanal ("Purseine", que capura sardina austral, sardina común y anchoveta), espinel artesanal ("Longline", que captura merluza del sur, congrio dorado y raya volantín, y una flota artesanal costera ("ArtPDA") que explota pejerrey de mar y recursos bentónicos. El modelo incluye la separación por tamaños en merluza de cola (adultos y juveniles) y merluza austral (adultos y juveniles).

Tabla 35. Nombres de los grupos funcionales incluidos en el modelo de la trama trófica del mar interior de la X Región.

Grupo	Nombre (común y científico)	
Otarfla	Mamíferos	*Otaria flavescens*
Zearchi	Raya volantín	*Zearaja chilensis*
Genybla	Congrio dorado	*Genypterus blacodes*
MerlausAD/MerlausJUV	Merluza austral (adultos, juveniles)	*Merluccius australis*
MacrmagAD/MacrmagJUV	Merluza de cola (adultos, juveniles)	*Macruronus magellanicus*
Odonreg	Pejerrey de mar	*Odontesthes regia*
Sprafue	Sardina austral	*Sprattus fuegensis*
Straben	Sardina común	*Strangomera bentincki*
Engrrin	Anchoveta	*Engraulis ringens*
Munisub	Langostino de los canales	*Munida* spp
Benthos	Especies del bentos	
Bigzoo/Smallzoo	Zooplancton (> 5mm; < 5 mm)	
Phyto	Fitoplancton	
Detritus	Detrito	

Para la construcción del modelo, para cada grupo funcional (especie o grupos de especies), se requirió de los siguientes datos de entrada (Tabla 36 y 37):

- **Biomasa** (B_i): Masa total de cada grupo viviente (i) por unidad de área (ton*km^{-2}). Esta se obtuvo para los principales recursos pesqueros desde los informes de estado de situación de las principales pesquerías nacionales (informes de estatus) elaborados por el Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) para los recursos raya volantín (Pérez & Quiroz, 2019), congrio dorado (Contreras & Quiroz, 2017), merluza del sur (Quiroz *et al*., 2017), y sardina austral (Leal & Zúñiga, 2017). La estimación regional de las biomasas de los grupos como merluza de cola, congrio dorado se obtiene de ponderar las estimaciones globales (biomasa total) por la contribución del desembarque del mar interior al desembarque total. Lo anterior es susceptible de realizar tomando en consideración que, en general, los modelos de evaluación de stock de congrio dorado y merluza de cola le dan alta confiabilidad a los desembarques. En el caso de merluza de cola, además, existen estimaciones acústicas en el mar interior que permiten ponderar las estimaciones de biomasa globales para los años en que dicha información está disponible.

- **Captura** (Y_i): remoción anual de la pesquería de *i* (ton*km^{-2}). Se obtuvo desde la estadística de desembarque del Servicio Nacional de Pesca (SERNAPESCA), organismo al que se solicitó información desagregada por puerto/caleta de desembarque de manera de agregar los desembarques sólo para el mar interior (Tabla 38).

- **Producción** (P_i): se estima como el producto entre la razón producción/biomasa P_i/B_i; año^{-1} y B_i. Valores de producción se obtuvieron para algunos recursos desde los trabajos de Montecinos *et al*. (2016) (sardina austral), Wiff *et al*. (2011) (congrio dorado), Neira *et al*. (2014) (merluza de cola y merluza del sur).

- **Composición de la dieta de los depredadores** (DC_{ij}): se obtuvo para los principales predadores desde Pool *et al*. (1997), Garcés (2015) y Montecinos *et al*. (2016) (Tabla 39).

Luego de balanceado, el modelo se ajustó a series de tiempo de biomasa, mortalidad por pesca, y/o desembarques para distintos grupos funcionales dependiendo de la información disponible en cada caso, así para:

a) Sardina austral: se dispuso de la serie de tiempo de (1) biomasa total de sardina austral proveniente del modelo de evaluación de stock del recurso para el año 2018 (Leal *et al*., 2018); (2) biomasa acústica (Legua *et al*., 2018), (3) mortalidad por pesca (año^{-1}, Leal *et al*., 2018) y (4) los desembarques anuales desde 2006 a 2018, obtenidos desde la estadística de desembarque del Servicio Nacional de Pesca (SERNAPesca)(Fig. 67);

b) Merluza del sur: se contó con la serie de tiempo de (1) mortalidad por pesca (año^{-1}) y (2) biomasa total (relativa) para el periodo 2006-2018, proveniente de la evaluación de stock del recurso 2018 (Perez & Quiroz, 2019); y (3) desembarques (artesanales) de merluza del sur en el mar interior de la X Región (Fuente: Servicio Nacional de Pesca)(Fig. 68)

c) Congrio dorado: (1) mortalidad por pesca (año^{-1}) tomada de la evaluación de stock del recurso para el año 2018 (Contreras y Quiroz, 2019) y (2) desembarques en el mar interior de la X Región (Fuente: Servicio Nacional de Pesca)(Fig. 69).

d) Raya volantín: (1) mortalidad por pesca (año^{-1}) tomada de la evaluación de stock del recurso para el año 2018 (Perez *et al*., 2019) y (2) desembarques en el mar interior de la X Región (Fuente: Servicio Nacional de Pesca)(Fig. 69).

e) Lobo de mar común: se contó con estimaciones de biomasa realizadas por Sepúlveda *et al*., (2016).

Los ajustes a las series de tiempo se muestran en la Figura 70 y Figura 71 (lobo de mar común).

Tabla 36. Fuente de información para los parámetros de entrada del modelo Ecopath que representa la trama trófica del ecositema del mar interior de la X Región.

Grupo funcional	Biomasa (ton*km^{-2})	P/B (año^{-1})	Q/B (año^{-1})	Capturas (ton*km^{-2}*año^{-1})	D.C.
Otarfla	Sepulveda *et al*. (2016)				Sepulveda *et al*. (2016)
Zearchi	Perez *et al*. (2019)	Estimado usando la ecuación Z = F+M (Beverton y Holt, 1957)	www.fishbase.org	Servicio Nacional de Pesca (SERNAP)	Koen Alonso *et al*. (2001) Vargas-Caro *et al*. (2015)
Genybla	Contreras & Quiroz (2019)	Neira *et al*. (2014)	Wiff *et al*. (2007)		Pool *et al*. (1997)
MerlausAD	Perez & Quiroz (2019)	Neira *et al*. (2014)	Wiff *et al*. (2007)		Pool *et al*. (1997) Hopf *et al*. (2011)
MerlausJUV					
MacrmagAD	Payá *et al*. (2017)	Neira *et al*. (2014)	www.fishbase.org		
MacrmagJUV					
Odonreg		Pavez *et al*. (2013)			Fierro *et al*. (2014)
Sprafue	Leal *et al*. (2018)	Montecinos *et al*. (2016)			Montecinos *et al*. (2016) Ramírez (1976)
Straben		Estimado usando la ecuación Z = F+M (Beverton y Holt, 1957)			www.fishbase.org
Engrrin					
Munisub	Ajustado desde Landaeta *et al*. (2011)				Varisco & Vinuesa (2007) Karas *et al*. (2007)
Benthos	Marmol (2017)	Quiroga *et al*. (2005)	Marmol (2017)		Marmol (2017)
Bigzoo	Adaptado de Neira *et al*. (2014), Pavez *et al*. (2013)				Adaptado de Neira *et al*. (2014), Pavez *et al*. (2013)
Smallzoo					
Phyto	Adaptado de Neira *et al*. (2014), Pavez *et al*. (2013)				

Tabla 37. Datos de entrada del modelo Ecopath que representa la trama trófica del ecositema del mar interior de la X Región. Año 2006. En azul los valores estimados por Ecopath.

	Grupo	Nivel trófico	Biomasa en el área del habitat (t/km²)	Producción/ biomasa (/year)	Consumo/ biomasa (/year)	Eficiencia Ecotrófica	Producción/ Consumo (/year)
1	Otarfla	4,325	0,499	0,100	6,320		0,016
2	Zearchi	4,109	0,949	0,773	1,700	0,241	0,455
3	Genybla	4,131	1,141	0,280	1,211	0,848	0,231
4	MerlausAD	4,187	2,789	0,798	1,485	0,564	0,537
5	MerlausJUV	3,571	4,611	0,404	2,626	0,608	0,154
6	MacrmagAD	3,809	2,395	0,460	8,500	0,374	0,054
7	MacrmagJUV	3,349	10,655	2,945	33,493	0,341	0,083
8	Odonreg	3,192	0,935	1,550	6,800	0,990	0,228
9	Sprafue	2,881	34,081	1,944	8,570	0,997	0,227
10	Straben	2,882	3,045	1,679	21,700	0,990	0,077
11	Engrrin	2,000	8,598	2,533	12,050	0,990	0,210
12	Munisub	2,216	24,358	1,078	11,650	0,264	0,093
13	Benthos	2,141	28,852	12,273	12,273	0,989	0,228
14	Bigzoo	2,315	48,575	12,475	31,707	0,960	0,393
15	Smallzoo	2,176	26,520	24,307	46,067	0,887	0,528
16	Phyto	1,000	73,718	138,650		0,203	
17	Detritus	1,000	460,740			0,093	

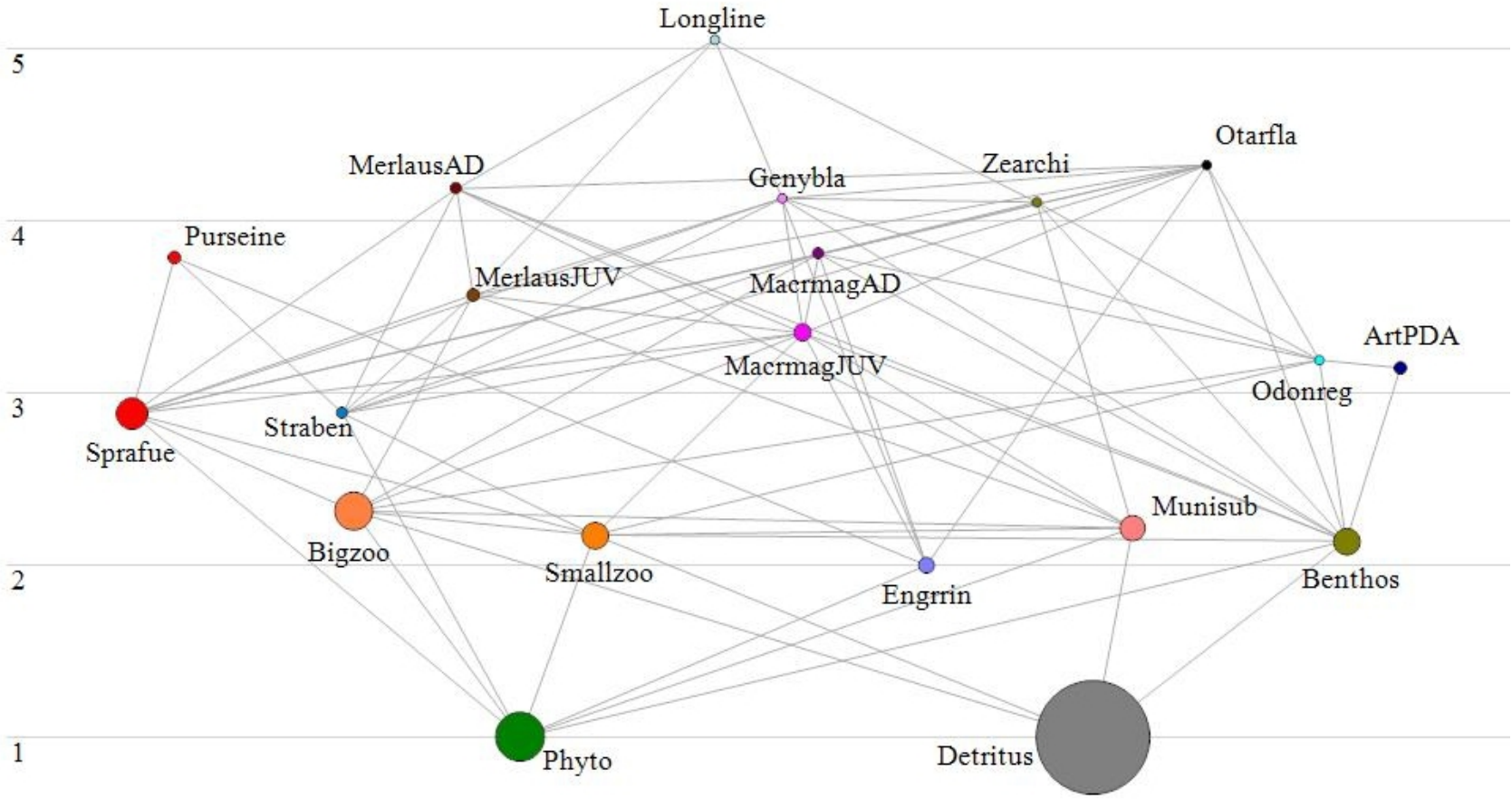


Figura 66. Dagrama de flujo de la trama trófica del ecosistema del Mar Interior de la X Región de los Lagos. El eje de las ordenadas representa el nivel trófico de cada grupo.

Tabla 38. Capturas/desembarques anuales (año 2006) de los grupos funcionales incluidos en el modelo de la trama trófica del mar interior de la X Región.

	Grupo	Cerco (t/km²/year)	Espinel fondo (t/km²/year)	Artesanal costero (t/km²/year)	Total
1	Otarfla				
2	Zearchi		0,177		0,177
3	Genybla		0,081		0,081
4	MerlausAD		0,625		0,625
5	MerlausJUV		0,208		0,208
6	MacrmagAD				
7	MacrmagJUV				
8	Odonreg			0,026	0,026
9	Sprafue	4,046			4,046
10	Straben	0,148			0,148
11	Engrrin	0,494			0,494
12	Munisub				
13	Benthos			5,055	5,055
14	Bigzoo				
15	Smallzoo				
16	Phyto				
17	Detritus				
18	Suma	4,688	1,091	5,081	10,860

Siguiendo a Walters *et al*. (2005), EwE se estimó la mortalidad por pesca que conduce al rendimiento máximo sostenido monoespecífico (F_{RMSss} = 0,118 año^{-1}) y multiespecífico (F_{RMSms} = 0,237 año^{-1}) de sardina austral (Fig. 72). Al respecto, se observan diferencias significativas entre valores de mortalidad por pesca estimados, asi como en la captura del RMS. Cabe hacer notar que el estimador de F_{RMS} multi-específico calculado acá es cercano al F_{RMS} monoespecífico utilizado en la evaluación de stock del recurso en la X Región (F_{RMS} = 0,256 año^{-1})(Leal *et al*., 2018)

Se simuló la respuesta de la biomasa de sardina austral, merluza del sur (fracción adulta), congrio dorado, raya volantín y lobo de mar común, a distintas estrategias de explotación de la sardina austral (Fig. 73). Las mortalidades por pesca de referencia que se evaluaron son:

- **Fstq**: mortalidad por pesca del último año en la evaluación de stock monoespecífico utilizado para el actual manejo de la pesquería (= 0,116 año^{-1}; Leal *et al*., 2018).
- **Frms**: mortalidad que conduce al rendimiento máximo sostenido según el modelo de evaluación de stock monoespecífico en uso (= 0,256 año^{-1}; Leal *et al*., 2018).

- **F60**: mortalidad por pesca que permite conservar el 60% del stock desovante ($F_{60\%}$ = 0,205 año^{-1}; Leal *et al*., 2018). Se considera como la mortalidad objetivo para el manejo de la pesquería.
- **F80**: mortalidad por pesca que permite conservar el 80% del stock desovante ($F_{80\%}$ = 0,087 año^{-1}; Leal *et al*., 2018).
- **F2Fobj**: mortalidad por pesca correspondiente a dos veces la mortalidad por pesca objetivo para el stock, esto es, dos veces el valor F60 (= 0,411 año^{-1}).
- **Fsrms**: mortalidad por pesca estimada por EwE para sardina austral en el contexto monoespecífico (= 0,118 año^{-1}), y
- **Fmrms**: mortalidad por pesca estimada por EwE para sardina austral en un contexto multiespecífico (= 0,237 año^{-1})

Tabla 39. Matriz de composición relativa de la dieta de los grupos funcionales incluidos en el modelo de la trama trófica de mar interior de la X Región.

	Prey\predator	Otarfla	Zearchi	Genybla	Merlaus AD	Merlaus JUV	Macrmag AD	Macrmag JUV	Odonreg	Sprafue	Straben	Engrrin	Benthos	Munisub	Bigzoo	Smallzoo
1	Otarfla															
2	Zearchi															
3	Genybla	0,050	0,020													
4	MerlausAD	0,200														
5	MerlausJUV	0,050		0,020	0,300	0,02										
6	MacrmagAD	0,100	0,060													
7	MacrmagJUV	0,050		0,360	0,630	0,150	0,275									
8	Odonreg	0,010	0,050	0,290			0,044									
9	Sprafue	0,150		0,200	0,090	0,190	0,100	0,150								
10	Straben	0,050		0,025	0,010	0,010	0,178	0,003								
11	Engrrin	0,050		0,025			0,100	0,050								
12	Munisub		0,016		0,100	0,380		0,005								
13	Benthos	0,100	0,054	0,020	0,020		0,103	0,170	0,418							
14	Bigzoo					0,250	0,073	0,573	0,182	0,414			0,030		0,150	
15	Smallzoo							0,050	0,071	0,280	0,750		0,150	0,120	0,100	0,150
16	Phyto									0,300	0,250	1,000	0,200	0,280	0,600	0,650
17	Detritus												0,620	0,600	0,150	0,200
18	Import	0,190	0,800	0,060	0,025		0,127		0,329							
19	Sum	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000

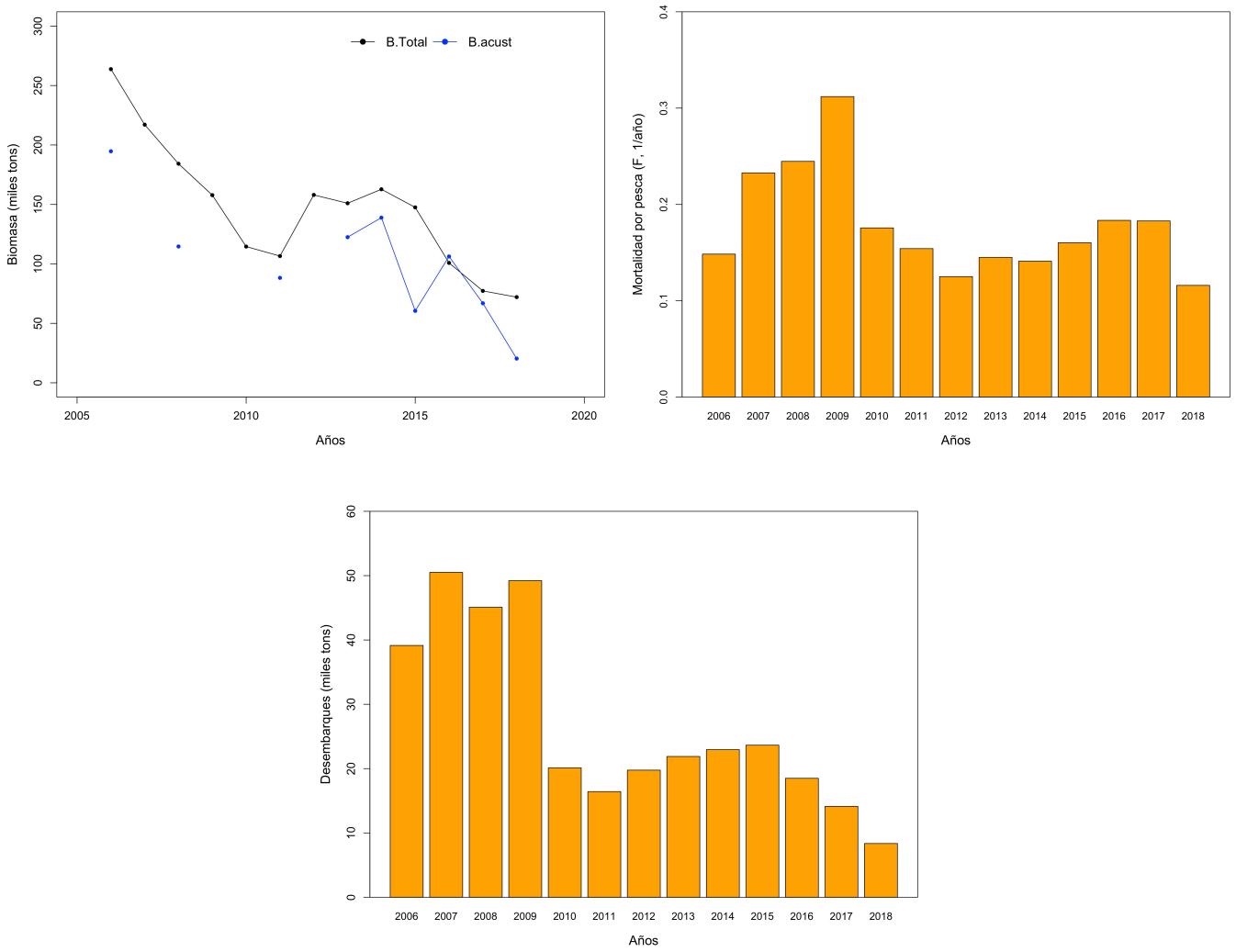


Figura 67. Biomasa total y biomasa acústica (arriba izquierda), mortalidad por pesca (año^{-1}, arriba derecha) y desembarques anuales de sardina austral (*Sprattus fuegensis*) en el mar interior de la X Región entre 2006 y 2018. Biomasas modificadas de Leal y Zúñiga (2017) y Legua *et al*. (2018)

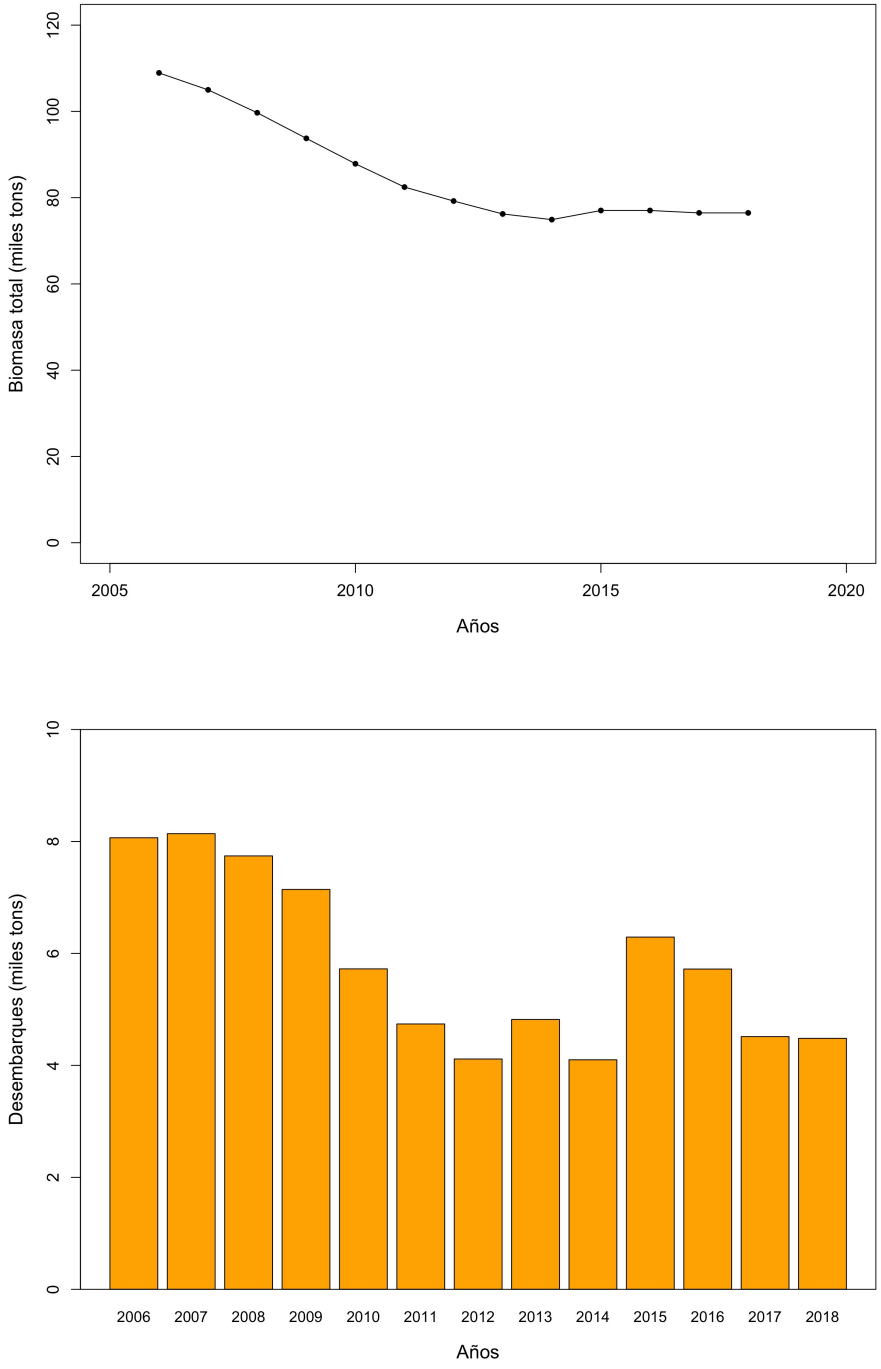


Figura 68. Biomasa total (miles de toneladas, arriba) y desembarque total (miles t, abajo) de merluza del sur en el mar interior de la X Región entre 2006 y 2018. Biomasas modificadas de Perez & Quiroz (2019).

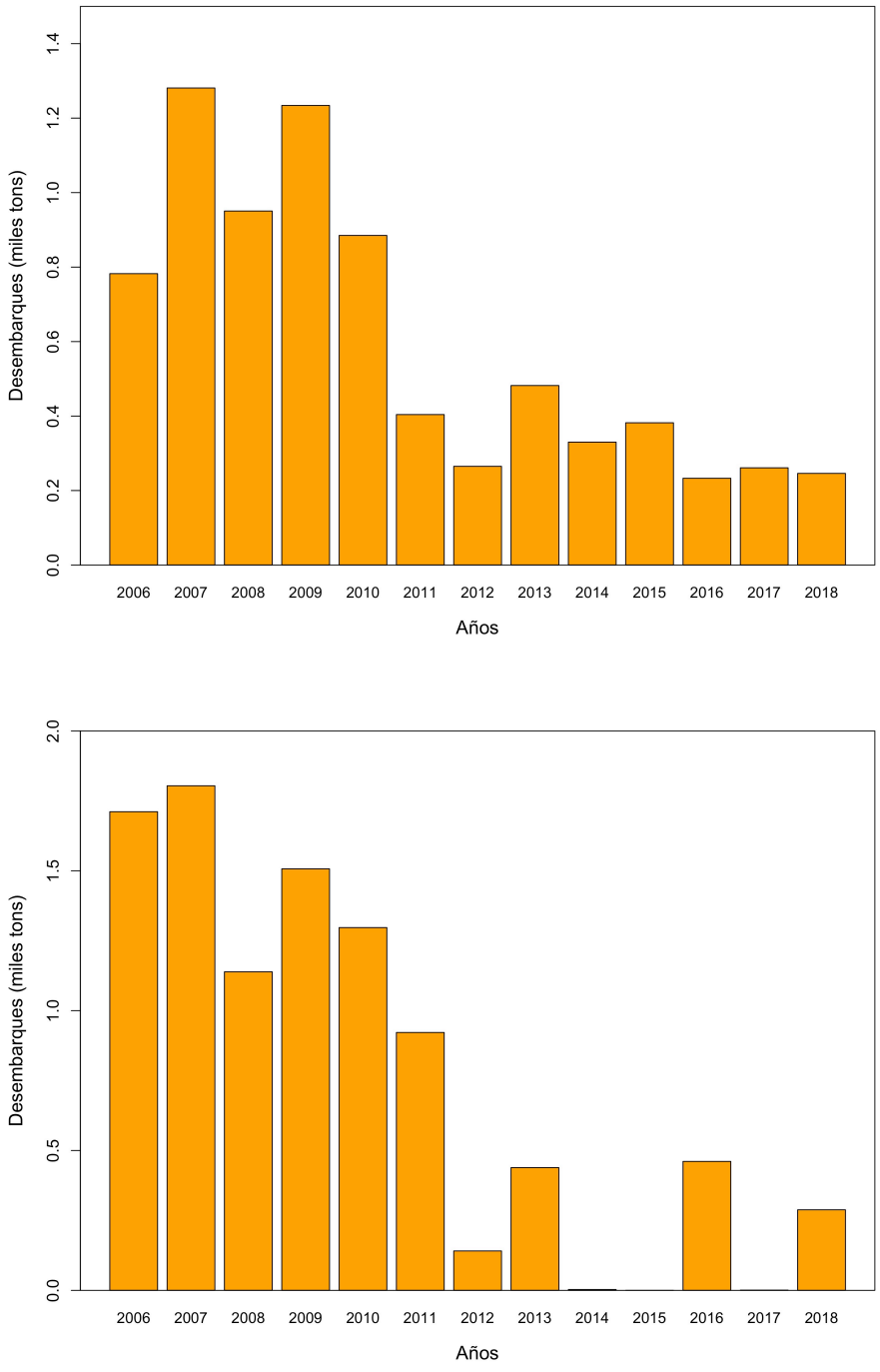


Figura 69. Desembarques de congrio dorado (miles de toneladas, arriba) y raya volantín (miles toneladas, abajo) en el mar interior de la X Región entre 2006 y 2018 (Fuente: Servicio Nacional de Pesca).

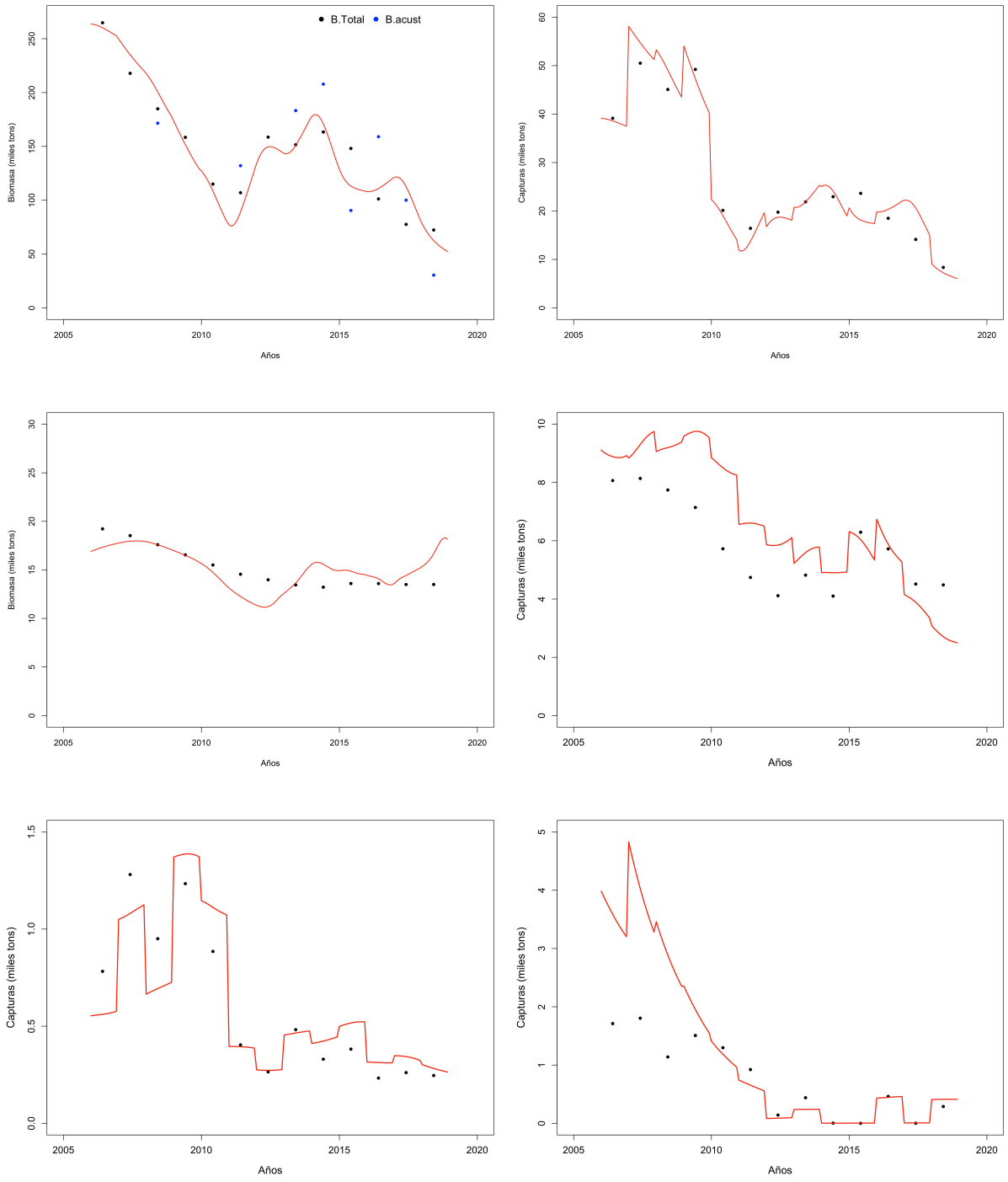


Figura 70. Ajustes series de tiempo de biomasa (total y acústica, arriba izquierda), desembarques (miles de tons, arriba derecha) de sardina austral, biomasa (miles tons, centro, izquierda) y capturas (miles tons, centro, derecha) de merluza del sur, desembarques de congrio dorado (abajo izquierda) entre 2006 y 2018, y desembarques de raya volantín (miles tons, abajo derecha) entre 2006 y 2018. Puntos representan observaciones y la línea roja el ajuste.

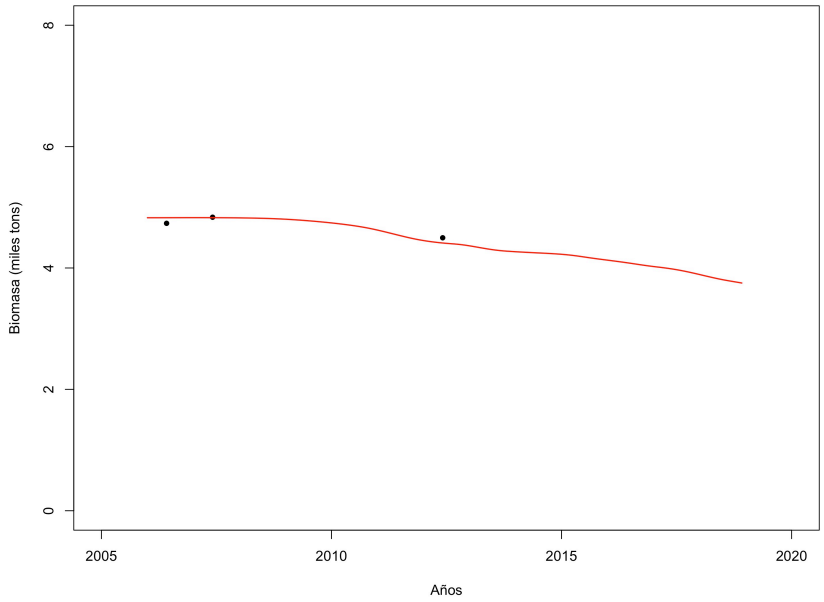


Figura 71. Ajustes series de tiempo de biomasa (miles tons) de lobo de mar común (*Otaria flavescens*) en el mar interior de la X Región. Puntos representan observaciones y la línea roja el ajuste.

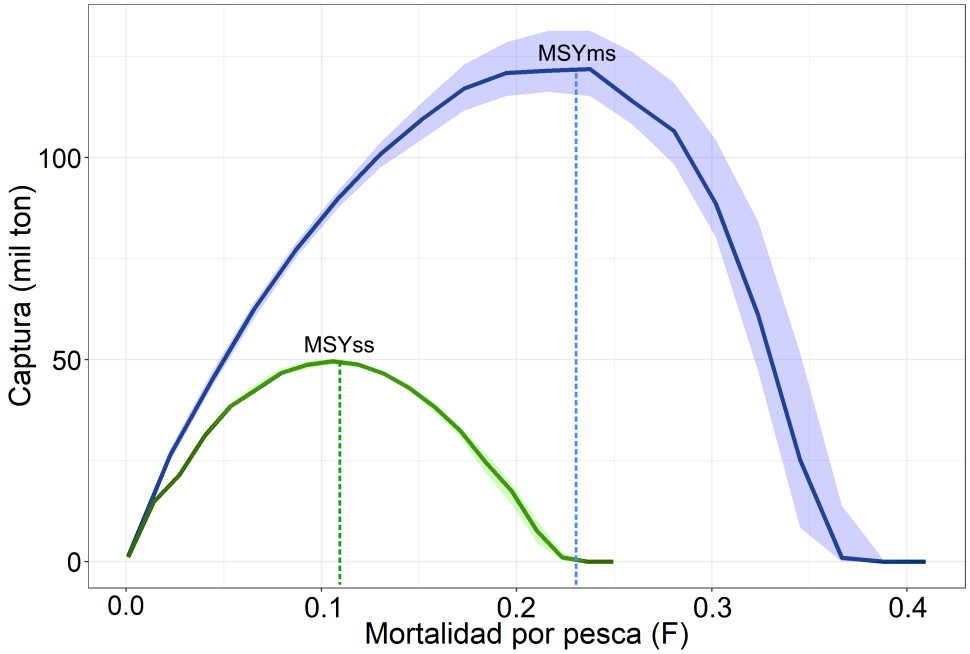


Figura 72. Curvas de producción de sardina austral del mar interior de la X Región. MSYss = rendimiento máximo sostenido monoespecífico; MSYms = rendimiento máximo sostenido multiespecífico. Las bandas representan intevalo intercuartil.

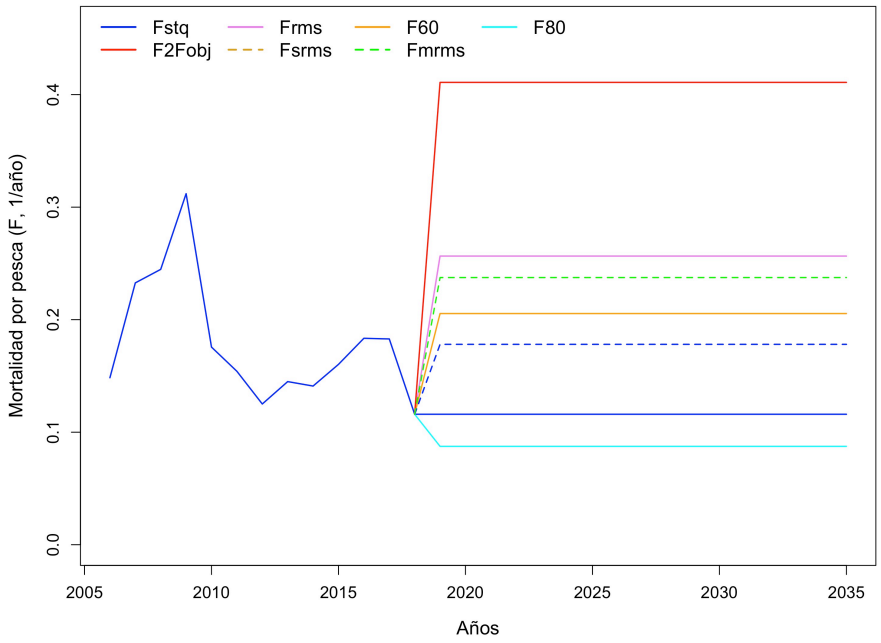


Figura 73. Mortalidad por pesca (año^{-1}) de referencia para simular estrategias de explotación de sardina austral y su impacto en otros grupos funcionales.

Los resultados de la simulación, en el caso de la biomasa de sardina austral (Fig. 74), revela que en la mayoría de los escenarios se produce la recuperación de biomasa respecto del último año de información (2018). La simulación se inició en enero de 2019. Sólo en el caso de F2Fobj (línea roja en la Fig. 74), muestra una tendencia decreciente de la biomasa relativa. Considerando que el estado de situación actual del stock es de sobre-explotado (Leal *et al*., 2018), con la excepción de F2Fobj, todas las estrategias de explotación conducirán a la recuperación del stock.

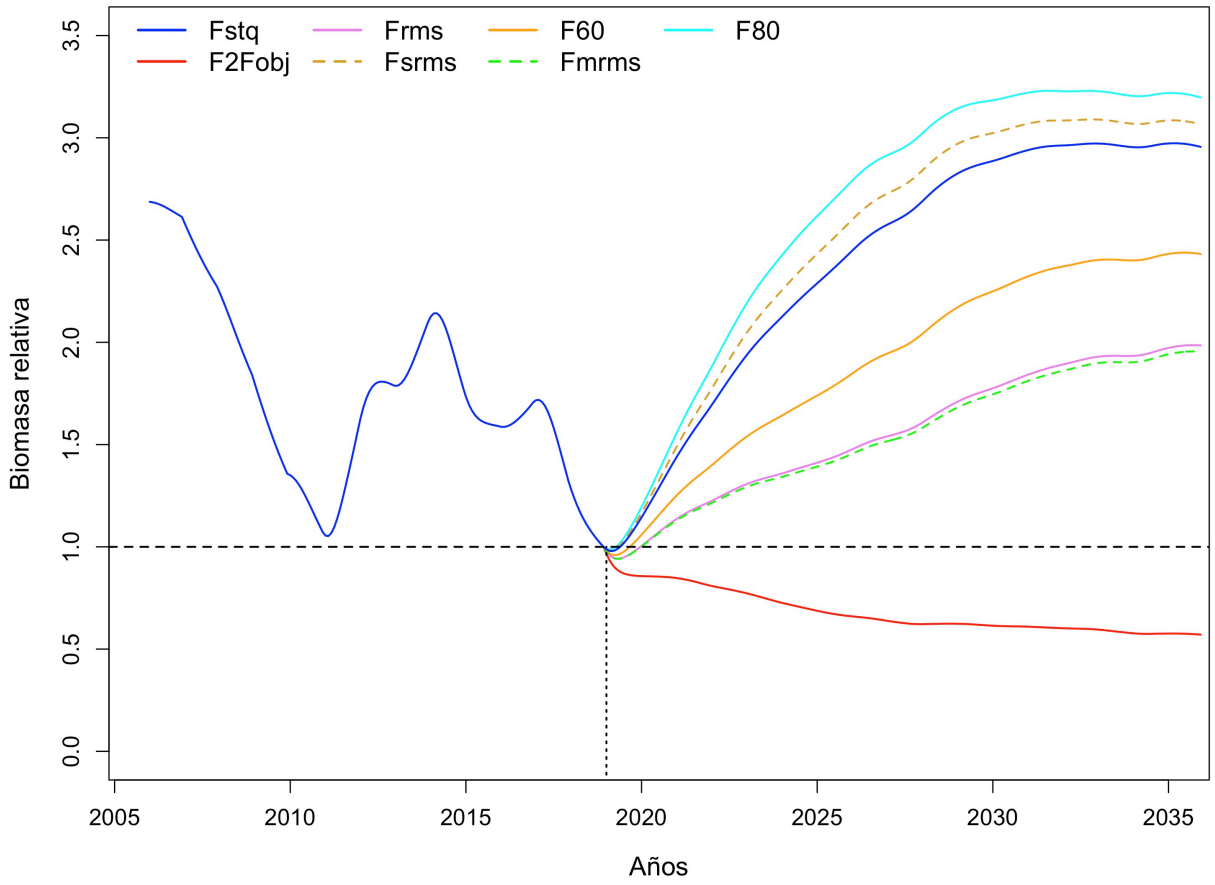


Figura 74. Biomasa relativa de sardina austral (respecto del año 2018) según distintas estrategias de explotación (mortalidad por pesca). La línea segmentada vertical representa el inicio de la simulación.

En el caso de merluza del sur, a diferencia de lo que ocurrió con sardina austral, en todos los escenarios se observa la disminución de la biomasa relativa respecto del primer año de la simulación (Fig. 75). La estrategia basada en F2Fobj es la que muestra las mayores variaciones durante la simulación.

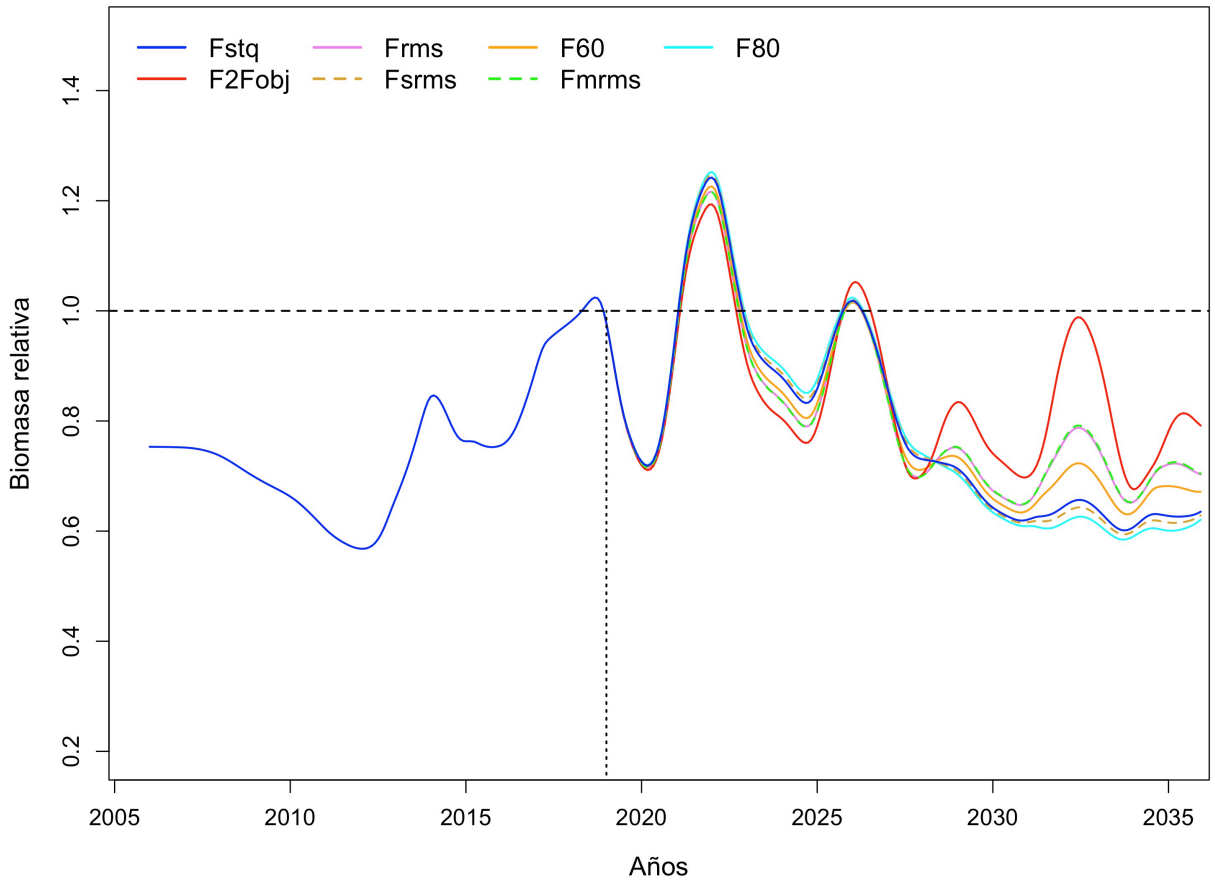


Figura 75. Biomasa relativa de merluza del sur (respecto del año 2018) según distintas estrategias de explotación (mortalidad por pesca). La línea segmentada vertical representa el inicio de la simulación.

En el caso de congrio dorado, de manera similar a lo observado con sardina austral, casi todas las estrategias de explotación tienden a la recuperación de la biomasa del stock en el largo plazo, luego de un breve periodo de reducción (años 2019 – 2021), y estabilidad entre 2022 y 2028. Sólo la estrategia más agresiva (F2Fobj) no propende a la recuperación de la biomasa, por el contrario, tiende a su reducción por un largo tiempo 2023 a 2030 (Fig. 76). En el caso de raya volantín, como en el caso de congrio dorado luego de un periodo breve de reducción de la biomasa (años 2019 a 2021), ésta tiende a recuperarse y aumentar en el largo plazo (Fig. 77).

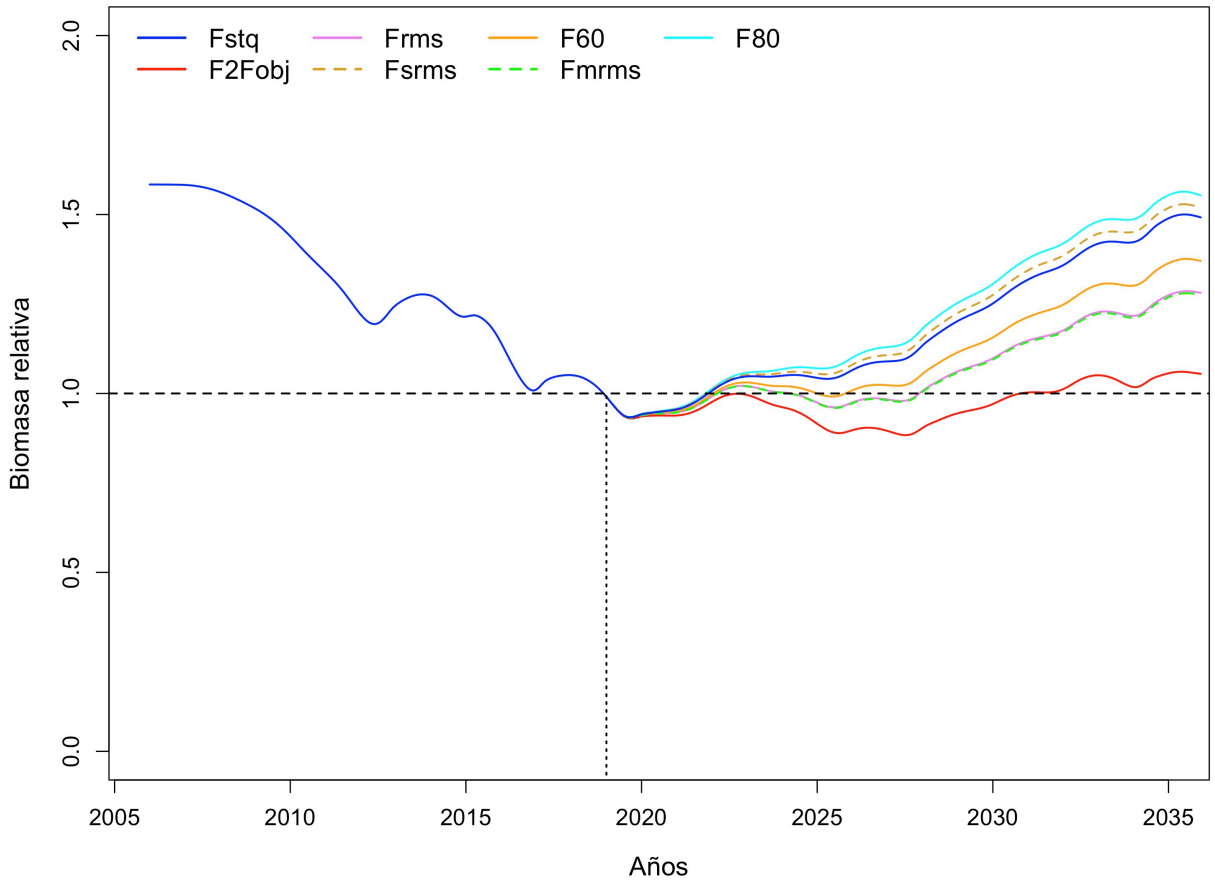


Figura 76. Biomasa relativa de congrio dorado (respecto del 2018) según distintas estrategias de explotación (mortalidad por pesca). La línea segmentada vertical representa el inicio de la simulación.

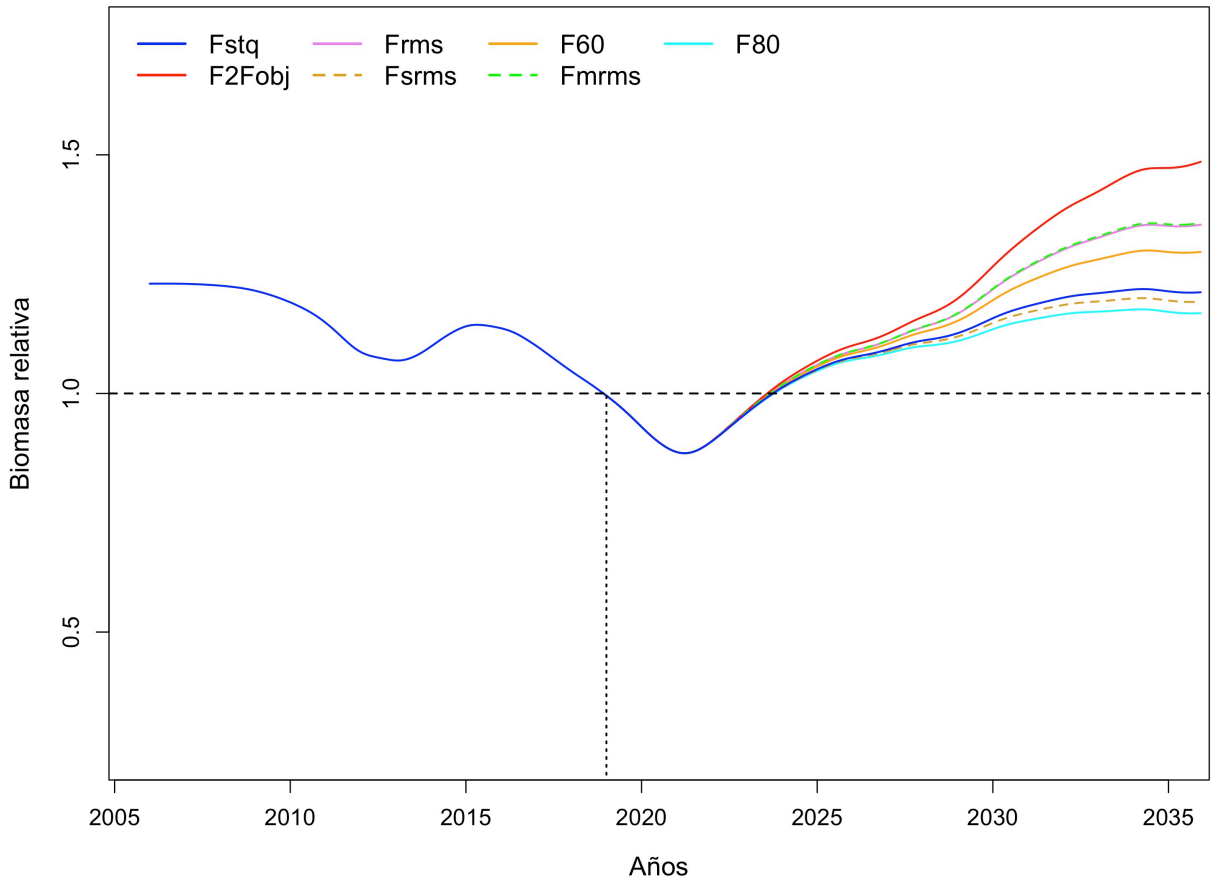


Figura 77. Biomasa relativa de raya volantín (respecto del año 2018) según distintas estrategias de explotación (mortalidad por pesca). La línea segmentada vertical representa el inicio de la simulación.

Finalmente, en el caso de la biomasa del lobo de mar común (*Otaria flavescens*), todas las estrategias de explotación de sardina austral, en el largo plazo conducen a una reducción de la población del mamífero. Al respecto, las estrategias de explotación más conservadoras (Fstq, Frms, F60 y F80), aunque reducen la biomasa de la población, tienden a mantenerla estable por varios años (2022 a 2028), para luego decrecer. Las estrategias más agresivas (F2Fobj) producen la reducción de la biomasa del lobo desde los primeros años de la simulación (Fig. 78).

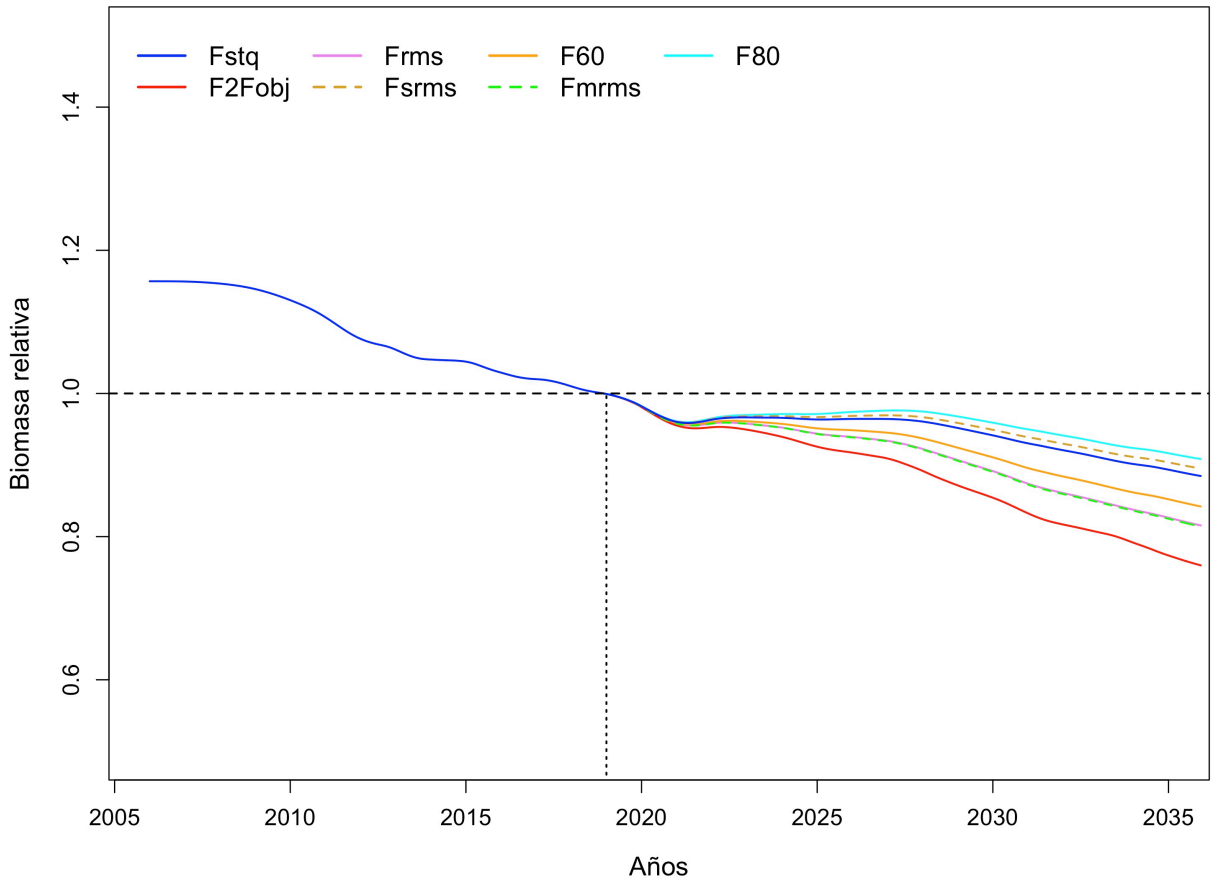


Figura 78. Biomasa relativa de lobo de mar común (respecto del año 2018) según distintas estrategias de explotación (mortalidad por pesca). La línea segmentada vertical representa el inicio de la simulación.

En el ámbito económico, la mayoría de las estrategias de explotación de sardina austral, dado que producen la recuperación de biomasa, conducen al incremento del valor total de la captura (precio playa de la captura año 2018 * captura), llegando a cuadruplicarse en el caso de Fmrms y F60. La estrategia F2Fobj genera un alto valor total de la captura en los primeros años de la simulación, pero este no es sostenible en el largo plazo disminuyendo durante el resto de la simulación. En el caso de la estrategia más conservadora (F80), en los primeros años de la simulación se produce una disminución del valor total de la captura debido a la menor magnitud de ésta, pero en la medida que la biomasa se recupera, también lo hace el valor de la captura (Fig. 79).

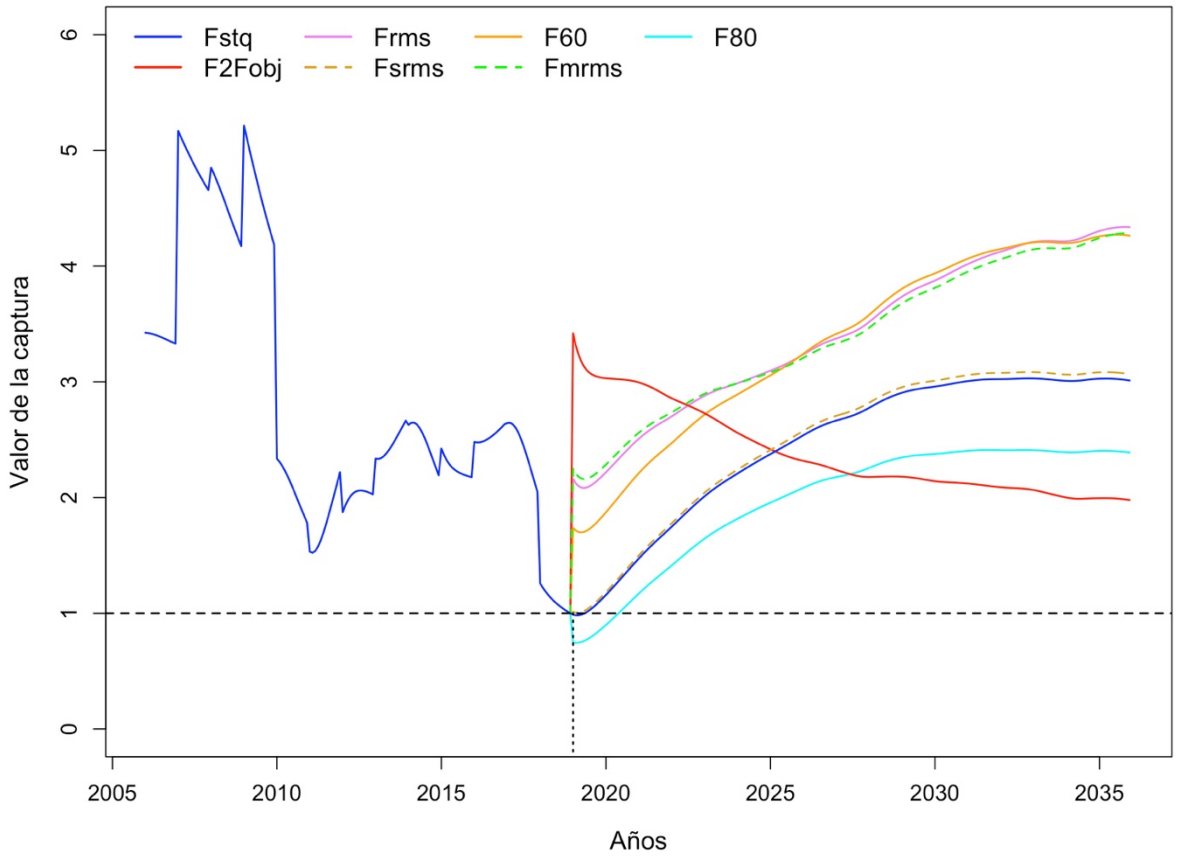


Figura 79. Valor de la captura de sardina austral (relativo al año 2018) según distintas estrategias de explotación (mortalidad por pesca). La línea segmentada vertical representa el inicio de la simulación.

En el caso de merluza del sur el valor total de la captura disminuye en el largo plazo (Fig. 80), mientras que en congrio dorado y raya volantín el valor total de la captura se incrementa (Fig. 81). Estas tendencias son explicadas por la trayectoria de la biomasa de cada grupo en la simulación.

En el caso del empleo (empleo por unidad de captura), dado que este depende de manera directa de la captura, entonces el comportamiento del empleo en cada escenario de pesca fue el mismo que el de la captura.

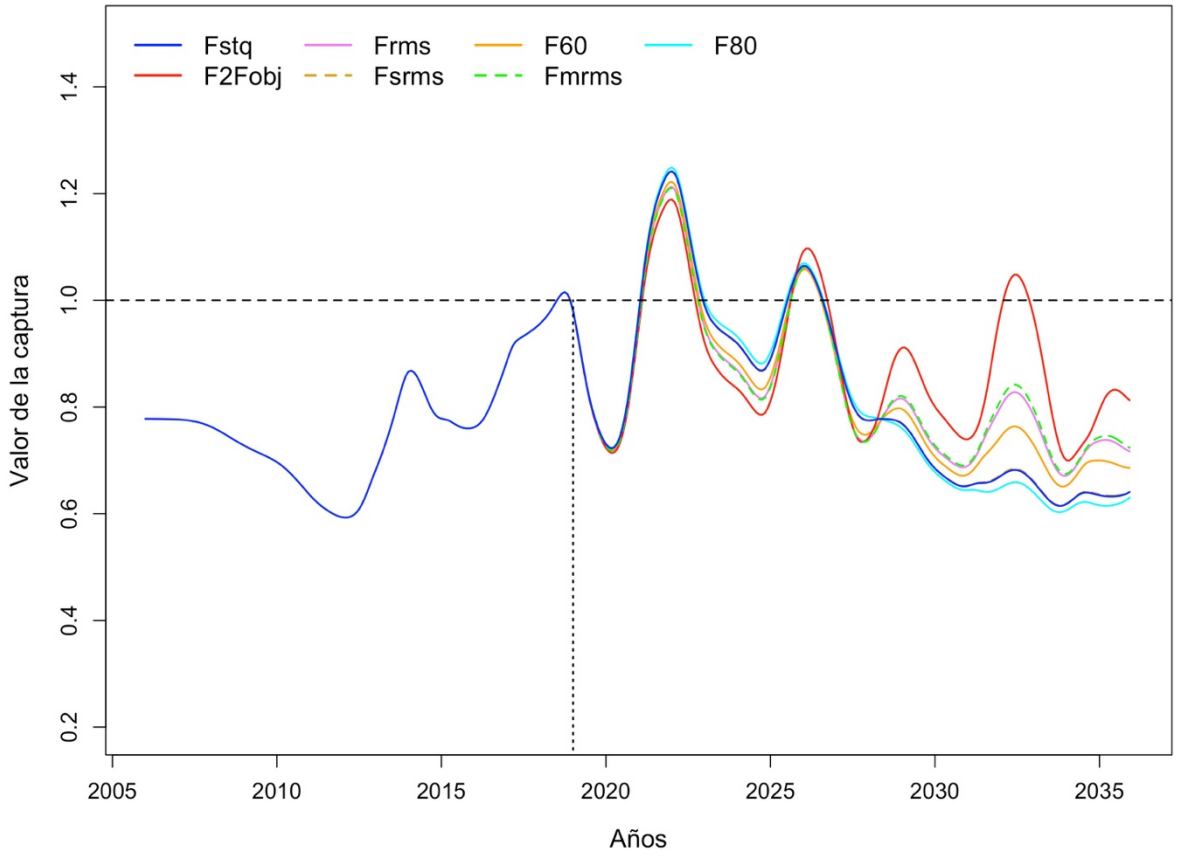


Figura 80. Valor de la captura de merluza del sur (relativo al año 2018) según distintas estrategias de explotación (mortalidad por pesca) de sardina austral. La línea segmentada vertical representa el inicio de la simulación.

En el contexto de los impactos ecosistémicos, la biomasa total del ecosistema se incrementó rápidamente en los primeros años de la simulación, lo que se atribuye a que la mayoría de las estrategias de explotación condujo a la recuperación de la biomasa de sardina austral (respecto del año 2018), y como consecuencia de ello, también se recupera la biomasa de congrio dorado y raya volantín. Luego de este breve período de crecimiento de la biomasa total, esta tiende a estabilizarse debido a las interacciones depredador-presa en la comunidad. Dependiendo de la estrategia de explotación aplicada a sardina austral, la estabilización de la biomasa total se alcanza más tarde (estrategias menos agresivas, p.ej. F80 y Fstq)(Fig. 82).

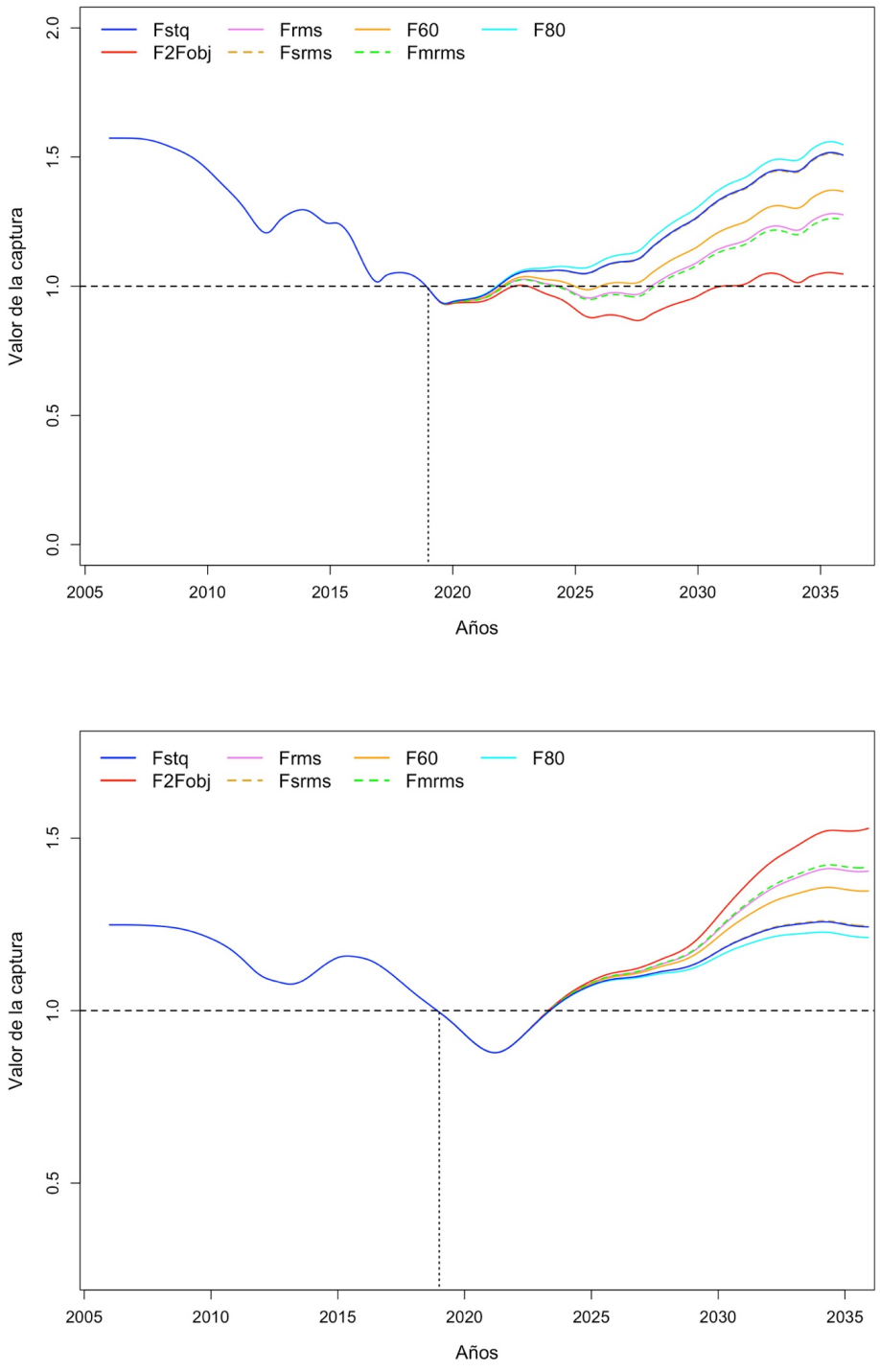


Figura 81. Valor de la captura (relativo al año 2018) de congrio dorado (arriba) y raya volantín (abajo) según distintas estrategias de explotación (mortalidad por pesca) de sardina austral. La línea segmentada vertical representa el inicio de la simulación.

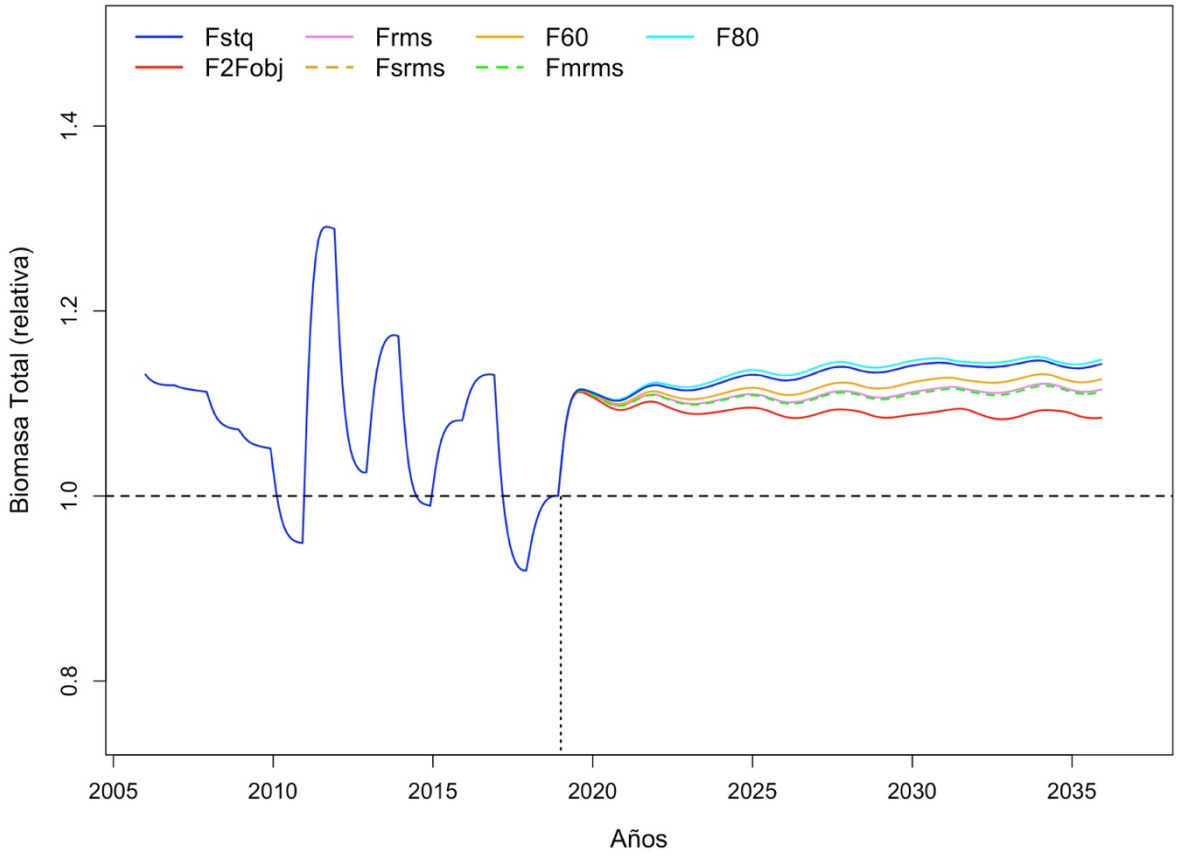


Figura 82. Biomasa total (relativa al año 2018) del ecosistema del mar interior de la X Región según distintas estrategias de explotación (mortalidad por pesca) de sardina austral. La línea segmentada vertical representa el inicio de la simulación.

Sin embargo, en el caso de la estrategia F2Fobj la biomasa total de la comunidad en el lago plazo se redujo, debido a la disminución de la biomasa de sardina austral. Este efecto también se observó en el caso de la trayectoria de la biomasa de los depredadores (Fig. 83), considerándose en este caso a la sardina austral como depredador de zooplancton y fitoplancton.

Como consecuencia del crecimiento de la biomasa de sardina austral para la mayoría de las estrategias de explotación analizadas, y dado que esta especie constituye el mayor aporte a las capturas de la comunidad, entonces éstas se incrementan (Fig. 84) en todas las estrategias de explotación excepto F2Fobj que reduce la biomasa y, por consiguiente, las capturas.

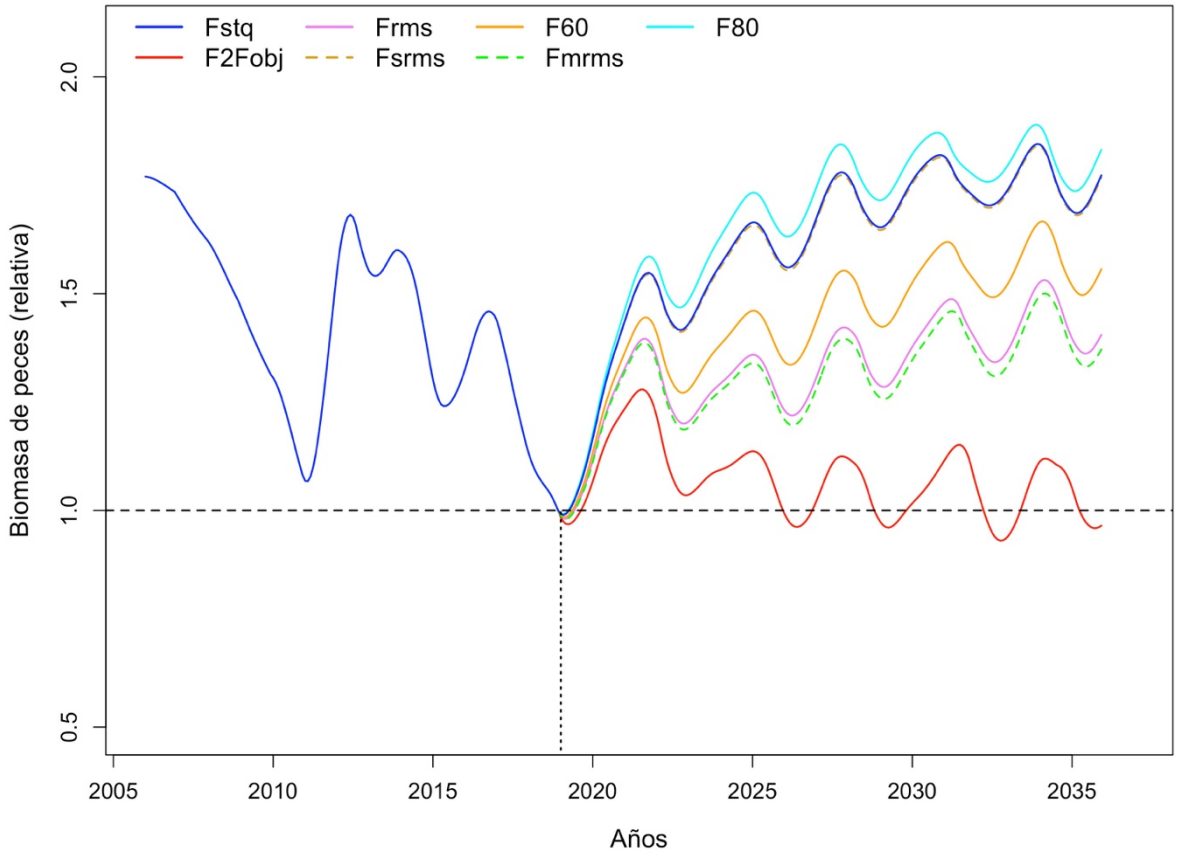


Figura 83. Biomasa de peces (relativa al año 2018) del ecosistema del mar interior de la X Región según distintas estrategias de explotación (mortalidad por pesca) de sardina austral. La línea segmentada vertical representa el inicio de la simulación.

En el caso de la proporción (en porcentaje) de predadores (organismos de nivel trófico igual o mayor a 4), la mayoría de las estrategias de explotación tienden a disminuirla, lo anterior debido a que, como consecuencia del aumento de la biomasa de sardina austral (principalmente), el aporte relativo de los predadores a la biomasa de la comunidad se reduce. Por el contrario, en el caso de la estrategia más agresiva para sardina austral (F2Fobj), que reduce rápidamente la biomasa de ésta, la tendencia de la proporción de predadores aumenta porque aumenta su aporte relativo a la biomasa de la comunidad (Fig. 85).

Figura 84. Captura total (relativa al año 2018) de la comunidad del ecosistema del mar interior de la X Región según distintas estrategias de explotación (mortalidad por pesca) de sardina austral. La línea segmentada vertical representa el inicio de la simulación.

En el caso del nivel trófico de la comunidad, sin considerar a los productores (fitoplancton) y el detrito, y el nivel trófico de la captura, no se observa cambios sustanciales en el largo plazo respecto del año de inicio de la simulación. Esto es que las estrategias de explotación evaluadas no tienen impactos negativos importantes, incluso la estrategia más agresiva evaluada (Fig. 86). Lo anterior se ve apoyado por la poca variación que tuvo el índice de diversidad de Shannon (para todas las estrategias de explotación) y el índice de diversidad de Kempton (Fig. 87). En este último caso, la excepción fue la estrategia F2Fobj.

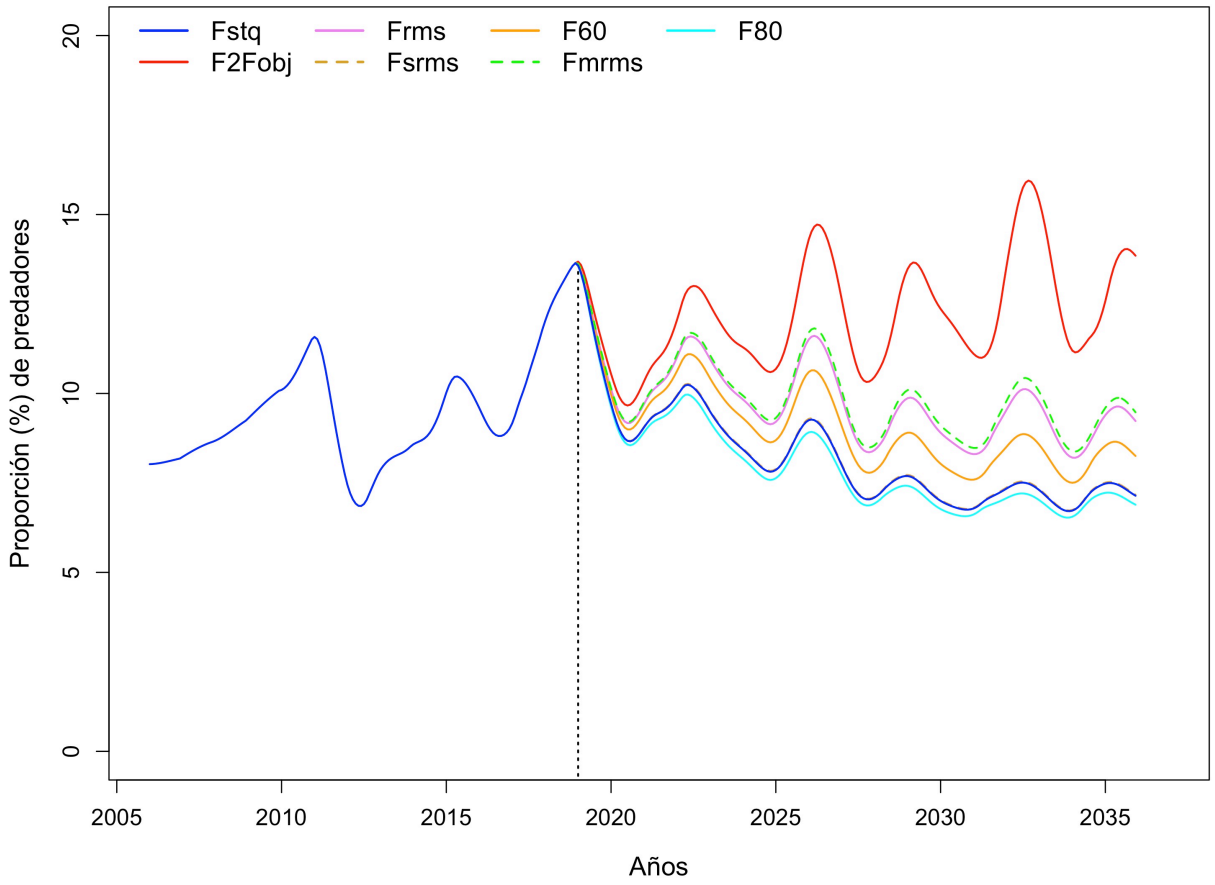


Figura 85. Proporción de predadores en la comunidad del ecosistema del mar interior de la X Región según distintas estrategias de explotación (mortalidad por pesca) de sardina austral. La línea segmentada vertical representa el inicio de la simulación.

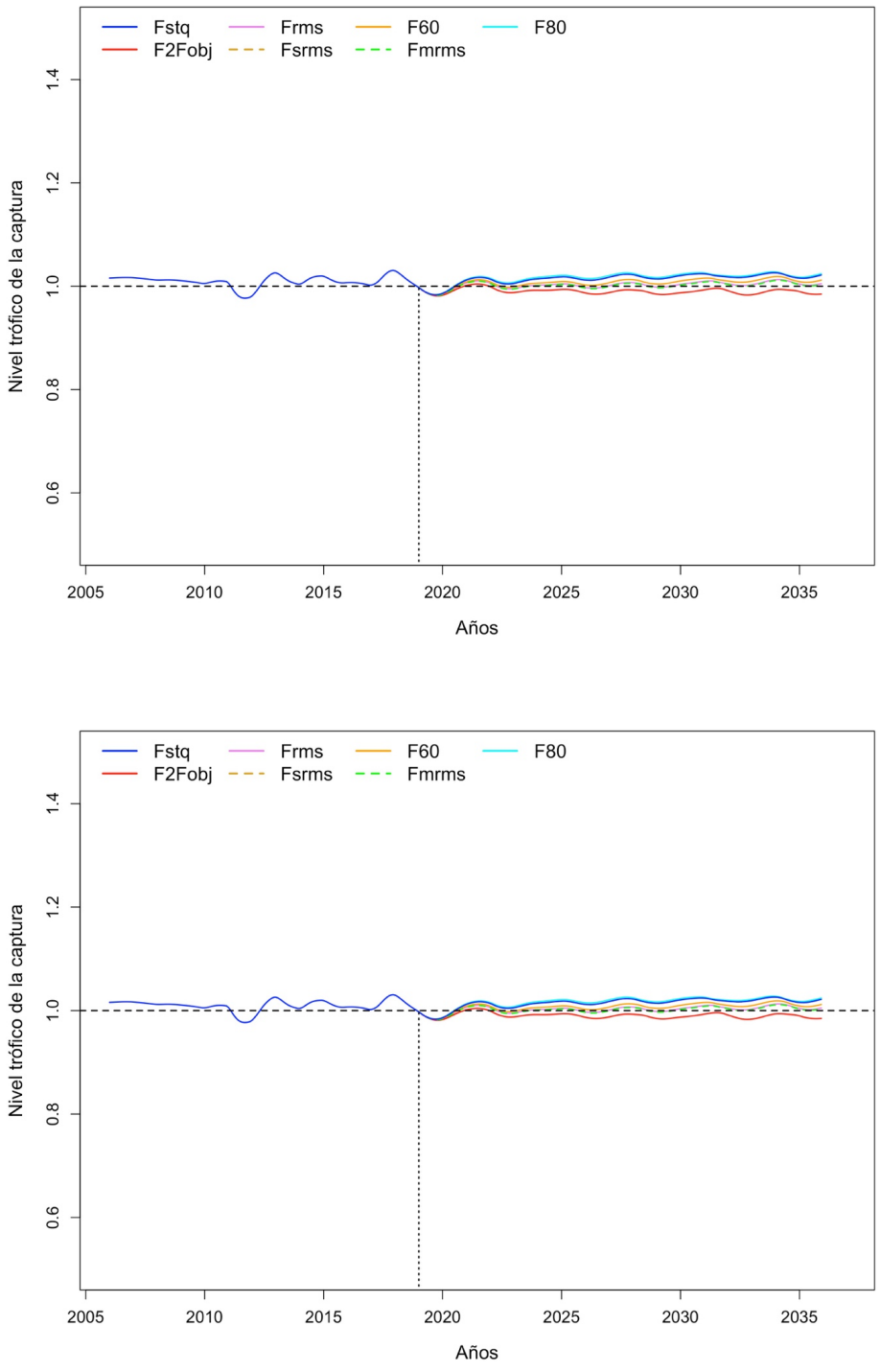


Figura 86. Nivel trófico de la comunidad relativo al año 2018 según distintas estrategias de explotación (mortalidad por pesca) de sardina austral. Panel superior: nivel trófico de la comunidad relativo sin considerar a los productores y detrito; panel inferior: nivel trófico relativo de la captura en el ecosistema del mar interior de la X Región. La línea segmentada vertical representa el inicio de la simulación.

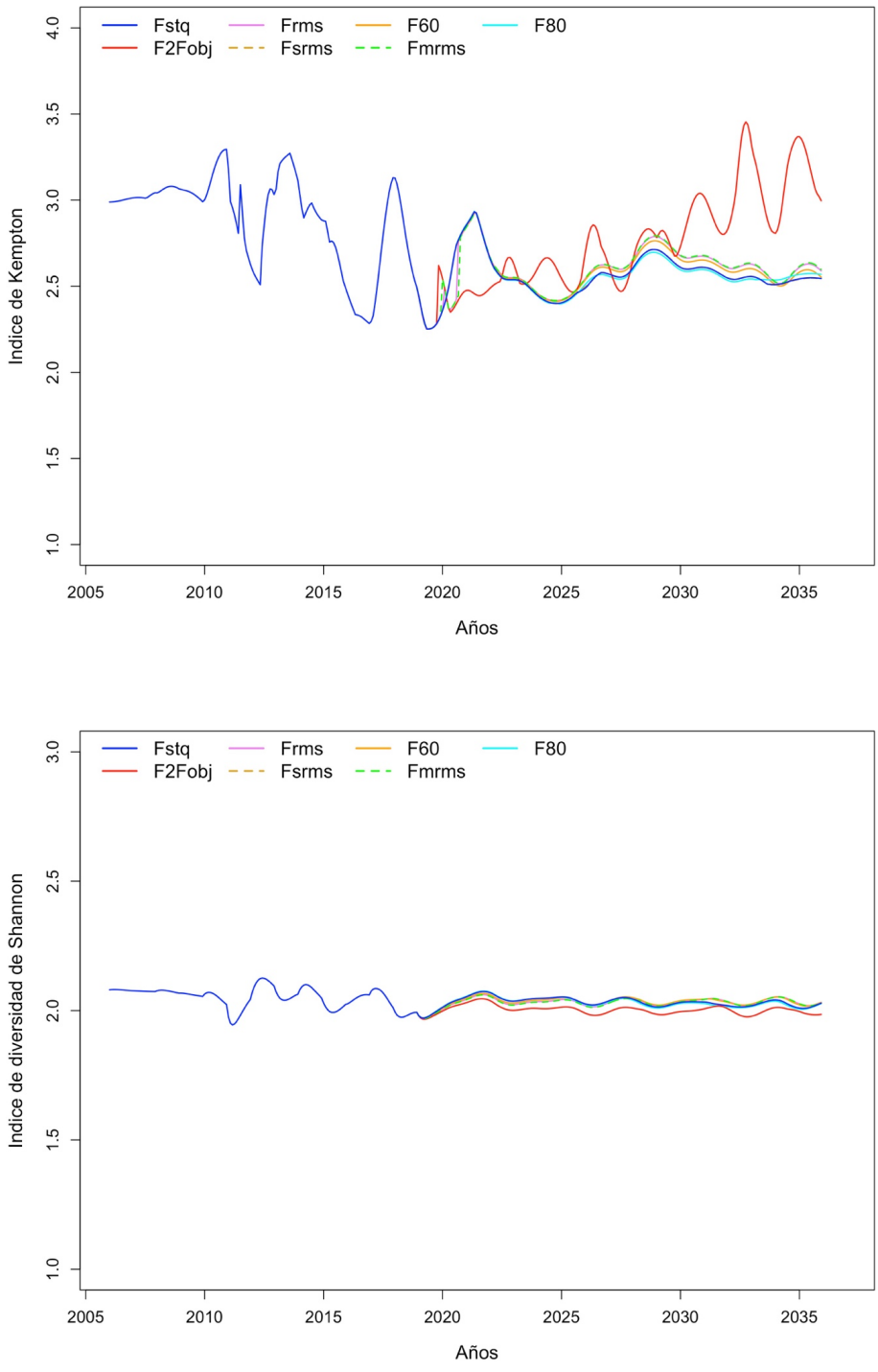


Figura 87. Índice de diversidad de Kempton (arriba) y Shannon (abajo) de la comunidad en el ecosistema del mar interior de la X Región según distintas estrategias de explotación (mortalidad por pesca) de sardina austral. La línea segmentada vertical representa el inicio de la simulación.

4.5. Talleres

De acuerdo con las Bases Técnicas del proyecto FIPA 2017-64, se realizó los talleres y reuniones que a continuación se indican, adjuntándose a este informe las actas de las instancias solicitadas por las Bases Técnicas (destacadas con asterisco).

- Reunión inicial de coordinación: 22 de marzo de 2018 (*)
- Reunión virtual 1 con contraparate técnica: 22 de junio de 2018
- Presentación del proyecto y discusión de objetivos en la Reunión del Comité de Manejo de la Pesquería de Sardina Austral. Puerto Montt, 25 de julio de 2018
- Taller internacional con expertos extranjeros e investigadores nacionales, Hotel Diego de Almagro (Valparaíso), 18 y 19 de noviembre de 2018 (*)
- Taller con actores claves de la pesquería de sardina austral X región de Los Lagos, Hotel Diego de Almagro (Puerto Montt), 23 y 24 de enero de 2019 (*)

Los detalles (actas, minutas, programas, conclusiones) de los talleres se presentan en la sección Anexos.

5. Análisis de resultados, discusión y conclusiones

La experiencia internacional en la implementación del enfoque ecosistémico es aún incipiente, y las naciones que han avanzado más en este enfoque son USA, Australia, Europa y Sudáfrica (Pitcher *et al*., 2009). Si bien no existe un análisis más actualizado que el de Pitcher *et al*. (2009), los expertos internacionales que participan en este proyecto y quienes asistieron al Taller internacional coincidieron en que la situación actual no dista mucho de presentada en esa publicación. Con respecto a las especies forraje, la revisión realizada en este proyecto indica que la mayoría de ellas son peces, aunque también se considera a invertebrados como moluscos (calamares) y crustáceos (krill). De las pesquerías de especies forraje revisadas, menos de la mitad tiene algún tipo de consideración ecosistémica. Sin embargo, ninguna de estas pesquerías se maneja considerando el ecosistema como un todo, i.e., incluyendo comprehensivamente los aspectos ecológicos, sociales, económicos y de gobernanza como plantea la definición de Enfoque Ecosistemico en Pesquerías. En la práctica, el enfoque monoespecífico es el que domina en la administración pesquera mundial. Existen pesquerías del hemisferio sur no abordadas en detalle en esta revisión, como la pesquería de anchoveta de Argentina (*Engraulis anchoita*) certificada bajo estándares del Marine Stewardship Council, MSC) y pesquerías de sardinas en Brasil y calamar en las Islas Malvinas/Falklands. Las certificaciones tipo MSC se basan en el cumplimiento de estándares en el ámbito de la sustentabilidad del recurso, la minimización del impacto ambiental de la pesca en otras especies y hábitats, y una buena gestión de las actividades pesqueras. Pero, en la práctica, en ninguna de ellas se ha implementado a cabalidad el enfoque ecosistémico en su manejo.

Para contrarrestar lo anterior, varias agencias internacionales han avanzado en la redacción de directrices y marcos de alto nivel respecto de la implementación del enfoque ecosistémico en pesquerías. Algunas naciones (dentro de las que se incluye Chile) incluso mandatan en su normativa legal la aplicación del enfoque eosistémico. Sin embargo, aún no existen experiencias de largo plazo donde se haya aplicado el enfoque ecosistémico y que permitan arribar a guías o conclusiones sobre su implementación práctica en una pesquería. Por esta razón, en este proyecto se desarrolló una estructura general para pesquerías pelágicas que considera objetivos, indicadores, puntos de referencia, monitoreo, y evaluación (Objetivo Específico 2). Sin embargo, cada pesquería

es distinta y tanto el grado en el que se puede avanzar como las aproximaciones metodológicas aplicables son función de tres aspectos clave: la data disponible, el nivel de gobernanza y los plazos de los que se dispone para su implementación.

La necesidad de obtener data surge del análisis de la naturaleza propia del enfoque ecosistémico, y se relaciona con que hasta el ecosistema más simple contiene alta diversidad de especies, procesos, interacciones, efectos acumulativos, y forzantes que podrían ser importantes para el manejo. En general, la data puede ser cualquier información (cualitativa o cuantitativa) documentada sobre el ecosistema de interés. La data normalmente proviene de estudios publicados o no publicados, o de expertos, grupos de usuarios, o portadores de conocimiento local. La disponibilidad de data puede imponer un desafío para el enfoque ecosistémico cuando la data es escasa o el conocimiento existente no se ha documentado en forma fácilmente rastreable y accesible. El cortoplacismo asociado a las acciones de manejo también puede inhibir el uso de bases de datos existentes, pero dispersas. Esto porque reunir y preparar data para usarla en un análisis es un proceso largo que podría tomar más tiempo del que normalmente dispone la administración.

La gobernanza también puede ser un factor catalizador o inhibidor para la implementación del enfoque ecosistémico. Las características de un sistema de gobernanza que pueden limitar el enfoque ecosistémico son i) la estabilidad del gobierno, ii) el nivel de cooperación y coordinación entre las diferentes entidades gubernamentales, iii) el número de jurisdicciones dentro de la región administrada, y iv) la capacidad del gobierno de hacer cumplir las leyes. Tallis *et al*. (2010) definen una gobernanza pobre como la situación donde i) las leyes no existen o no existe confiabilidad en su cumplimiento, ii) la ley no es estable, iii) los derechos de propiedad no se han definido o no se hacen cumplir, iv) los procesos de decisión no son transparentes e inclusivos, y/o v) los stakeholders se encuentran en conflicto respecto de las metas/objetivos del manejo. Una gobernanza alta podría definirse como lo opuesto, i.e., situación donde las leyes son confiables y con alto grado de cumplimiento, los procesos de decisión son transparentes e inclusivos, y los stakeholders están alineados con las metas/objetivos del manejo. Evaluar el tipo y grado de gobernanza que opera en la pesquería objetivo del plan ayudará a determinar su ámbito e implementación.

El plazo que disponen los administradores para implementar un proceso de enfoque ecosistémico para el manejo puede influir en la selección de los enfoques más apropiados. Por su naturaleza, es razonable pensar que el proceso de manejo pesquero con enfoque ecosistémico será de largo plazo y se caracterizará por el desarrollo de varias etapas iterativas de planificación e implementación. Sin embargo, los pasos de inicio y puesta en marcha pueden ser extremadamente cortos, como es el caso de la LGPyA. Las restricciones en cuanto a plazos pueden alterar el número de objetivos que pueden abordarse en forma racional, el rigor y la complejidad de los enfoques analíticos a ser usados, y la extensión/alcance/envergadura del monitoreo. Incluso en marcos de corto plazo (3 años) existen pasos iniciales críticos que mejoran los resultados posteriores.

En el caso de la sardina austral, se conoce que en términos monoespecíficos existe data moderada (se ha clasificado como Tier 2). Sin emabrgo, la información del ecosistema y de las dimensiones social y económica será probablemente limitada a pobre. Esto porque las series de tiempo son cortas como para describir relaciones entre objetivos de manejo y los principales forzantes o amenazas en el sistema. Sin embargo, en este proyecto se desarrolló modelos monoespecíficos y ecosistémicos de simulación (ver Objetivo Específico 4) para analizar qué conexiones en el sistema (ecológicas, sociales, económicas) son las más fuertes y más afectadas por el manejo.

En cuanto a la gobernanza, esta podría catalogarse *a priori* como intermedia, ya que existe un Comité de Manejo conformado en 2015 donde confluyen los grupos de interés. Sin embargo, aún no existe Plan de Manejo y, por lo tanto, no existe aún una visión respecto de qué objetivos se quiere cumplir con el manejo de esta pesquería ni cómo y cuándo lograrlo. En este sentido, el análisis de brechas indicó que la mayoría de las brechas en esta dimensión son importantes y requieren se aboradas en el corto plazo. Tampoco existe una regla de control para decidir las acciones en el caso que el estado de situación de la pesquería sea catalogado como agotado (i.e., no existe programa de recuperación). Un factor que puede ser catalizador del proceso de implementación del enfoque ecosistémico en esta pesquería es el interés de los usuarios (con el apoyo de la autoridad) por iniciar proceso de certificación de la pesquería bajo estándares Marine Stewardship Council (MSC).

Con respecto a los plazos disponibles para la implementación del enfoque ecosistémico, la LGPyA no los establece y tampoco la forma en que se implementará este enfoque, pero considerando acuerdos internacionales (e.g., OCDE) y presiones de mercado hacia pesquerías sustentables y con impactos mínimos en el ecosistema es posible que se deba avanzar en una implementación más bien rápida y en muchas pesquerías a la vez, lo que podría afectar la calidad de los planes de manejo ecosistémicos.

En un análisis reciente, Trotcha *et al*. (2018) indican que es poco probable que todas las pesquerías cumplan con todas las características o requisitos del enfoque ecosistémico. Por lo tanto, una forma más realista y útil de poner en práctica el enfoque ecosistémico para pesquerías es incluir algunas consideraciones basadas en el ecosistema al manejo pesquero que sean contexto específicas. Considerando lo anterior, se adaptó el marco general planteado en el Objetivo Específico 1 y se generó una propuesta de plan de manejo para la pesquería de sardina austral que incorpore la componente ecosistémica, el que fue presentado, discutido y sancionado por actores clave de la pesquería (Taller 2).

El modelo operativo desarrollado en este proyecto mostró un buen grado de ajuste a los datos disponibles (CPUE, biomasa acústica y composición de tallas) y las variables junto con la situación del recurso fueron similares a las del modelo de estimación actualmente en uso. La evaluación de la estrategia de explotación actual de manejo (F60% con un nivel de riesgo de 20%) permitiría una explotación sustentable del recurso (probabilidad 0 de colapso y probabilidad de recuperación de 0.40), independiente de que no se conozca la dinámica productiva (ie., tipo Beverton & Holt ó Ricker). Esto sólo podría cambiar bajo la hipótesis de cambio de régimen desfavorable en el nivel de reclutamiento, donde aumenta la probabilidad de colapso y disminuye la probabilidad de recuperación. Los grupos congrio (*Genypterus blacodes*) y merluza austral adulta (*Merluccius australis*), que se caracterizan por depredar sobre sardina austral, presentaron una respuesta de declinación menor al límite sugerido de 20%, independiente la regla de control y escenario evaluado. Nuevamente esto cambiaría solo en el escenario de cambio de régimen, cuando su respuesta de declinación se aproximaría al límite de 20%.

En el ecosistema del mar interior de la X y XI Regiones, la sardina austral juega un rol como como predador planctófago (Montecinos *et al*., 2016) y también como presa para depredadores que son recursos pesqueros - que requieren pronta recuperación de sus stocks tales como merluza del sur, merluza de cola, congrio dorado (Neira *et al*., 2015)- y mamíferos como el lobo de mar común y cetáceos, y probablemente de aves (Zuleta & Rubilar (2010). En este sentido, la sardina austral canalizaría la producción de los niveles tróficos primarios (fitoplancton y zooplancton) hacia los niveles tróficos intermedio y altos. La sardina austral también sustenta el desembarque de la pesquería pelágica en la X Región, de la que depende la flota cerquera artesanal de esa Región, y también existe un creciente interés por el desarrollo de la pesquería pelágica de la Región de Aysén. Por otro lado, Zuleta & Rubilar (2010) postulan interacciones de la pesquería pelágica de sardina austral con Parques Marinos, Reservas Marinas y santuarios de la naturaleza en la X y XI Regiones que son áreas de protección de diversos vertebrados marinos, muchos de los cuales se alimentan de sardina austral, destacando según tales autores: el lobo marino común (*Otaria flavencens*), el lobo fino austral (*Arctocephalus australis*), el pingüino de Magallanes, el cormorán yeco (*Phalacrocorax olivaceos*), el cormorán imperial (*Phalacrocorax atriceps*), el cormorán lile (*Phalacrocorax gaimardii*), las toninas (*Cefalorhynchus commersonii*) y otros.

Los resultados de las simulaciones de captura desarrollados con el modelo ecosistémico indicaron que, con la excepción de aquel en que se dobla la mortalidad por pesca objetivo actual (F2Fobj), no se generarían impactos negativos en la biomasa de sardina austral. De hecho, se observó crecimiento de la biomasa de sardina austral en el mediano a largo plazo (> 5años). Por otro lado, los escenarios de captura de sardina austral no afectaron negativamente en el largo plazo a predadores como congrio dorado y lobo marino común.

En el caso de merluza del sur, la biomasa tiende a disminuir en todos los escenarios de captura simulados para sardina austral. Lo anterior, sin embargo, no correspondería a un impacto trófico directo ya que en todos los escenarios la biomasa de sardina austral aumenta y, por lo tanto, la biomasa de este último predador debería aumentar también. Entonces, la disminución de la biomasa de merluza austral en las proyecciones podría deberse a otros factores distintos de la biomasa de sardina austral. En este sentido, un factor importante podría ser la mortalidad por pesca que se aplicó al principio de la simulación (año 2017). Este valor se basó en la cuota de merluza austral

para el año 2018, que sin embargo debió corregirse a la baja para 2019 por que la biomasa había disminuido con respecto a 2017. A lo anterior podría sumarse el efecto de la depredación por lobo marino común y la competencia con congrio dorado (la biomasa de ambos grupos tiende a aumentar en el largo plazo). De todas formas, se debe recordar que un parámetro clave en la simulación dinámica es la vulnerabilidad (v) y si bien el modelo se ajustó bien a la abundancia relativa de algunos grupos, en el caso de merluza austral el ajuste a las observaciones no fue tan satisfactorio y por ende el parámetro *v* asociado a las interacciones predador-presa en las que participa merluza austral podría no ser el más adecuado.

Conclusiones

- La experiencia internacional en la implementación del enfoque ecosistémico es aún incipiente, y las naciones que han avanzado más en este enfoque son USA, Australia, Europa y Sudáfrica. Menos de la mitad de las pesquerías de especies forraje revisadas tiene algún tipo de consideración ecosistémica y aún ninguna se maneja considerando el ecosistema como un todo, i.e., incluyendo comprehensivamente los aspectos ecológicos, sociales, económicos y de gobernanza.

- No existen experiencias de largo plazo donde se haya aplicado el enfoque ecosistémico y que permitan arribar a guías o conclusiones sobre su implementación práctica en una pesquería. Si bien es posible considerar un marco general que debe contener objetivos, indicadores, puntos de referencia, y sistemas de monitoreo, y evaluación, cada pesquería es distinta y tanto el grado en el que se puede avanzar como las aproximaciones metodológicas aplicables son función de tres aspectos clave: la data disponible, el nivel de gobernanza y los plazos de los que se dispone para la implementación.

- El modelo operativo monoespecífico desarrollado en este proyecto mostró un buen grado de ajuste a los datos disponibles (CPUE, biomasa acústica y composición de tallas), y las variables junto con la situación del recurso fueron similares a las del modelo de estimación actualmente en uso.

- La evaluación de la estrategia de explotación actual de manejo (F60% con un nivel de riesgo de 20%) permitiría una explotación sustentable del recurso sardina austral (probabilidad 0 de colapso y probabilidad de recuperación de 0.40), independiente de que no se conozca la dinámica productiva del recurso (ie., tipo Beverton & Holt ó Ricker). Además, esta estrategia no mostró impactos negativos sobre especies predadores de sardina austral.

- El modelo Ecopath with Ecosim construido en este proyecto permitió evaluar distintos escenarios de captura de sardina austral y su impacto sobre la dinámica de este recurso, sus predadores, y el ecosistema como un todo. Los resultados indicaron que, con la excepción del escenario en que se dobla la mortalidad por pesca objetivo actual (F2Fobj), las remosión de sardina austral no generarían impactos negativos en la sustentabilidad de este recurso o de otros predadores.

6. Referencias

Accadia, P., Spagnolo, M., 2006. Socio-economic indicators for the Adriatic Sea demersal fisheries. In: Proceedings of the Thirteenth Biennial Conference of the International Institute of Fisheries Economics & Trade (IIFET), July 11–14, 2006, Portsmouth, UK.

Acha, E.M., Mianzan, H.W., Guerrero, R.A., Favero, M., Bava, J., 2004. Marine fronts at the continental shelves of austral South America: physical and ecological processes. J. Mar. Syst. 44, 83–105.

Aguayo, M. 1995. Biology and fisheries of Chilean hakes (*M. gayi* and *M. australis*). In: Hake, Fisheries, Ecology and Markets, J. Alheit & T. Pitcher (Eds.). Chapman & Hall, Fish and Fisheries Series 15, London. 305-319.

Aguayo, M. & R. Gili. 1984. Edad y crecimiento de merluza de cola (*Macruronus magellanicus*, Lönnberg)(Gadiformes-Gadidae). Invest. Pesq., Valparaíso. 34: 47-57.

Aguayo, M., Z. Young, R. Bustos, V. Ojeda, T. Peñailillo, R. Gili, C. Vera & H. Robotham. 1986. Diagnóstico de las principales pesquerías nacionales demersales (peces) zona sur austral 1985. Estado de situación del recurso. Corporación de Fomento de la Producción (AP 86/55). Instituto de Fomento Pesquero, Chile, 143 pp.

Aguayo, M., Z. Young, R. Bustos, T. Peñailillo, V. Ojeda, C. Vera, H. Hidalgo & I Céspedes. 1987. Diagnóstico de las principales pesquerías nacionales demersales (peces) zona sur austral 1986. Estado de situación del recurso. Corporación de Fomento de la Producción (AP 87/3). Instituto de Fomento Pesquero. Chile, 209 p.

Aguayo, M., I. Paya, R. Bustos, V. Ojeda, R. Gili, C. Vera, I. Céspedes & L. Cid. 1990. Diagnóstico de las principales pesquería nacionales demersales (peces) zona sur-austral. 1988. Estado de situación del recurso. Instituto de Fomento Pesquero AP 89/17a, 161 p.

Aguayo, M., I. Payá, R. Céspedes, H. Miranda, V. Catasti, S. Lillo, P. Gálvez, L. Adasme, F. Balbontín & R. Bravo. 2001. Dinámica reproductiva de merluza del sur y congrio dorado. FIP 99-15. 114 pp+ tablas y figuras.

Ahrens, R.N.M., C.J. Walters & V. Christensen. 2012. Foraging arena theory. Fish and Fisheries 13: 41-59.

Alarcón, R. & H. Arancibia. 2015. Biology, fishery and products of Chilean hoki (*Macruronus novaezelandiae magellanicus*). pp. 294. In: H. Arancibia (Ed.). Hakes: Biology and Exploitation. Willey Blackwell. ISBN: 978-1-118-56841-5.

Andersen, K.H., K. Brander & L. Ravn-Jonsen. 2015. Trade-offs between objectives for ecosystem management of fisheries. Ecological Applications, 25(5): 1390-1396

Arancibia, H., M. Barros, S. Neira, C. Gatica, M.J. Zúñiga, R. Alarcón & E. Acuña. 2009. Formulación e implementación de un enfoque multiespecífico de evaluación de stock en

recursos demersales de la zona sur austral - Fase I. Informe Final Proyecto FIP 2008-23. Universidad de Concepción/Instituto de Investigación Pesquera VIII Región S.A., 151 p. + Anexos.

Arancibia, H., S. Neira, M. Barros, C. Gatica, M.J. Zúñiga, R. Alarcón & E. Acuña. 2010. Formulación e implementación de un enfoque multiespecífico de evaluación de stock en recursos demersales de la zona sur austral - Fase I. Universidad de Concepción/ Instituto de Investigación Pesquera VIII Región S.A., Informe Final Proyecto FIP 2008-23: 303 pp.

Aranis, A., L. Caballero, F. Cerna, A. Gómez, A. López & C. Bernal. 2006. Monitoreo de la Pesquería de Pequeños Pelágicos en Aguas Interiores de la X Región, Año 2004. Informe Final FIP 2004-39. Instituto de Fomento Pesquero (Valparaíso, Chile). 231 pp.

Aranis, A., R. Melendez, G. Pequeño & F. Cerna. 2007. *Sprattus fuegensis* en aguas interiores de Chiloé, Chile (Osteichthyes: Clupeiformes: Clupeidae). Gayana, 71: 102-113.

Aranis A., A Gómez, G Muñoz, L Ossa, L Caballero, F Cerna, A López, C Machuca, C Vera, G Eisele. 2012. Monitoreo de anchoveta y sardinas en aguas interiores de la X Región de Los Lagos, 2012. Informe Final Pesca de Investigación. IFOP. 161 pp.

Aranis, A., G. Muñoz, J.C. Quiroz, R. Wiff, A. Gómez & M.A. Barrientos. 2014. Identificación de rasgos morfológicos para una rápida diferenciación de sardina austral (*Sprattus fuegensis*) y sardina común (*Strangomera bentincki*). Lat. Am. J. Aquat. Res., 42(5): 1063-1071.

Aranis, A., A. Gómez, K. Walker, G. Muñoz, L. Caballero, G. Eisele, F. Cerna, Ch. Valero, A. Lopez, C. Machuca, L. Muñoz, M. Ramírez, M. Albornoz, A. Varas, M. Pizarro, U. Cifuentes. 2017. Programa de Seguimiento de las Principales Pesquerías Pelágicas de la zona centro sur de Chile, V-XI Regiones, año 2016. Convenio de Desempeño, 2016. Subsecretaría de Economía y EMT. 1681 pp

Arkema, K.K., S.C. Abramson & B.M. Dewsbury. 2006. Marine ecosystem-based management: from characterization to implementation. Frontiers in Ecology and the Environment 4: 525-532.

Atkinson, A., S. Nicol, S. Kawaguchi, E. Pakhomov, L. Quetin, R. Ross, S. Hill, C. Reiss, V. Siegel & G. Tarling. 2012. Fitting *Euphausia superba* into Southern food-web models: A review of data sources and their limitations. CCAMLR Science, 19: 219-245

Avilés, S., & M, Aguayo. 1979. Merluza española. En: bases para un desarrollo pesquero. Peces. Estado actual de las principales pesquerías nacionales. CORFO. IFOP (AP 79-18), 29, p.

Avilés, S & A. Zuleta. 1979. Reseña sobre alternativas de manejo en las pesquerías industriales de la zona austral. Primeras Jornadas en Pesquerías Chilenas, Tema: Las Pesquerías de la Zona Austral. Universidad Católica de Valparaíso. Escuela de Cs. Del Mar y de los Alimentos. 161-168 p.

Avilés, S., M. Aguayo & J.R. Cañón. 1979. Merluza de cola (*Macruronus magellanicus* Lönnberg). En: Estado Actual de las Principales Pesquerías Nacionales. Bases para un Desarrollo Pesquero. Vol. I (Peces). Corporación de Fomento de la Producción. (AP 79-18). Inst. Fom. Pesq. Chile. 26 pp.

Aydin, K.Y. & F. Mueter. 2007. The Bering Sea – a dynamic food web perspective. Deep-sea Res. II. 54: 2501-2525.

Aydin, K., S. Barbeaux, F. Bowers, V. Byrd, D. Evans, S. Gaichas, C. Ladd, S. Lowe, J. Olson, J. Sepez, P. Spencer & F. Wiese. 2007. Aleutian Islands Fishery Ecosystem Plan. North Pacific Fishery Management Council. www.fakr.noaa.gov/NPFMC. 24 pp.

Balbontín, F. & R. Bravo. 1993. Fecundidad, talla de la primera madurez sexual y datos biométricos en la merluza del sur (*Merluccius australis*). Rev. Mar.28:111-132.

Barange, M., J.C. Coetzee & N.M. Twatwa. 2005. Strategies of space occupation by anchovy and sardine in the southern Benguela: the role of stock size and intra-species competition. ICES Journal of Marine Science, 62: 645-654.

Barria Y. 2007. Prevalencia e intensidad de infección por endoparásitos en *Odontesthes* (*Austromenidia*) *regia* (Pisces: Atherinidae) y su relación con períodos estacionales, sexo y alimentación del huésped, en el estuario del río Valdivia, Chile. Tesis pregrado de Universidad Austral de Chile, 57 pp.

Berkes, F. 2010. Linkages and multi-level systems for matching governance and ecology: lessons from roving bandits. Bulletin of Marine Science 86: 235-250.

Bertrand, S., R. Joo, C.A. Smet, Y. Tremblay, C. Barbraud & H. Weimerskirch. 2012. Local depletion by a fishery can affect seabird foraging. Journal of Applied Ecology 49: 1168-1177.

Bigford T. E. 2014. Forage Species and Issues, Fisheries, 39(8): 340-340

Borjas, G. 1996. Labor Economics. Nueva York: McGraw Hill.

Burrell, D. C. 1988. Carbon flow in fjords. Oceanography and Marine Biology Annual Review 26, 143– 226.

Bustos, C.A., F. Balbontín & M.F. Landaeta. 2007. Spawning of the southern hake *Merluccius australis* (Pisces: Merlucciidae) in Chilean fjords. Fish. Res., 83: 23-32.

Butterworth, D.S. & A.E. Punt. 1999. Experiences in the evaluation and interpretation of management procedures. In: Payne, A.I.L. (Ed.), Confronting Uncertainty in the Evaluation and Implementation of Fisheries-Management Systems. ICES J. Mar. Sci. 56, 985-998.

Caballero L., A. Aranis, R. Céspedes, R. Tascheri, M. Nilo & J. Merino. 2003. Programa de seguimiento del estado de las principales pesquerías nacionales. Proyecto: Análisis

integrado de la merluza de cola, 2003. Informe de avance complementario IFOP-SUBPESCA.

Campos, H. y Moreno, C. (1985) Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons. UNAM Press. México. 414 pp.

Carrasco, C. & N. Silva. 2010. Comparison of the physical and chemical oceanographic features in the Puerto Montt to mouth Guafo between winter and spring of 2004 and between 1995 and 2004 Springs. Ciencia y Tecnología del Mar 33(2): 5-16.

Carscadden, J.E., K.T. Frank & W.C. Leggett. 2001. Ecosystem changes and the effects on capelin (*Mallotus villosus*), a major forage species. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 58: 73-85.

Castillo, J. 2008. Evaluación hidroacústica pequeños pelágicos del Mar Interior de Chiloé 2007. Informe Pesca de Investigación. Instituto de Fomento Pesquero, Valparaíso, Chile.

CBD, 2004. Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica. Enfoque por ecosistemas. Directrices del CDB. 50 p.

Cerda, R., M. Ahumada, E. González & D. Queirolo. 2014. Modelo estructura de costos de la flota pesquera nacional y plantas de proceso. Informe Final. Licitación Nº 4728-57-LE13. 101 pp.

Ceriola, L., Accadia, P., Mannini, P., Massa, F., Milone, N., Ungaro, N., 2008. A bioeconomic indicators suite for the appraisal of the demersal trawl fishery in the Southern Adriatic Sea. Fish. Res. 92, 255-267.

Cerna, F., J. Quiroz, A. López & A. Aranis. 2007. Edad y crecimiento de sardina fueguina (*Sprattus fueguensis*, Jenyns, 1842) en el Mar Interior de la Isla Chiloé, Pacifico Sur-Este frente a Chile. XXVII Jornadas Ciencias del Mar. Iquique – Chile.

Cerna, F., E. Leal, A. López & G. Plaza. 2014. Age, growth and natural mortality of the Patagonian sprat *Sprattus fuegensis* (Jenyns, 1842) in Chiloé inland sea, southern Chile. Lat. Am. J. Aquat. Res., 42(3): 580-587

Céspedes, R. & L. Adasme. 2002. Descripción de la pesquería, CPUE, biología, migración en la merluza de cola en la zona sur austral de Chile. En Payá, I., P. Rubilar, H. Pool, R. Céspedes, H. Reyes, N. Ehrhardt, L. Adasme & H. Hidalgo. 2002. Evaluación de merluza de cola y tres aletas. Informe Final Proyecto FIP 2000-15: 698 pp.

Chavez, F.P., J. Ryan, S.E. Lluch-Cota & M. Ñiquen. 2003. From anchovies to sardines and back: multidecadal change in the Pacific Ocean. Science 299: 217-221.

Chong, J. & M. Aguayo. 1990. Determinación de la edad y estimación de los parámetros de crecimiento del congrio dorado, *Genypterus blacodes* (Schneider, 1801) (Osteichthyes, Ophidiidae) en el Pacífico Sur Oriental. Biología Pesquera, Chile 19: 55-67.

Chong, J. 1991. Ciclo reproductivo y fecundidad de la merluza del sur, *Merluccius australis* en la pesquería sur austral. Estudio complementario "captura total permisible del recurso merluza del sur en aguas interiores, 1991". Informe Técnico IFOP-SUBPESCA:

Chong, J.V. 2000. Ciclo de maduración ovárica, fecundidad y talla de madurez en Macruronus magellanicus (Lönnberg, 1907) de la zona sur de Chile. Biología Pesquera 28:3-13.

Chong, J. & R. Galleguillos. 1993. Determinación de unidades de stock de merluza del sur. Estudio poblacional de merluza de cola. Estudio de reproducción de congrio dorado y estudio de edad de la merluza de cola. Estudio encargado por IFOP a la Sociedad de Estudios Hidrobiológicos Ltda.

Chong, L., R. Céspedes, L. Adasme, V. Ojeda, L. Muñoz, A. Villalón, K. Hunt, L. Cid, M. Miranda, E. Garcés & R. San Juan. 2015. Informe Final Programa de Seguimiento de las Pesquerías Demersales y Aguas Profundas. Sección III: Pesquerías Demersales Sur Austral, 2014. Convenio de Desempeño 2014 Subsecretaría de Economía y EMT, Instituto de Fomento Pesquero. 310 pp

Christensen, V., & D. Pauly. 1992. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments Rev. Fish Biol. Fish., 7 (1997), pp. 139-172

Christensen, V. & C.J. Walters. 2004. ECOPATH with ECOSIM: methods, capabilities and limitations. Ecol. Model., 172 (2-4): 109-139.

Christensen, V., C.J. Walters, D. Pauly & R. Forrest. 2008. Ecopath with Ecosim 6 User Guide. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver. November 2008 Edition, 235 pp.

Ciancio, J.E., M.A. Pascual, F. Botto, E. Frere & O. Iribarne. 2008. Trophic relationships of exotic anadromous salmonids in the southern Patagonian shelf as inferred from stable isotopes. Limnol. Oceanogr. 53, 788-798.

Cisneros-Mata, M.A., M.O. Navárez-Martínez & M.G. Hamman. 1995. The rise and fall of the Pacific sardine, *Sardinops sagax caeruleus* Girard, in the Gulf of California. California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Reports, 36: 136-143.

Cisneros-Montemayor, A. 2013. Modelos ecológicos para analizar el papel económico de los peces de forraje. En: J.A. Blanco (Ed.) Aplicaciones de modelos ecológicos a la gestión de recursos naturales. Omnia Science, España. 67-78.

Clemen R. 1996. Making hard decisions: an introduction to decision analysis. New York, DuxburyPress.

Cochrane, K.L., D.S. Butterworth, J.A.A. De Oliveira & B.A. Roel. 1998. Management procedures in a fishery based on highly variable stocks and with conflicting objectives: experiences in the South African pelagic fishery. Rev. Fish Biol. Fish., 8: 177-214.

Coll, M., L.J. Shannon, D. Yemane, J. Link, H. Ojaveer, Y-J. Shin, S. Neira, D. Jouffre, P. Labrosse, K. Aydin, and F. Borges. 2010. Ranking ecological relative status of exploited marine ecosystems using multiple indicators. ICES Journal of Marine Science, 67:769-786.

Córdova, G., & F. Balbontín, F., 2006. Distribución espacial de la abundancia y de la talla de ocho tipos de larvas de peces entre la Boca del Guafo y Bahía Anna Pink, zona austral de Chile. Cienc. Tecnol. Mar. 29, 153–161.

Constable AJ. 2011. Lessons from CCAMLR on the implementation of the ecosystem approach to managing fisheries. Fish and Fisheries, 12: 138–151.

Constable, A. J., de la Mare, W. K., Agnew, D. J., Everson, I., and Miller, D. 2000. Managing fisheries to conserve the Antarctic marine ecosystem: practical implementation of the Convention on the Conservation of Antarctic Marine Living Resources (CCAMLR). – ICES Journal of Marine Science, 57: 778–791.

Contreras, F.J. & J.C. Quiroz. 2017. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales al año 2017: Congrio dorado, 2017. Documento Consolidado. Convenio de Desempeño 2016. Subsecretaría de Economía y EMT, Instituto de Fomento Pesquero. 154 pp

Cryer M, Mace PM, Sullivan KJ. 2016. New Zealand's ecosystem approach to fisheries management. Fisheries Oceanography, https://doi.org/10.1111/fog.12088.

Csirke, T. 1989. Changes in the catchability coefficient in the Peruvian anchoveta (*Engraulis ringes*) fishery. En: D. Pauly, P. Muck, P. Mendo& I. Tsukayama (Eds.). The Peruvian upwelling ecosystem: dynamics and interactions. ICLARM Conference Proceeding, 18: 207-219.

Cubillos, L.A., G. Claramunt & L.R. Castro. 2014. Simulation of fishery-induced changes on the reproductive cycle of common sardine, *Strangomera bentincki*, off central southern Chile. Fish. Res., 160: 103-111.

Cury, P., A. Bakun, R.J.M. Crawford, A. Jarre, R.A. Quinones, L.J. Shannon & H.M. Verheye. 2000. Small pelagics in upwelling systems: patterns of interaction and structural changes in "wasp-waist" ecosystems. ICES J. Mar. Sci, 57: 603 - 618.

Cury, P., L. Shannon & Y.-J. Shin. 2003. The functioning of marine ecosystems: a fisheries perspective. In: Responsible fisheries in the marine ecosystem, Sinclair, M., Valdimarsson, G. (eds). FAO, 448 p.

Cury, P.M., I.L. Boyd, S. Bonhommeau, T. Anker-Nilssen, R.J.M. Crawford, R.W. Furness, J.A. Mills, E.J. Murphy, H. Österblom, M. Paleczny, J.F. Piatt, J.-P. Roux, L. Shannon & W.J. Sydeman. 2011. Global seabird response to forage fish depletion - One-third for the birds. Science 334: 1703-1706.

D'Amato, M.E., & G.R. Carvalho. 2005. Population genetic structure and history of the long-tailed hake, *Macruronus magellanicus*, in the SW Atlantic as revealed by mtDNA RFLP analysis. ICES J. Mar. Sci. 62, 247-255.

Davila, P.M., D. Figueroa & E. Muller. 2002. Freshwater input into coastal ocean and its relation with the salinity distribution off austral Chile (35º-55ºS). Cont. Shelf Research 22(3): 521-534.

Daza *et al*., 2005. FONDEMA "Diagnóstico merluza del sur y congrio dorado, Aguas Interiores, XII Región".

Defeo, O. 2015. Enfoque ecosistémico pesquero: Conceptos fundamentales y su aplicación en pesquerías de pequeña escala de América Latina. FAO Documento Técnico de Pesca y Acuicultura No. 592. Roma, Italia

De Groot, R.S., M.A. Wilson & R.M.J. Boumans. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. Ecological Economics, 41: 393-408.

deReynier, Y.L., P.S. Levin & N.L. Shoji. 2010. Bringing stakeholders, scientists, and managers together through an integrated ecosystem assessment process. Marine Policy, 34: 534-5640

Deroba, J.J. & J.R. Bence. 2012. Evaluating harvest control rules for lake whitefish in the Great Lakes: Accounting for variable life-history traits. Fish. Res. 121-122, 88-103.

Douvere, F. 2008. The importance of marine spatial planning in advancing ecosystem-based sea use management. Marine Policy 32: 762-771.

Dresdner, Jorge; Carlos Chávez, Daniela Dresdner. Manuel Estay, Sergio Neira, Miguel Quiroga, y Hugo Salgado. 2014: "Evaluación Socio-Económica de la Aplicación de Medidas de Administración Sobre la Pesquería Mixta de Pequeños Pelágicos de la Zona Centro Sur". Informe Final Revisado del Proyecto 2013-3-DAS-2 de la Subsecretaria de Pesca y Acuicultura, Universidad de Concepción, pp. 539 incl. Anexos.

Dyer, B.S. & A.E. Gosztonyi. 1999. Phylogenetic revision of the South American subgenus *Austromenidia* Hubbs, 1918 (Teleostei, Atherinopsidae, Odontesthes) and a study of meristic variation. Revista de Biología Marina y Oceanografía 34(2): 211-232.

Engelhard, G.H., M.A. Peck, A. Rindorf, S.C. Smout, M.v. Deurs, K. Raab, K.H. Andersen, S. Garthe, R.A.M. Lauerburg, F. Scott, T. Brunel, G. Aarts, T.v. Kooten& M. Dickey-Collas. 2014. Forage fish, their fisheries, and their predators: who drives whom? ICES Journal of Marine Science, 71 (1): 90-104.

Ernst, B., G. Aedo, R. Roa, L. Cubillos, P. Rubilar, A. Zuleta, L. Castro & M. Landaeta. 2005. Evaluación del reclutamiento de merluza de cola entre la V y IX Regiones: revisión metodológica. Informe Final Proyecto FIP 2004-12: 435.

Essington, T.E. & É.E. Plagányi. 2014. Pitfalls and guidelines for "recycling" models for ecosystem-based fisheries management. ICES J. Mar. Sci, 71: 118–127.

Everson, I. 2000. Role of krill in marine food webs: the Southern Ocean. Pages 194–201 in I. Everson, editor. Krill: biology, ecology and fisheries. Blackwell Science, Oxford, UK.

FAO. 1999. Indicators for sustainable development of marine capture fisheries. Technical Guidelines for Responsible Fisheries No.8

FAO. 2003a. Fisheries Management 2. The Ecosystem Approach to Fisheries. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome 4 (Supplement 2): 112 pp.

FAO. 2003b. The ecosystem approach to fisheries. Issues, terminology, principles, institutional foundations, implementation and outlook. FAO Fisheries Technical Paper. No. 443. (Elaborado por García et al.) Rome, FAO. 2003. 71 p.

FAO. 2015. Directrices voluntarias para lograr la sostenibilidad de la pesca en pequeña escala en el contexto de la seguridad alimentaria y la erradicación de la pobreza. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). 39 pp. Roma.

FAO. 2016. Asistencia para la revision de la Ley General de Pesca y Acuicultura, en el marco de los instrumemtos, acuerdos y buenas practices internacionales para la sustentabilidad y buena gobernanza del sector pesquero. Santiago: Organización de Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO)

Fischer, W. 1963. Die fische des brackwassergebeites Lenga bei Concepción (Chile). Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie 48(3): 419-511.

Fletcher WJ, Shaw J, Metcalf SJ, Gaughan DJ. 2010. An Ecosystem Based Fisheries Management framework: the efficient, regional-level planning tool for management agencies. Marine Policy, 34: 1226–1238.

Fletcher, WJ. 2015. Review and refinement of existing qualitative risk assessment method for application within and ecosystem-based management framework. ICES Journal of Marine Science, 72: 1043-1056.

Fournier D., Skaug H., Ancheta J., Ianelli J., Magnusson A., Maunder M., Nielsen A. & J. Sibert 2012. AD Model Builder: using automatic differentiation for statistical inference of highly parameterized complex nonlinear models, Optimization Methods and Software, 27:2, 233-249, DOI:10.1080/10556788.2011.597854

Fulton, E.A. 2010. Approaches to end-to-end ecosystem models. Journal of Marine Systems 81: 171-183.

Fulton EA, Smith ADM, Punt AE. 2005. Which ecological indicators can robustly detect effects of fishing?. ICES J Mar Sci, 62(5):40–51.

Fulton EA, Smith ADM. 2007. Alternative management strategies for Southeast Australian Commonwealth Fisheries. Stage 2: quantitative management strategy evaluation, Hobart, Tasmania, Australia: Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation (CSIRO). 405 p. ISBN, 978-1-921232-86-2

Fulton, E.A., J. Link, I.C. Kaplan, P. Johnson & M. Savina-Rolland. 2011. Lessons in modelling and management of marine ecosystems: The Atlantis experience. Fish Fish 12:171-188

Fulton, E.A., A.D.M. Smith, D.C. Smith & P. Johnson. 2014. An Integrated Approach Is Needed for Ecosystem Based Fisheries Management: Insights from Ecosystem-Level Management Strategy Evaluation. PLoS ONE 9(1): e84242.

Gaichas, S. K., Fogarty, M., Fay, G., Gamble, R., Lucey, S., and Smith, L. 2017. Combining stock, multispecies, and ecosystem level fishery objectives within an operational management procedure: simulations to start the conversation. ICES Journal of Marine Science, 74(2): 552–565.

Galleguillos, R., R. Montoya, L. Troncoso, M. Oliva & C. Oyarzún. 1999. Identificación de unidades de stock en el recurso merluza de cola en el área de distribución de la pesquería. Informe Final Proyecto FIP 1996-30: 81 pp.

Galleguillos, R., S. Ferrada, C.B. Canales-Aguirre, C.E. Hernández, M.E. Oliva, M.T. González, L. Cubillos, E. Niklitschek, P. Toledo, C. Castillo Jordán, S. Curin & M. Pedraza. 2012. Determinación de Unidades Poblacionales de sardina austral entre la X y XII Regiones de Chile. Informe Final Proyecto FIP 2010-17. 256 pp

García, S.M., Staples, D.J., Chesson, J., 2000. The FAO guidelines for the development and use of indicators for sustainable development of marine capture fisheries and an Australian example of their application. Ocean Coast. Manage. 43, 537–556.

García, S.M., A. Zerbi, C. Aliaume, T. Do Chi & G. Lasserre. 2003. The ecosystem approach to fisheries. Issues, terminology, principles, institutional foundations, implementation and outlook. FAO Fisheries Technical Paper. No. 443. Rome, FAO. 71 p.

Gelcich, S., O. Defeo, O. Iribarne, G.D. Carpio, R. DuBois, S. Horta, J.P. Isacch, N. Godoy, P.C. Peñaloza & J.C. Castilla. 2009. Marine ecosystem-based management in the Southern Cone of South America: Stakeholder perceptions and lessons for implementation. Marine Policy 33: 801-806.

Gelman, A., B.P. Carlin, H.S. Stern & D.B. Rubin. 1995. Bayesian Data Analysis. Chapman and Hall, London, 526 pp

Gibbs. M.T. 2010. Why ITQs on target species are inefficient at achieving ecosystem based fisheries management outcomes. Marine Policy 34: 708-709.

Gibbs, M.T. & O. Thébaud. 2012. Beyond Individual Transferrable Quotas: methodologies for integrating ecosystem impacts of fishing into fisheries catch rights. Fish and Fisheries 13: 434-449.

Gilliland, P.M. & D. Laffoley. 2008. Key elements and steps in the process of developing ecosystem-based marine spatial planning. Marine Policy 32: 787-796.

Gjøsaeter, H., Tjelmeland, S., and Bogstad, B., 2012. Ecosystem-based management of fish species in the Barents Sea. In: Global Progress in Ecosystem-Based Fisheries Management, pp. 333-352.

Gray, T. & J. Hatchard. 2008. A complicated relationship: Stakeholder participation and the ecosystem-based approach to fisheries management. Marine Policy, 32: 158-168

Greiber, T. 2009. Payments for ecosystem services. Legal and institucional frameworks. IUCN Environmental Policy and Law Paper, 78.314 pp.

Gru, D.L. & M.B. Cousseau. 1982. Estudio de edad y crecimiento de la sardina fueguina (*Sprattus fuegensis*) de las costas de la provincia de Santa Cruz e Islas Malvinas. Rev. Invest. Des. Pesq., INIDEP 3: 51-58.

Guénette, S., G. Melvin, A. Bundy 2014. A review of the ecological role of forage fish and management strategies. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 3065.

Guerry, A.D. 2005. Icarus and Daedalus: Conceptual and tactical lessons for marine ecosystem-based management. Frontiers in Ecology and the Environment 3: 202-211.

Guerry, A.D., M.H. Ruckelshaus, K.K. Arkema, J.R. Bernhardt, G. Guannel, Ch.-K. Kim, M. Marsik, M. Papenfus, J.E. Toft, G. Verutes, S.A. Wood, M. Beck, F. Chan, K.M.A. Chan, G. Gelfenbaum, B.D. Gold, B.S. Halpern, W.B. Labiosa, S.E. Lester, P.S. Levin, M. McField, M.L. Pinsky, M. Plummer, S. Polasky, P. Ruggiero, D.A. Sutherland, H. Tallis, A. Day & J. Spencer. 2012. Modeling benefits from nature: using ecosystem services to inform coastal and marine spatial planning, International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management, 8(1-2): 107-121.

Gullestad P, Abotnes AM, Bakke G, Skern-Mauritzen M, Nedreaasb K, Søvik G. 2017. Towards ecosystem-based fisheries management in Norway – Practical tools for keeping track of relevant issues and prioritising management efforts. Marine Policy, 77: 104–110.

Halpern BS, Walbridge S, Selkoe KA, Kappel CV, Micheli F, D'Argosa C, et al. 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. Science, 319:948–952.

Hannesson, R., S.F. Herrick Jr. & J. Field. 2009. Ecological and economic considerations in the conservation and management of the Pacific sardine (*Sardinops sagax*). Can. J. Fish.Aquat. Sci., 66: 859-868.

Hansen, J.E. 1999. Estimación de parámetros poblacionales del efectivo de sardina fueguina (*Sprattus fuegensis*) de la costa continental argentina. Instituto Nacional de Desarrollo Pesquero. INIDEP. Informe Técnico 27, Mar del Plata. Argentina. 28 p.

Herling C., Culik B.M. & Hennicke J.C. 2005. Diet of the Humboldt penguin (*Spheniscus humboldti*) in northern and southern Chile. Marine Biology, 147: 13-25.

Herrick, S.F., J.G. Norton, J.E. Mason & C. Bessey. 2007. Management application of an empirical model of sardine-climate regime shifts. Marine Policy, 31: 71-80.

Hilborn, R. 2011. Future directions in ecosystems based management: a personal perspective. Fish. Res., 108: 235-239.

Hilborn, R., R.O. Amoroso, E. Bogazzi, O.P. Jensen, A.M. Parma, C. Szuwalski & C.J. Walters. 2017. When does fishing forage species affect their predators? Fish. Res. 191, 211–221.

Hjermann, D. Ø., Ottersen, G., and Stenseth, N. C. 2004. Competition among fishermen and fish causes the collapse of Barents Sea capelin. Proceedings of the National Academy of Sciences USA, 101:11679-11684.

Holsman KK, Ianelli J, Aydin K, Punt AE, Moffitt EA. 2016. A comparison of fisheries biological reference points estimated from temperature-specific multi-species and single-species climate-enhanced stock assessment models. Deep Sea Research II, 134: 360-378.

Hopf, S., A. Zuleta, R. Meléndez & S. López. 2012. Prospecciones tróficas en merluza del sur (*Merluccius australis*), 2011. Informe Final Pesca de Investigación. CEPES 2012/40 pp.

Houde E, Gaichas S, Seagraves R. 2014. Managing Forage Fishes in the Mid-Atlantic Region. A White Paper to Inform the Mid-Atlantic Fishery Management Council, 30 p.

Hucke-Gaete, R., F. Viddi & M. Bello. 2006. Conservación Marina en el sur de Chile. I.S.B.N.: 956-299-994-7. 124 pp.

Ianelli, J.N. & M. Zimmerman. 1998. Status and future prospects for the Pacific Ocean perch resource in waters off Washington and Oregon as assessed in 1998. In Status of the Pacific coast groundfish fishery through 1998 and recommended acceptable biological catches for 1999. Pacific Fishery Management Council, Portland, OR.

Ianelli, J. 2005. Assessment and fisheries management of eastern Bering Sea walleye pollock: is sustainability luck? Bulletin of Marine Science 76(2):321-335.

ICES. 2016. AORAC-SA FAO workshop: Making the ecosystem approach operational, 21–22 January, Copenhagen, DK. 55p.

ICES. 2017a. Interim Report of the Working Group on Ecosystem Assessment of Western European Shelf Seas. ICES WGEAWESS REPORT 2017 24–28 April 2017. Lisbon, Portu-gal. ICES CM 2017/IEASG:02. 23 pp.

ICES. 2017b. Report of the Working Group on Southern Horse Mackerel, Anchovy and Sardine (WGHANSA), 24–29 June 2017, Bilbao, Spain. ICES CM 2017/ACOM:17, 640 p.

Iriarte, J.L., & H.E. González. 2008. Phytoplankton bloom ecology of the inner Sea of Chiloé, Southern Chile. Nova Hedwigia 133, 67-79 Beiheft.

Iriarte, J.L., González, H.E., Liu, K.K., Rivas, C., Valenzuela, C., 2007. Spatial and temporal variability of chlorophyll and primary productivity in surface waters of southern Chile (41.5-43ºS). Estuar. Coast. Shelf Sci. 74, 471-480.

Jahncke J. & Goya E. 1997. Variación latitudinal y estacional en la dieta del Guanay (*Leucocarbo bougainvilli*) y el Piquero Peruano (*Sula variegata*) en la costa Peruana. Boletín Instituto del Mar Perú, 16: 23-41.

Johnson, K., E. Council, J. Thorson, E. Brooks, R. Methot & A. Punt. 2016. Can autocorrelated recruitment be estimated using integrated assessment models and how does it effect population forecasts?. Fish. Res. 183,222-232.

Karas, P., R. Alarcón-Muñoz & M. Gorny. 2007. Experimental studies on the feeding ecology of *Munida subrugosa* (White, 1847) (Decapoda: Anomura: Galatheidae) from the Magellan region, southern Chile. Sci. Mar., 71(1), 187-190.

Kell, L.T, W.W. Crozier & C. Legault. 2004. Mixed and multi-stock fisheries: Introduction. ICES J. Mar. Sci., 61:1330.

Kim, D.H. & C.I. Zhang. 2011. Developing socioeconomic indicators for an ecosystem-based fisheries management approach: An application to the Korean large purse seine fishery. Fisheries Research 112: 134-139.

Kimmins, J.P., J.A. Blanco, B. Seely, C. Welham& K. Scoullar. 2008. Complexity in modelling forest ecosystems. How much is enough? Forest Ecology and Management, 256, 1646-1658.

Kolding, J., A. Bundy, P.A.M. van Zwieten & M.J. Plank. 2016. Fisheries, the inverted food pyramid. ICES Journal of Marine Science, 73(6): 1697-1713.

Landaeta, M.F., Castro, L.R., 2006. Larval distribution and growth of the rockfish, *Sebastes capensis* (Sebastidae, Pisces), in the fjords of southern Chile. ICES J. Mar. Sci. 63, 714–724.

Leal, E. & M.J. Zúñiga. 2017. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales 2017: Sardina austral X Región. Informe 2 Estatus. Convenio de Desempeño Subsecretaría de Economía y EMT. Instituto de Fomento Pesquero, Chile. 89 pág. + Anexos.

Leal, E., T.M. Canales, A. Aranis & M. Gonzáles. 2011. Actividad reproductiva y longitud de madurez de sardina austral *Sprattus fuegensis* en el mar interior de Chiloé, Chile. Rev. Biol. Mar. Oceanogr., 46 (1): 43-51.

Leal, E., C. Canales & M.J. Zúñiga. 2013. Investigación del estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables en sardina común zona centro-sur y sardina austral, zona de aguas interiores, año 2014: Sardina austral, 2014. IFOP/SUBPESCA. 101 p.

Leal, E., C. Canales, M.J. Zúñiga, A. Aranis, A. Gómez, M. Ramírez & J.C. Saavedra. 2015. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, 2016: Sardina austral X Región. Instituto de Fomento Pesquero, 121 pp.

Leal, E., M.J. Zúñiga, D. Bucarey & F. Espíndola. 2018. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, 2019: Sardina austral Región de Los Lagos. Informe 1: Estatus y CBA. Convenio de Desempeño 2018, Subsecretaría de Economía – Instituto de Fomento Pesquero. 132 pp.

Legović, T., J. Klanjšček & S. Geček. 2009. The maximum sustainable yield leads to extinction of species in most single and multispecies fisheries. Nature Procedings. 2009.2910.1

Legua, J., S. Lillo, E. Molina, F. Cerna, A. López, F. Sánchez, J. Castillo, G. Eisele, M. Landaeta, C. Lang, U. Cifuentes, A. Bustamante, A. Valdenegro & L. Parada. 2018. Evaluación hidroacústica de pequeños pelágicos en aguas interiores de la X y XI Regiones, año 2017. Informe Final. Convenio de Desempeño 2017 Subsecretaría de Economía – Instituto de Fomento Pesquero. 241 pp.

Leslie, H.M. & K.L. McLeod. 2007. Confronting the challenges of implementing marine ecosystem-based management. Frontiers in Ecology and the Environment 5: 540-548.

Leslie, H.M. & A. Kinzig. 2009. Resilience science. En: K.L. McLeod & H.M. Leslie (eds.). Ecosystem based management for the oceans. Island Press, Washington, D.C. pp 55-73.

Lester, S.E., K.L. McLeod, H. Tallis, M. Ruckelshaus, B.S. Halpern, P.S. Levin, F.P. Chavez, C. Pomeroy, B.J. McCay, C. Costello, S.D. Gaines, A.J. Mace, J.A. Barth, D.L. Fluharty& J.K. Parrish. 2010. Science in support of ecosystem-based management for the US West Coast and beyond. Biological Conservation 143: 576-587.

Libralato S., M. Coll, S. Tudela, I. Palomera & F. Pranovi. 2008. Novel index for quantification of ecosystem effects of fishing as removal of secondary production. Mar. Ecol. Prog. Ser., 355:107-129

Lillo, S., V. Ojeda, R. Céspedes, F. Balbontín, J. Donoso & J. Osses. 1996. Evaluación directa del stock desovante de merluza del sur en la zona sur austral. Informe final. FIP 96-38.

Lillo, S., E. Molina, R. Bahamonde, V. Ojeda, R. Céspedes, R. Meléndez, H. Hidalgo, L. Muñoz & C. Lang. 2011. Evaluación hidroacústica de merluza del sur y merluza de cola en aguas interiores de la X y XI Regiones, año 2009. Informe Final FIP N° 2009-09. 99.

Lindeman, R. L. 1942. The trophic-dynamic aspect of ecology. Ecology, 23:399-418.

Llope, M. 2016. The ecosystem approach in the Gulf of Cadiz. A perspective from the southernmost European Atlantic regional sea. – ICES Journal of Marine Science, 74: 382–390.

Lloris, D., J. Matallanas & P. Oliver. 2003. Merluzas del mundo (Familia Merlucciidae). Catálogo comentado e ilustrado de las merluzas conocidas. FAO Catálogo de Especies para los Fines de la Pesca. No. 2. Roma, FAO, 2003. 57p. 12 láminas de color.

Lorenzen, K. 1996. The relationship between body weight and natural mortality in juvenile and adult fish: a comparison of natural ecosystems and aquaculture. J. Fish Biol. 49, 627-647.

Lubchenco, J. & N. Sutley. 2010. Proposed US policy for ocean, coast, and great lakes stewardship. Science 328: 1485-1486.

Mace, P.M. & I.J. Doonan. 1988. A Generalised Bioeconomic Simulation Model for Fish Population Dynamics. New Zealand Fishery Assessment Research Document 88/4, Fisheries Research Centre, MAFFish, POB 297, Wellington, NZ.

Mace, P.M., Sullivan, K.J. and Cryer, M. 2014. The evolution of New Zealand's fisheries science and management systems under ITQs. ICES J. Mar. Sci. 71:204–215.

Machado-Schiaffino, G. & E. Garcia-Vazquez. 2011. Population structure of long tailed hake *Macruronus magellanicus* in the Pacific and Atlantic oceans: Implications for fisheries management. Fish. Res., 111: 164-169.

Mackinson, S., M. Vasconcellos, T. Pitcher, C. Walters & K. Sloman. 1997. Ecosystem impacts of harvesting small pelagic fish in upwelling systems: using a dynamic mass-balance model. Alaska Sea Grant College Program, AK-SG-97-01: 731-749.

Madirolas, A. & J.E. Hansen. 2000. Sardina fueguina (*Sprattus fuegensis*). Pp. 227-232. En: Síntesis del estado de las pesquerías marítimas argentinas y de la Cuenca del Plata, años 1997-1998, con una actualización de 1999 (S. Bezzi, R. Akselman& E. Boschi, Eds.). Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Mar del Plata, Argentina, 388 pp.

MAFMC. 2012. Visioning and strategic planning stakeholder input report. Appendix A: Survey results.

Mangel, M., A.D. MacCall, J. Brodziak, E.J. Dick, R.E. Forrest, R. Pourzand & S. Ralston (2010) A perspective on steepness, reference points, and stock assessment. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 70: 930–940 (2013) dx.doi.org/10.1139/cjfas-2012-0372.

Mangel, M., J. Brodziak & G. DiNardo. 2010. Reproductive ecology and scientific inference of steepness: a fundamental metric of population dynamics and strategic fisheries management. Fish Fish. 11: 89–104.

Marmol, D.P. 2017. Análisis de interacciones tróficas e impacto de la pesca en el ecosistema marino de la zona sur-austral de Chile (42°28,6'S-57°00'S) entre 1980 y 2010. Tesis para optar al grado de Magister en Ciencias mención Pesquerías. 86 pp.

Marshak AR, Link JS., Shuford R, Monaco ME, Johannesen E, Bianchi G, Anderson MR, Olsen E, Smith DC, Schmidt JO, Dickey-Collas M. 2017. International perceptions of an integrated, multi-sectoral, ecosystem approach to management. – ICES Journal of Marine Science, 74: 414-420.

Martínez, V., C. Lara, N. Silva, V. Gudiño & V. Montecino. 2015. Variability of environmental heterogeneity in northern Patagonia, Chile: effects on the spatial distribution, size structure and abundance of chlorophyll-a. Rev. Biol. Mar. Oceanogr., 50 (1): 39-52.

McConnell, C.R. & S. Brue, 1997. Económia laboral contemporánea. Mc Graw - Hill, 720 pp

McLeod, K.L., J. Lubchenco, S.R. Palumbi & A.A. Rosenberg. 2005. Scientific consensus statement on marine ecosystem-based management. http://www.compassonline.org/%20science/EBMCMSP/EBMconsensus.

Metcalf, S.J. 2010. Qualitative Models to Complement Quantitative Ecosystem Models for the Analysis of Data-Limited Marine Ecosystems and Fisheries, Reviews in Fisheries Science, 18:3, 248-265.

Mikalsena, K.H. & S. Jentoft. 2008. Participatory practices in fisheries across Europe: Making stakeholders more responsible. Marine Policy 32: 169-177.

Moffitt, E.A., A.E. Punt, K. Holsman, K.Y. Aydin, J.N. Ianelli & I. Ortiz. 2016. Moving towards ecosystem-based fisheries management: Options for parameterizing multi-species biological reference points. Deep-Sea Research II, 136: 350-359

Montecinos, S., L.R. Castro & S. Neira. 2016. Stable isotope ($\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$) and trophic position of Patagonian sprat (*Sprattus fuegensis*) from the Northern Chilean Patagonia. Fisheries Research 179: 139-147.

Montero, P., Daneri, G., González, H. E., Iriarte, J. L., Tapia, F. J., Lizárraga, L., Sánchez, N. & Pizarro, O. 2011. Seasonal variability of primary production in a fjord ecosystem of the Chilean Patagonia: Implications for the transfer of carbon within pelagic food webs. Continental Shelf Research, 31(3-4), 202–215.

Motos, L. & D.C. Wilson. (Eds.). 2006. The Knowledge Base for Fisheries Management Developments in Aquaculture and Fisheries Science Series 36. Elsevier, Amsterdam. 476 pp.

Navarro, J. & G. Pequeño. 1979. Peces litorales de los archipiélagos de Chiloé y Los Chonos, Chile. Revista de Biología Marina 16(3): 255-309.

Neira, S., H. Arancibia, R. Alarcón, M. Barros, S. Cahuin, L. Castro, L. Cubillos, C. Castillo, G. Daneri, H. González. J. Iriarte, S. Lillo & P. Montero. 2012. Bases metodológicas para el

estudio del reclutamiento y ecología en merluza del sur y merluza de cola, zona sur-austral. Informe Final Proyecto ID 4728-23-LP11. Universidad de Concepción, 266 pp + Anexos.

Neira, S., H. Arancibia, M. Barros, L. Castro, L. Cubillos, E. Niklitschek & R. Alarcón. 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. Universidad de Concepción, 242 pp + Anexos.

Niklitschek, E., P. Toledo, E. Hernández, J. Nelson, M. Soule, C. Herranz, C. Murillo & X. Valenzuela. 2009. Evaluación hidroacústica de pequeños pelágicos en aguas interiores de la X y XI regiones, año 2007. Informe Final Proyecto FIP 2007-05. Universidad Austral de Chile. 98 pp + Anexos.

NOAA. 2016. NOAA fisheries ecosystem-based fisheries management road map. National Oceanographic and Atmospheric Administration, 50 pp.

Ojeda, V., T. Peñailillo & M. Aguayo. 1986. Estimación de la tasa instantánea de mortalidad natural de algunas especies demersales explotadas en la zona sur austral de Chile (*Merluccius australis*, *Macruronus magellanicus* y *Genypterus blacodes*). En: P. Arana (ed.). La Pesca en Chile. Escuela de Ciencias delMar, Universidad Católica de Valparaíso, pp. 121-125.

Oliva, M.E. 2001. Metazoan parasites of *Macruronus magellanicus* from southern Chile as biological tags. Journal of Fish Biology 58: 1617-1622.

Oliver, C. 1943. Catálogo de los peces marinos del litoral de Concepción y Arauco. Bol. Soc. Biol., 17: 75- 126.

Pacific Fishery Management Council. 2013. Pacific Coast Fishery Ecosystem Plan for the U.S. Portion of the California Current Large Marine Ecosystem. Pacific Fishery Management Council, 7700 NE Ambassador Place, Suite 101, Portland, Oregon 97220-1384.

Pauly, D., V. Christensen & C. Walters. 2000. Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. ICES Journal of Marine Science, 57.697-706.

Payá, I., R. Céspedes, V. Ojeda, J. González & S. Lillo. 2017. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales al año 2017: Merluza de cola, año 2019. Documento Consolidado. Convenio de Desempeño 2016, Subsecretaría de Economía – Instituto de Fomento Pesquero. 230 pp

Pérez, M.C., P. Galvez, E. Garcés & J. González. 2019. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales al año 2019: Raya volantín regional, 2019. Informe 1 Estatus y CBA. Convenio de Desempeño 2018, Subsecretaría de Economía – Instituto de Fomento Pesquero. 126 pp

Pérez, M.C. & J.C. Quiroz. 2019. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales al año 2019: Merluza del

sur, 2019. Minuta Técnica: Estatus y CBA. Convenio de Desempeño 2018, Subsecretaría de Economía – Instituto de Fomento Pesquero. 14 pp

Pickard, G.L., 1971. Some physical oceanographic features of inlets of Chile. J. Fish. Res. Board Can. 28, 1077-1106.

Pikitch, E., P.D. Boersma, I.L. Boyd, D.O. Conover, P. Cury, T. Essington, S.S. Heppell, E.D. Houde, M. Mangel, D. Pauly, É. Plagányi, K. Sainsbury & R.S. Steneck. 2012. Little Fish, Big Impact: Managing a Crucial Link in Ocean Food Webs. Lenfest Ocean Program. Washington, DC. 108 pp.

Pikitch, E.K., K.J. Rountos, T.E. Essington, C. Santora, D. Pauly, R. Watson, U.R. Sumaila, P.D. Boersma, I.L. Boyd, D.O. Conover, P. Cury, S.S. Heppell, E.D. Houde, M. Mangel, É. Plagányi, K. Sainsbury, R.S. Steneck, T.M. Geers, N. Gownaris & S.B. Munch. 2014. The global contribution of forage fish to marine fisheries and ecosystems. Fish and Fisheries 15: 43-64.

Pinkerton, M.H. & J.M. Bradford-Grieve. 2010. A balanced model of the food web of the Ross Sea, Antarctica. CCAMLAR Science 17: 1-31

Pitcher T, Kalikoski D, Short K, Varjey D, Pramod G. 2009. An evaluation of progress in implementing ecosystem-based management of fisheries in 33 countries. Marine Policy, 33: 223-232.

Plagányi, É.E. 2007. Models for an ecosystem approach to fisheries. FAO Fisheries Technical Paper. No. 477. Rome, FAO. 108p.

Plagányi, É.E. & T.E. Essington. 2014. When the SURFs up, forage fish are key. Fish. Res. 159, 68-74.

Plagányi, É.E., A.E. Punt, R. Hillary, E.B. Morello, O. Thébaud, T. Hutton, R.D. Pillans, J.T. Thorson, E.A. Fulton, A.D.M. Smith, F. Smith, P. Bayliss, M. Haywood, V. Lyne & P.C. Rothlisberg. 2014. Multispecies fisheries management and conservation: tactical applications using models of intermediate complexity. Fish and Fisheries 15: 1-22.

Pool, H., F. Balbontín, C. Montenegro, N. Cortés & M. Arriaza, 1997. Interacciones tróficas en recursos demersales en la zona sur-austral. Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), Valparaíso, Chile.

Prellezo, C. 2015. Confronting the implementation of marine ecosystem-based management within the Common Fisheries Policy Reform. Ocean and Coastal Management 117: 43-51.

Prescott-Allen, R. 2001. The Wellbeing of Nations. Island Press, Washington, DC, 372 pp.

Punt, A.E. 2006. The FAO Precautionary Approach after almost 10 years: have we progressed towards implementing simulation-tested feedback-control management systems for fisheries management? Nat. Resour. Model. 19(4), 441-464.

Punt, A.E. & D.S. Butterworth. 1995. The effects of future consumption by the Cape fur seal on catches and catch rates of the Cape hakes. 4. Modelling the biological interaction between Cape fur seals (Arctocephalus pusillus pusillus) and Cape hakes (Merluccius capensis and M. paradoxus). S Afr J Mar Sci, 16: 255–285.

Punt, A.E., R.B. Kennedy & S.D. Frusher. 1997. Estimating the size-transition matrix for Tasmanian rock lobster, *Jasus edwardsii*. Mar. Freshw. Res. 48, 981-992.

Punt, A.E., D.S. Butterworth, C.L. de Moor, J.A.A. De Oliveira & M Haddon. 2014. Management strategy evaluation: best practices. Fish Fish., http://dx.doi.org/ 10.1111/faf.12104.

Punt, A., A.D. MacCall, T.E. Essington, T.B. Francis, F. Hurtado-Ferro, K.F. Johnson, I.C. Kaplan, L.E. Koehn, P.S. Levin & W.J. Sydeman. 2016. Exploring the implications of the harvest control rule for Pacific sardine, accounting for predator dynamics: a MICE model. Ecol. Modell. 337, 79-95.

Quinn II, T.J. & R.B. Deriso. 1999. Quantitative fish dynamics. Oxford University Press, New York.

Quiroz, J.C., V. Ojeda, L. Chong, S. Lillo & R. Céspedes. 2017. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, 2017. Merluza del sur, 2017. Docuemento Consolidado. Convenio de Desempeño 2016. Subsecretaría de Economía y EMT, Instituto de Fomento Pesquero. 115 pp.

Rademeyer, R.A., Plaganyi, E.E., and Butterworth, D.S. 2007. Tips and tricks in designing management procedures. ICES J Mar Sci 64: 618-625.

Rademeyer, R. A., Butterworth, D. S, and Panganyi, 2008.Assessment of the South African hake resource taking its specific nature into account. African Journal of Marine Science, 30 (2) 263-290.

Ramirez, F.C. 1976. Contribución al conocimiento del espectro alimenticio de la sardina fueguina [Clupeidae, Sprattus fuegensis (Jenyns)]. Neotropica, 22(68): 137-142

Reid, K., Croxall, J. P., Briggs, D. R., and Murphy, E. J. 2005. Antarctic ecosystem monitoring: quantifying the response of ecosystem indicators to variability in Antarctic krill. e ICES Journal of Marine Science, 62: 366e373.

Rice, J.C. & M.-J. Rochet. 2005. A framework for selecting a suite of indicators for fisheries management. ICES Journal of Marine Science, 62, 516–527.

Rodríguez, J. & A. Reul. 2010. Biodiversidad y servicios de los ecosistemas marinos. Revista UCIENCIA Nº 5: 34-37.www.uciencia.uma.es.

Rubilar, P., R. Céspedes, V. Ojeda, L. Adasme, A. Cuevas, F. Cerna & G. Ojeda. 2000. Análisis de la estructura y condición biológica de los recursos merluza del sur y congrio dorado en aguas interiores de la X, XI y XII Regiones. Informe final. FIP 1998-02.

Ruckelshaus, M., T. Kingler, N. Knowlton & D.P. DeMaster. 2008. Ecosystem-based management in practice: Scientific and governance challenges. BioScience 58: 59-63.

Ruiz, V.H. 1991. Ictiofauna del Río Andalién (Concepción, Chile). Gayana, Zoología 57(2): 109-278.

Sabatini, M.E., J. Gimenez& V. Rocco. 2001. Características del zooplancton del área costera de la plataforma patagónica austral (Argentina). Boletín del Instituto Español de Oceanografía, 17 (3.4): 7-13.

Sainsbury KJ, Punt AE, Smith ADM. 2000. Design of operational management strategies for achieving fishery ecosystem objectives. ICES J Mar Sci, 57:731–741.

Sánchez, R.P., A. Remeslo, A. Madirolas & J.D.d. Ciechomski. 1995. Distribution and abundance of post-larvae and juveniles of the Patagonian sprat, *Sprattus fuegensis*, and related hydrographic conditions. Fish. Res., 23: 47-81.

Seber, G.A. & C.J. Wild. 1989. Nonlinear Regression. John Wiley and Sons, New York, 769 pp

Sepúlveda, M., S. Neira, D. Oliva, H. Pavés, G. Pavez, M. Santos & R. Sarmiento. 2016. Rol ecológico del lobo marino común en el territorio y aguas jurisdiccionales chilenas. Informe Final Proyecto FIP Nº 2014-28. 141 pp + Anexos

Seung, C., Zhang, C.I., 2008. Socioeconomic Indicators used in Ecosystem-Based Assessment for Eastern Bering Sea trawl fishery, 2. The PKNU Fisheries Science Institute Report, pp. 35.

Shannon LJ, Jarre AC, Petersen SL. 2010. Developing a science base for implementation of the ecosystem approach to fisheries in South Africa. Progress in Oceanography, 87: 289–303.

Shin, Y.J., L.J. Shannon, A. Bundy, M. Coll, K. Aydin, N. Bez, J.L. Blanchard, M.F. Borges, I. Diallo, E. Diaz, J.J. Heymans, L. Hill, E. Johannesen, D. Jouffre, S. Kifani, P. Labrosse, J.S. Link, S. Mackinson, H. Masski, C. Mollmann, S. Neira, H. Ojaveer, K. ould Mohammed Abdallahi, I. Perry, D. Thiao, D. Yemane y P.M. Cury. 2010. Using indicators for evaluating, comparing, and communicating the ecological status of exploited marine ecosystems. 2. Setting the scene. – ICES Journal of Marine Science, 67: 692–716.

Schuchert, P.C., A.I. Arkhipkin & A.E. Koenig. 2010. Traveling around Cape Horn: Otolith chemistry reveals a mixed stock of Patagonian hoki with separate Atlantic and Pacific spawning grounds. Fish. Res., 102: 80-86.

Silva, N., H. Sievers & R. Prado. 1995. Descripción oceanográfica de los canales australes de Chile. Zona Puerto-Laguna San Rafael (41º20'S - 46º40'S). Revista de Biologia Marina 30(2): 207-254.

Silva A, A. Moreno, I. Riveiro, B. Santos, C. Pita, J. García, S. Villasante, L. Pawlowski & Duhamel E. 2015. Research for PECH Committee - Sardine fisheries: resource Assessment and social and Economic situation. Policy Department B: Structural and Cohesion Policies European Parliament, European Union, 62 p.

Smith ADM, EJ Fulton, AJ Hobday, DC Smith & Shoulder P. 2007. Scientific tools to support the practical implementation of ecoystem-based fisheries management. ICES J Mar Sci, 2007 (64):633–639.

Smith, A.D.M., C.J. Brown, C.M. Bulman, E.A. Fulton, P. Johnson, I.C. Kaplan, H. Lozano-Montes, S. Mackinson, M. Marzloff, L.J. Shannon, Y.-J. Shin & J. Tam. 2011. Impacts of fishing low-trophic level species on marine ecosystems. Science 333: 1147-1151.

Smith ADM, Ward TM, Hurtado F, Klaer N, Fulton E, Punt AE. 2015. Review and update of harvest strategy settings for the Commonwealth Small Pelagic Fishery: Single species and ecosystem considerations. Fisheries Research and Development Corporation.

Staples, D., Brainard, R., Capezzuoli, S., Funge-Smith, S., Grose, C., Heenan, A., Hermes, R., Maurin, P., Moews, M., O'Brien, C. & Pomeroy, R. 2014. Essential EAFM. Ecosystem Approach to Fisheries Management Training Course. Volume 1 – For Trainees. FAO Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok, Thailand, RAP Publication 2014/13, 318 pp.

Sullivan, P., L. Han-Lin & V. Gallucci. 1990. A catch-at-length analysis that incorporates a stochastic model of growth Can. J. Fish. Aquat. Sci., 47: 184-198.

Sullivan-Sealey, K. & G. Bustamante. 1999. Setting geographical priorities for marine conservation in Latin America and the Caribbean. The Nature Conservancy, Arlington, Virginia.

Szaro, R.C., W.T. Sexton & C.R. Malone. 1998. The emergence of ecosystem management as a tool for meeting people's needs and sustaining ecosystems. Landscape and Urban Planning. 40(1-3): 1-7

Szuwalski, C.S., K.A. Vert-pre, A.E. Punt, T.A. Branch & R. Hilborn. 2014. Examining common assumptions about recruitment: a meta-analysis of recruitment dynamics for worldwide marine fisheries. Fish Fish. 16, 633-648

Tallis H, Levin PhS, Ruckelshaus M, Lester SE, McLeod KL, Fluharty DL & Halpern BS. 2010. The many faces of ecosystem-based management: Making the process work today in real places. Marine Policy, 34: 340–348.

Tarazona, J., Ishiyama, V. y Barrera, S. (1979) Ovogénesis en el pejerrey *Odontesthes regia regia*. Rev. Cienc. Universidad Nacional Mayor San Marcos., 71, 29-37.

Tascheri, R., J. Sateler, J. Merino, O. Carrasco, J. González, E. Díaz, V. Ojeda, J. Olivares, R. Gili, R. Bravo & L. Cid. 2003. Investigación situación pesquería demersal Centro Sur, 2002, Programa de seguimiento del estado de situación de las principales pesquerías nacionales. SUBPESCA. Informa Final. IFOP, 308 pp (más anexos)

Thorson, J.T., O.P. Jensen & R. Hilborn. 2014. Probability of stochastic depletion: an easily interpreted diagnostic for stock assessment modelling and fisheries management. ICES J. Mar. Sci. 72, 428-435.

Trenkel, V.M. 2018. How to provide scientific advice for ecosystem-based management now. Fish and Fisheries, 19(2), 390–398. https://doi.org/10.1111/faf.12263

Trenkel, V.M., Hintzen, N.T., Farnsworth, K.D., Olesen, C., Reid, D., Rindorf, A., Dickey-Collas, M. (2015). Identifying marine pelagic ecosystem objectives and indicators for management. Marine Policy, 55, 23–32.

Trochta, J. T., Pons, M., Rudd, M. B., Krigbaum, M., Tanz, A., & Hilborn, R. (2018). Ecosystem-based fisheries management: Perception on definitions, implementations, and aspirations. PLoS ONE, 13(1), 1-9. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0190467

Tuckey, T., N. Yochum, J. Hoenig, J. Lucy & J. Cimino. 2011. Evaluating Localized vs. Large-scale Management: The Example of Tautog in Virginia. Fisheries 32 (1): 21-28.

Ulanowicz, R. E., 1995. Ecosystem Trophic Foundations: Lindeman Exonerata. In: Chapter 21 p. 549-560 In: B.C. Patten and S.E. Jørgensen (eds.) Complex ecology: the part-whole relation in ecosystems, Englewood Cliffs, Prentice Hall.

Varisco, M. & J. Vinuesa. 2007. Trophic ecology of the lobster krill Munida gregaria in San Jorge Gulf, Argentina. Invest. Mar., Valparaíso., 35(2), 25–34.

Varjopuro, R., T. Gray, J. Hatchard, F. Rauschmayer & H. Wittmer. 2008. Introduction: Interaction between environment and fisheries - The role of stakeholder participation. Marine Policy 32: 147-157.

Vert-pre, K.A., R.O. Amoroso, O.P. Jensen & R. Hilborn. 2013. Frequency and intensity of productivity regime shifts in marine fish stocks. Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A. 110, 1779-1784. http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1214879110.

Walters, C., Christensen, V. & D. Pauly. 1997. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. Revs Fish Biol. Fish. 7:139–172.

Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments Rev. Fish Biol. Fish., 7 (1997), pp. 139-172

Ward R.D., S.A. Appleyard, R.K Daley & A. Reilly. 2001. Population structure of pink ling (*Genypterus blacodes*) from south-eastern Australian waters, inferred from allozyme and microsatellite analyses. Mar. Freshwater Res. 52: 965-973.

Walters, C., Pauly, D., Christensen, V., Kitchell, J.F. 2000. Representing density dependent consequences of life history strategies in aquatic ecosystems: EcoSim II. Ecosystems 3, 70-83.

Walters, C.J., V. Christensen, S.J. Martell & J.F. Kitchell. 2005. Possible ecosystem impacts of applying MSY policies from single-species assessment. ICES Journal of Marine Science, 62: 558-568.

Walters, C.J. & V. Christensen. 2007. Adding realism to foraging arena predictions of trophic flows in Ecosim ecosystem models: shared foraging arenas and bout feeding. Ecol. Modeling 209: 342-350.

Walters, C., Christensen, V., and Pauly, D. 1997. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. Reviews In Fish Biology And Fisheries, 7(2):139-172.

Watters GM, Hill SL, Hinke JT, Matthews J, Reid K. 2013. Decision-making for ecosystem-based management: evaluating options for krill fishery with and ecosystem dynamic model. Ecological Applications, 23(4): 710-725.

Wesley SP, Link JS. 2015. Hidden in plain sight: Using optimum yield as a policy framework to operationalize ecosystem-based fisheries management. Marine Policy, 62: 74-81.

Whitehead, P.J.P. 1985. Clupeoid fishes of the world. An annotated and illustrated catalogue of the herrings, sardines, pilchards, sprats, anchovies and wolf-herrings. Part 1. Chirocentridae, Clupeidae and Pristigasteridae. FAO Fisheries Synopsis, 125 (7), part 1: I-X + 1-303.

Whitehead, P.J.P., G.J. Nelson & T. Wongratana. 1988. FAO species catalogue. Vol.7. Clupeoid fishes of the world Suborder Clupleoidei. An annotated and illustrated catalogue of the herrings, sardines, pilchards, sprats, anchovies and wolf-herrings. Part 2. Engraulididae. FAO Fish. Synop., 125 Vol. 7, Pt.2:305-579.

Wiff, R., V. Ojeda & J.C. Quiroz. 2007. Age and growth in pink cusk-eel (*Genypterus blacodes*) off the Chilean austral zone: evaluating differences between management fishing zones. J. Appl. Ichthyol. 23: 270-272.

Worm, B., R. Hilborn, J.K. Baum, T.A. Branch, J.S. Collie, Ch. Costello, M.J. Fogarty, E.A. Fulton, J.A. Hutchings, S. Jennings, O.P. Jensen, H.K. Lotze, P.M. Mace, T.R. McClanahan, C. Minto, S.R. Palumbi, A.M. Parma, D. Ricard, A.A. Rosenberg, R. Watson, D. Zeller. 2009. Rebuilding global fisheries. Science, 325: 578-585

Young, Z., J. Chong, H. Robotham, P. Galvez & H. González. 1998. Análisis de la pesquería de merluza de cola en la zona sur austral. 1998. Informe Final Proyecto FIP 1996-37: 215 pp.

Zuleta, A. 1979. Análisis del desarrollo de la actividad pesquera generada a partir del D.L. 500. Corporación de Fomento de la Producción. Gerencia de Desarrollo. Instituto de Fomento Pesquero. 58 p.

Zuleta, A. & P. Rubilar. 2010. Impacto del desarrollo de una pesquería de sardina austral (*Sprattus fuegensis*) en aguas interiores de las regiones X-XII. Informe Técnico. Centro de Estudios Pesqueros S.A.

7. Horas comprometidas ejecutadas

A continuación, se indican las horas hombre ejecutadas (en negrita) y comprometidas

Nombre	M E S																		Total
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	
Sergio Neira	**10**	**10**	**15**	**20**	**20**	**30**	**15**	**15**	**15**	**15**	**20**	**25**	**15**	**30**	**15**	**5**	5	5	**275**/285
Ruben Alarcón		**10**	**15**	**20**	**20**	**30**	**15**	**15**	**20**	**20**	**20**	**30**	**15**	**30**	**15**				**275**/275
Luis Cubillos		**10**	**15**	**20**	**20**	**30**	**15**	**15**	**20**	**20**	**20**	**30**	**15**	**30**	**15**				**275**/275
Hugo Arancibia		**10**	**20**	**20**	**20**	**22**	**15**	**15**	**20**	**20**	**20**	**30**	**15**	**30**	**15**				**272**/272
Margarita Sepúlveda				**20**	**20**	**20**	**10**	**10**				**20**		**25**	**10**				**135**/135
Mónica Barros		**10**	**10**	**10**	**10**	**20**	**10**	**10**	**10**	**10**	**10**	**20**	**10**	**30**	**10**				**180**/180
Nuria González (economista)			**10**	**10**	**20**	**20**	**10**	**10**	**20**	**20**	**20**	**20**	**10**		**10**				**180**/180
Alvaro Ibáñez (sociólogo)				**10**	**10**	**15**			**10**	**10**	**10**	**15**	**10**		**10**				**100**/100
María José Cuevas			**10**	**10**	**20**	**20**	**10**	**10**	**10**	**20**	**20**	**20**	**10**	**10**	**10**				**180**/180
Técnico		**10**	**10**	**10**	**10**	**15**	**10**	**10**	**10**	**10**	**10**	**15**	**10**	**30**	**10**	**10**			**180**/180
Tonny Pitcher								**10**	**10**	**10**	**10**	**10**	**10**	**80**	**10**				**150**/150
Elizabeth Fulton								**10**	**10**	**10**	**10**	**10**	**10**	**80**	**10**				**150**/150
Total	**10**	**60**	**105**	**150**	**170**	**222**	**110**	**130**	**155**	**165**	**170**	**245**	**130**	**375**	**140**	**15**	**5**	**5**	**2352**/2362

ANEXOS

Anexo 1. Propuesta de entrevistas y grupos focales

PAUTA DE ENTREVISTA GENERAL.

Parte 1: Entrevista Abierta que responde al Objetivo 2 y 3. Específicamente busca indagar en las relaciones sociales y cómo afectan el funcionamiento del sistema productivo-social de la pesquería de la sardina austral. Además, busca identificar y priorizar brechas de información y conocimiento requerido de ser superadas, y los costos de su superación, para la implementación del marco de referencia definido en el objetivo específico 2.

¿Cómo funciona en su opinión la pesquería de sardina austral? (Pregunta introductoria abierta)

¿Ha escuchado el concepto de enfoque ecosistémico para el manejo de pesquerías? ¿Dónde? ¿Cómo lo definiría?

Háble me de las organizaciones de pescadores artesanales que participan de esta pesquería ¿Qué piensa de ellas? (Funcionamiento, dirigentes, cuotas por organización, relaciones/conflictos, ingresos, tamaño, comparación RAE).

¿Cómo son las relaciones con los organismos reguladores y fiscalizadores? (Subsecretaría de Pesca, Sernapesca y Armada)

Parte 2: Entrevista Semi-estructurada que busca evaluar los temas de concentración en la etapa de extracción, comercialización, renta, ingresos, empleo y concreción de los objetivos de administración en relación con la pesquería de Sardina Austral

¿Qué opina del actual sistema de distribución de cuotas para las organizaciones de la pesca artesanal? ¿Considera Ud. que este sistema es justo?

Conoce las formas en que se distribuyen las cuotas al interior de las organizaciones de pescadores. Nombre las formas identificando organizaciones en que se aplican.

¿Cómo se organizan al interior de la organización para capturar la cuota (¿cada embarcación captura su cuota? O ¿una embarcación o grupos de embarcaciones capturan toda la cuota de la organización?)

En esta pesquería se realizan cesiones de cuota (traspaso) ¿Hay traspasos al interior de la organización, entre organizaciones? ¿Por qué hay traspasos de cuotas)? ¿Qué precio se paga por el traspaso de cuota ($/ton traspasada)

¿Cómo es la situación para los que participan en la cuota bolsón?

¿Cómo se decide el precio de venta de los desembarques? ¿Quién influye? ¿Se negocia el precio? ¿Se le paga el mismo precio a todos los proveedores (armadores)? Si no es así ¿De qué depende?

¿Existen contratos de exclusividad entre armadores y plantas de proceso? ¿Si es así, en qué consisten estos contratos? ¿Qué opina Ud. de la asociación entre los artesanales y las plantas de proceso? ¿Estaría Ud. dispuesto a establecer una asociación de este tipo? ¿La tiene?

¿Cómo fianancian sus embarcaciones los armadores? ¿Existe endeudamiento? ¿Con quién? ¿Sabe usted en qué consisten esos acuerdos? (forma y plazo de devolución, compromiso de venta de materia prima, etc.).

¿A cuánto ascienden los gastos por viaje en promedio para una embarcación (defina tamaño)? ¿Cuánto gasta en combustible? ¿En víveres? ¿En mano de obra? ¿Tiene algún otro gasto? ¿Cuáles son sus gastos fijos anuales?

¿Cuánto gana en una salida promedio? ¿Cuántas toneladas captura en un viaje? ¿A cuánto se vende la tonelada?

¿Cómo se cubren los gastos de la embarcación? ¿Cómo se distribuyen los ingresos de una salida de pesca (partes u otra forma)?

¿Piensa que este sistema de distribución de ingresos de la embarcación es un sistema justo? ¿Todos los armadores reparten igual?

¿Qué otros recursos captura cuando no se dedica a sardina austral?, en que meses del año captura estos otros recursos. ¿Si en un viaje de pesca su objetivo es capturar sardina austral, qué otra especie captura (fauna acompañante)?

Considerando sus ingresos anuales ¿Qué proporción corresponde a los generados por la pesquería de sardina austral?

¿Las dotaciones tienen mucha rotación de tripulantes? ¿Cómo es la dinámica del empleo (¿hay una plantilla fija, los tripulantes rotan entre las embarcaciones, hay nuevos tripulantes, hay gente joven que ingresa de otras pesquerías, número de tripulantes por tipo de

embarcación? ¿Los tripulantes tienen contratos con armadores?, ¿Qué tipo de contrato? ¿Tienen previsión social (salud y jubilación)?

Los tripulantes que trabajan en esta pesquería ¿en qué otra pesquería trabajan? O ¿en qué otro sector productivo trabajan? ¿Durante qué meses del año trabajan en la pesquería de sardina austral?

¿Cuál es el nivel de escolaridad entre los tripulantes?

Se conoce que el principal destino de las capturas de sardina austral es la industria de reducción (elaboración de harina y aceite de pescado) ¿hay algún otro destino? (Carnada). ¿Qué proporción de las capturas totales se destina carnada?

¿Qué ocurre con los descartes o subreportes?

¿Qué mejoraría del ordenamiento de la pesquería?

¿Se siente mejor con una cuota establecida por organización o prefiere el sistema en el que había que competir por una cuota global para todos? ¿Qué cambios le significó este sistema de cuotas en sus viajes de pesca?

¿Reconoce instancias en que los actores participan de la administración de la pesquería?, ¿Conoce el rol/función del comité de manejo pesquero de sardina austral? ¿Cómo se trasmite a las bases la información generada o las decisiones tomadas al interior del comité de manejo?.

¿Considera que la toma de decisión para administrar esta pesquería se desarrolla de forma transparente?, ¿Por qué?

¿Cree Ud. que en esta pesquería se respetan las cuotas asignadas por la administración pesquera? (si no es así, indagar, motivos, cuanto más se captura, destino de estas capturas)

Gracias por participar en esta entrevista. ¿Hay algo más que le gustaría agregar?

PAUTA DE ENTREVISTA A JEFES DE PLANTA.

Parte 1: Entrevista Abierta que busca indagar en las relaciones sociales y cómo afectan el funcionamiento del sistema productivo-social de la pesquería de la sardina austral. El formato abierto pretende que el entrevistado identifique los temas que considera relevantes.

¿Cómo funciona en su opinión la pesquería de la Sardina Austral? (Pregunta introductoria abierta)

¿Ha escuchado el concepto de enfoque ecosistémico para el manejo de pesquerías? ¿Dónde? ¿Cómo lo definiría?

Háblame de las organizaciones de pescadores artesanales relacionadas (o que capturan) Sardina Austral ¿Qué piensa de ellas? (Funcionamiento, dirigentes, cuotas por organización, relaciones/conflictos, ingresos, tamaño, comparación RAE).

¿Cómo es su relación con los organismos reguladores y fiscalizadores? (Subsecretaría de Pesca, Sernapesca y Armada, otros). Existieron otros factores que afectaron esta relación (regulaciones ambientales, sanitarias, certificaciones de calidad impuestas por determinados mercados, etc.)

Parte 2: Entrevista Semi-estructurada que busca evaluar los temas de concentración en la etapa de extracción, comercialización, renta, ingresos, empleo y concreción de los objetivos de administración en relación con la pesquería de Sardina Austral

¿Cómo es su relación con las organizaciones/armadores de la pesca artesanal?

¿Cómo es su relación con los pescadores que participan en la cuota bolsón?

¿Cómo se decide el precio de compra de los desembarques? ¿Quién influye? ¿Cómo se comunica ese precio?

¿Hay diferencia en el precio de compra de la fauna acompañante al de la sardina austral? ¿Por qué?

¿Qué tipo de asociación tiene la planta con los pescadores artesanales? ¿En qué consiste?

Desde información secundaria se desprende que un porcentaje importante de los desembarques se destinan a comercializadoras ¿Qué rol tienen las comercializadoras en esta pesquería?, ¿Qué relación tienen las comercializadoras con las plantas de proceso?

¿Cómo fianancian sus embarcaciones los armadores? ¿Existe endeudamiento? ¿Con quién? ¿Sabe usted en qué consisten esos acuerdos? (forma y plazo de devolución, compromiso de venta de materia prima, etc.).

¿Qué opina de los sistemas de fiscalización y verificación? ¿Son efectivos?

¿Por qué en Chile no se producen productos de consumo humano a partir de la Sardina Austral?

¿Qué mejoraría en el ordenamiento de la pesquería?

¿Qué otros productos manufactura su planta además de los derivados de sardina autral?

¿Cuántos personas trabajan en su planta? ¿Cuántos empleos dependen directamene de la captura de sardina austral? ¿Cuántos trabajadores son mujeres y cuántos hombres?

¿Cuál es el salario promedio?

¿Reconoce instancias en que los actores participan de la administración de la pesquería?, ¿Conoce el rol/función del comité de manejo pesquero de sardina austral? ¿Cómo se trasmite a las bases la información generada o las decisiones tomadas al interior del comité de manejo?.

¿Considera que la toma de decisión para administrar esta pesquería se desarrolla de forma transparente?, ¿Por qué?

¿Cree Ud. que en esta pesquería se respetan las cuotas asignadas por la administración pesquera? (si no es así, indagar, motivos, cuanto más se captura, destino de estas capturas)

Gracias por participar en esta entrevista. ¿Hay algo más que le gustaría agregar?

Tabla. Detalle de Entrevistados, organización a la que pertenece y ocupación.

Nombre	Organización/ Institución	Ocupación
René Gallardo	A.G ARGAMAR	Armador y Dirigente
Pedro Bauss	A.G ARGAMAR	Armador y Dirigente
Segundo Herrera	SOPESCA	Armador y Dirigente
Walter Hopfmann		Tripulante
Jaime Gatica	ARMAR	Armador
Iván Vásquez	PESCERCAL	Armador y Dirigente
Osvaldo Barrios		Tripulante y Patrón
Heriberto Teuquil	Lonko C.I LafkenPuñen	Pescador Artesanal
Gustavo Castro	División Zonal de Pesca	Profesional Serv. Público
Cristian Riquelme	Fiordo Austral	Representa Empresa en Comité Manejo
Carlos Toro	Mar Activo	Consultor Pesquero
Edwin Niklitscheck	Universidad de Los Lagos	Académico
Pablo –Ortiz	SERNAPESCA	Fiscalizador
Juan García	Presidente AG -_Merluceros	Armador
José Alvarado	Federación Pesc. Artesanales Lihue	Armador Merlucero
Héctor Muñoz		Patrón de Pesca - Merlucero

PAUTA GRUPOS FOCALES.

Responde al Objetivo 2 de conservación del recurso. Específicamente la opinión experta del estado del recurso y del impacto, y magnitud de ese impacto, de las medidas de administración.

1. Pregunta de apertura, interés en la impresión general del estado actual del recurso.

Preguntas sugeridas: ¿Cuál es el estado actual del recurso Sardina austral en la Zona Sur?¿Cómo se maneja la pesquería? ¿Ha escuchado el concepto de enfoque ecosistémico para el manejo de pesquerías? ¿Dónde? ¿Cómo lo definiría?

2. Guía de la discusión hacia los factores que se consideran han llevado el recurso al estado en que se encuentra.

Preguta sugerida: ¿Qué factores son los más importantes en determinar el estado actual del recurso? Ordenar por orden de importancia.

3. Interés en las medidas de administración que se sugieran naturalmente, en caso que no hayan sido mencionadas anteriormente.

Pregunta sugerida: Ustedes conocen que existen muchas medidas que se han tratado de aplicar sobre el sector, a través de modificaciones a las leyes de pesca ¿Cuáles de estas medidas han tenido los mayores efectos (positivos y negativos) sobre la conservación del recurso recursos?

4. Indagar sobre los efectos de las medidas de administración mencionadas. Preguntar sobre las medidas individualmente si es necesario.

Pregunta sugerida: ¿Qué efectos han tenido estas medidas sobre el estado de conservación del recurso?

5. Efectos del enfoque ecosistémico en la conservación y sustentabilidad de la pesquería.

Preguntas Sugeridas: ¿Qué efectos ha tenido la aplicación del enfoque ecosistémcio en el estado de conservación actual del recurso sardina austral?

6. Indagar sobre factores distintos de las medidas de administración que puedan tener efecto en la biomasa de los recursos. En caso que no haya sido discutido al principio.

Preguntas sugeridas: ¿Qué factores, distintos a las medidas de administración, son importantes en la dinámica de la biomasa del recurso sardina austral? ¿Cuáles de estos factores tienen un efecto positivo en la dinámica de la biomasa del recurso sardina austral? ¿Y cuáles tienen un efecto negativo en la dinámica de la biomasa del recurso sardina austral?

7. Brechas de información en los aspectos sociales, económicos, gobernanza y ecológicos.

Pregunta sugerida: ¿Cuáles son las brechas de información en los aspectos sociales, económicos, gobernanza y ecológicos en esta pesquería?

Pregunta sugerida: ¿Cómo se podría superar esas brechas?

Gracias por participar en este focus group. ¿Hay algo más que le gustaría agregar?

Anexo 2. Taller Internacional. Valparaíso

1. Programa del taller

Programa Taller Metodológico Internacional
Proyecto FIPA Nº 2017-64

"Implementación del enfoque ecosistémico en la pesquería de sardina austral de aguas interiores de la X Región de los Lagos"

Time	Thursday 8/11/2018	Friday 9/11/2018
09:00 - 09:15	Registration and Welcome to participants Sergio Neira (Universidad de Concepción) Víctor Espejo (Subsecretaría de Pesca)	Registration and Welcome to participants
09:15 - 09:30	Workshop introduction Sergio Neira	Summary of day 1
	Part 1. Ecosystem approach to fisheries management Chairman: Sergio Neira	**Part 3. Modelling the fishery of *Sprattus fuegensis* in southern Chile** Chairman: Hugo Arancibia
09:30 - 10:15	What is needed for the ecosystem approach to fisheries management? Tony Pitcher (University of British Columbia, Canada)	Ecosystem indicators and references for the fishery of *S. fuengensis* in southern Chile Sergio Neira
10:15 - 11:00	Value- and ecosystem-based management approach: The Pacific herring fishery conflict Mimi Lam (Marie Curie Fellow University of Bergen, Norway)	Ecosystem model and simulations for the fishery of *S. fuegensis* in southern Chile Rubén Alarcón
11:00 - 11:15	**Cofee break**	**Cofee break**
	Small pelagics in an Ecosystem Based Fisheries Management context Elizabeth Fulton (CSIRO, Australia)	Combining single-species and ecosystem models for EAFM in the fishery of *S. fuengensis* Luis Cubillos
	General discussion on implementation of the ecosystem approach to fisheries management Discussion lead by Chairman	General discussion on modelling the fishery of *S. fuegensis* in southern Chile Discussion lead by Chairman
13:00 - 14:30	**Lunch**	**Lunch**
	Part 2. The fishery of *Sprattus fuegensis* in southern Chile	**Part 4. Towards EAF in the fishery of *Sprattus fuegensis* in southern Chile**
14:30 - 15:10	Ecological aspects of the fishery of *S. fuegensis* in southern Chile Sergio Neira	Towards a framework for implementing EAF in the fishery of *S. fuegensis* in southern Chile Sergio Neira
15:10 - 15:50	Socio-economic aspects of the fishery of *S. fuegensis* in southern Chile Nuria González & Alvaro Ibáñez	General discussion day 2 Discussion lead by Chairman
16:00 - 16:15	**Cofee break**	**Cofee break**
16:15 - 17:00	Knowledge gaps in the fishery of *S. fuegensis* in southern Chile Rubén Alarcón	Synthesis day 1 and day 2 Workshop conclusions and closure
17:00 - 17:30	General discussion on the fishery of *S. fuengensis* in southern Chile Discussion lead by Chairman	

Hotel Diego de Almagro (Salón Viña del Mar), Molina 76 Valparaíso.

2. Desarrollo del taller

El taller se desarrolló de acuerdo con el programa y contó con la participación de 23 asistentes (ver lista de asistencia y registro fotográfico). Las presentaciones se sucedieron y el público participante realizó preguntas y sugerencias.

A continuación, se reproduce parte de la discusión que generaron las presentaciones:

Víctor Espejo (Subsecretaría de Pesca y Acuicultura): ¿Qué se considera una implementación progresiva/gradual del enfoque ecosistémico para la institucionalidad? ¿Cómo evoluciona la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura para ser ecosistémica?
Respuesta: Se requiere una implementación progresiva porque actualmente no existe la información, el financiamiento ni las competencias que se requieren para implementar el enfoque ecosistémico. La forma de evolucionar es la capacitación y la formación de grupos multidisciplinarios.

Dr. Tony Pitcher (University of British Columbia): La situación global no ha variado mucho desde el análisis presentado en Pitcher et al. (2009) en el sentido que aún no existe un país/nación donde se aplique completamente el enfoque ecosistémico a una pesquería. De acuerdo al Dr. Pitcher existen muchos programas y proyectos que han avanzado la teoría detrás del enfoque ecosistémico, pero no ha habido el mismo avance en la implementación práctica. Al ser consultado por cuáles serían las razones de esto, el Dr. Pitcher señala que uno de los frenos al avance de la implementación del enfoque ecosistémico ha sido la reticencia de evaluadores de stock con background monoespecífico que dominan en las agencias de manejo y en las instituciones de investigación. Finalmente, el Dr. Pitcher indica que si Chile (por ejemplo, a través de este proyecto) logra incluir consideraciones ecosistémicas en el manejo de sus pesquerías se podría a la cabeza de las naciones pesqueras en cuanto a la implementación de este enfoque de manejo.

Dr. Carlos Montenegro (Instituto de Fomento Pesquero): El enfoque ecosistémico constituye un cambio ontológico en el qué hacer de la evaluación y administración de pesquerías, pero

también constituye un cambio epistemológico. Se requiere mejorar las capacidades a todo nivel en la administración, investigación y en los usuarios.

Sr. Víctor Espejo: se requiere un estudio que tome todos los proyectos y seguimientos que se desarrollan actualmente y les dé un objetivo ecosistémico, los una. Además, se requiere formación de capital humano a todo nivel.

Dr. Eleuterio Yáñez (Pontificia Universidad Católica de Valparaíso): se requiere diseñar un programa de monitoreo para esta pesquería y ponerle costos. También se requiere formación a nivel de postgrados. En la actualidad existe un grupo de trabajo en Chile sobre enfoque ecosistémico para pesquerías que se está juntando y organizando.

Dra. Elizabeth Fulton (CSIRO): El manejo pesquero es un continuum que abarca desde un enfoque exclusivamente monoespecífico (single-species management) hasta un enfoque donde se consideran todas las actividades que se desarrollan en el ecosistema (ecosystem management). Una situación de manejo monoespecífico es mejor que una situación donde no hay ningún tipo de manejo. También es preferible tener un buen manejo monoespecífico que un mal manejo ecosistémico. Sin embargo, un buen manejo ecosistémico es a lo que se debe apuntar ya que considera tanto las especies explotadas como su ecosistema junto con las dimensiones sociales y económicas.

A continuación, se presentan las principales conclusiones del taller por parte del equipo de trabajo.

1. En Chile, la Ley General de Pesca y Acuicultura mandata que el manejo incluya el enfoque ecosistémico para pesquerías, pero este movimiento debe ser gradual y con un marco de referencia general flexible que permita implementar el enfoque ecosistémico considerando las particularidades de cada pesquería, los ajustes en la institucionalidad, y que sea costo efectivo.

2. La mayoría de las naciones pesqueras no ha avanzado mayormente en la implementación del enfoque ecosistémico para la pesca. En Australia, y probablemente en muchas otras naciones, el manejo pesquero se realiza bajo un enfoque monoespecífico.

3. No es posible lograr el Rendimiento Máximo Sostenido (RMS) en todas las pesquerías al mismo tiempo, ya que muchas de ellas están relacionadas a través de interacciones predador-presa. En particular, en Australia el objetivo de manejo no es el RMS, sino que el Rendimiento Máximo Económico (RME).

4. Se recomienda usar un grupo de modelos para evaluar la respuesta del ecosistema a la pesquería, i.e., ver si se obtienen respuestas similares en cada uno de ellos. En este sentido, pueden existir distintos estados del ecosistema de acuerdo con los distintos objetivos de manejo.

Los informes de los expertos internacionales que son parte del proyecto se adjuntan al final del documento.

Listado Participantes. Dia 1.

PROYECTO FIPA 2017-64
IMPLEMENTACIÓN DEL ENFOQUE ECOSISTÉMICO EN LA PESQUERÍA DE SARDINA AUSTRAL DE AGUAS INTERIORES DE LA X REGIÓN DE LOS LAGOS

08.11.2018

NOMBRE	INSTITUCIÓN	CORREO ELECTRÓNICO
Eleuterio Yáñez R.	Profesor Titular PUCV	eleuterio.yanez@pucv.cl
Jorge Oliva López	Centro de Inv. Aplicada del Mar (CIAM)	joliva.3@gmail.com
Felipe Sánchez G.	IFOP	felipe.sanchez@ifop.cl
Victor Catasti	IFOP	victor.catasti@ifop.cl
Esteban Molina G.	IFOP	esteban.molina@ifop.cl
Carlos Montenegro	IFOP	carlos.montenegro@ifop.cl
Luis Cornejo L.	FIPA	lcornejo@subpesca.cl
Alvaro Ibañez D.	U de C.	aibanezd@gmail.com.
María Jesús Gálvez	SSPA	mjgalvez@subpesca.cl.
Lorenzo Flores V	SSPA	lflores@subpesca.cl
Valesca Montes	WWF Chile	valesca.montes@wwf.cl.
Nicole Mermoud Aldea	SUBPESCA	NMERMOUD@SUBPESCA.CL
Alejandra Hernández Saso	Subpesca	ahernandez@subpesca.cl
Leonardo Caballero G.	IFOP	leo.caballero@ifop.cl
Jessica Bonicelli	IFOP	jessica.bonicelli@ifop.cl

PROYECTO FIPA 2017-64
IMPLEMENTACIÓN DEL ENFOQUE ECOSISTÉMICO EN LA PESQUERÍA DE SARDINA AUSTRAL DE AGUAS INTERIORES DE LA X REGIÓN DE LOS LAGOS

08. 11. 2018

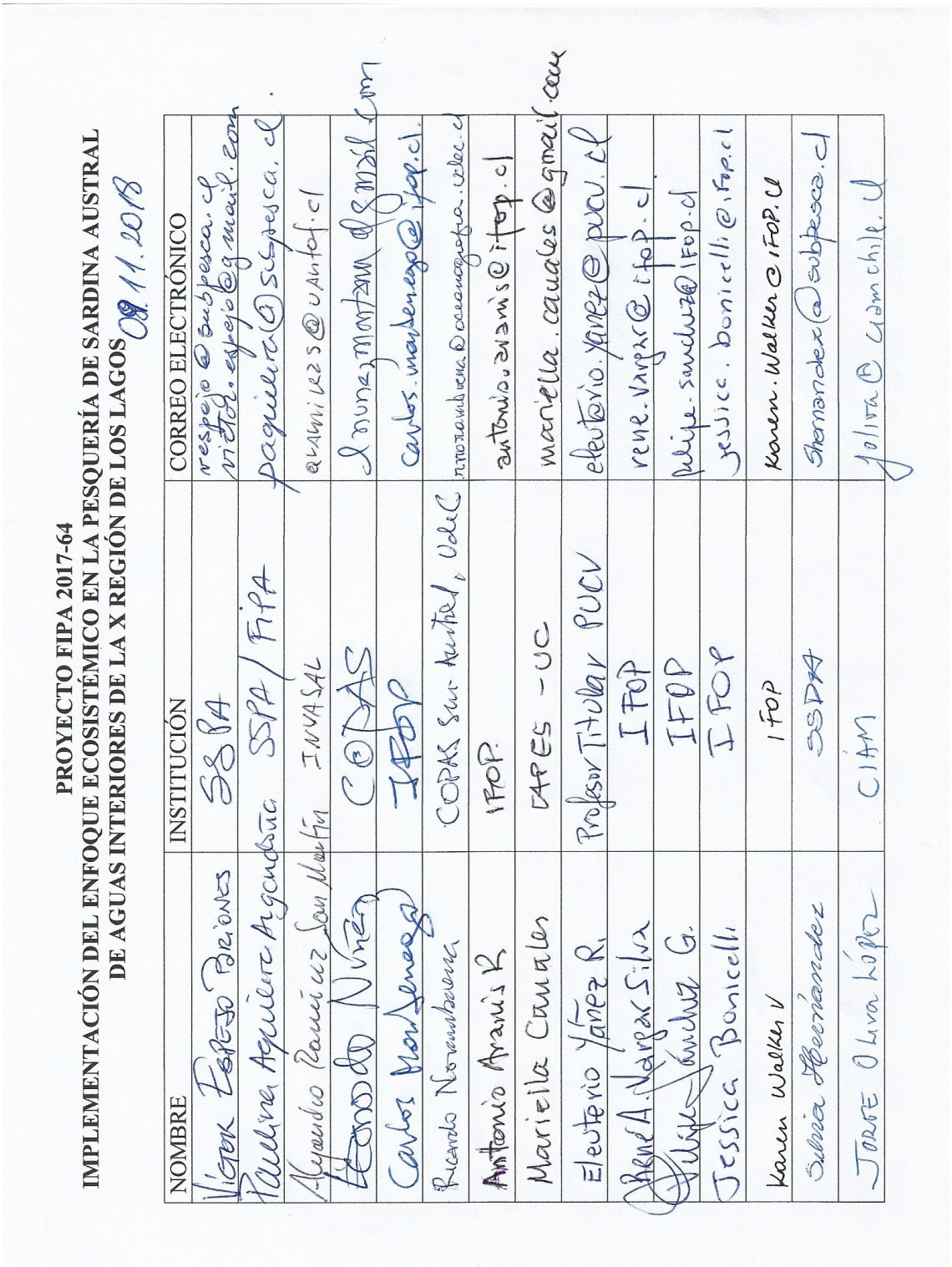
NOMBRE	INSTITUCIÓN	CORREO ELECTRÓNICO
IGNACIO PAYA C	IFOP	ignacio.paya@ifop.cl.
Exequiel González P.	PUCV - ECM	exequiel.gonzalez@pucv.cl
Doris Bucarey S.	IFOP	doris.bucarey@ifop.cl.
Mariella Canales	CAPES - UC	mariella.canales@gmail.com
René A. Vargas S.	IFOP	rene.vargas@ifop.cl
Ricardo Norambuena	COPAS Sur - Austral, Udec	rnorambuena@oceanografia.udec.cl

PROYECTO FIPA 2017-64
IMPLEMENTACIÓN DEL ENFOQUE ECOSISTÉMICO EN LA PESQUERÍA DE SARDINA AUSTRAL DE AGUAS INTERIORES DE LA X REGIÓN DE LOS LAGOS

08.11.2018

NOMBRE	INSTITUCIÓN	CORREO ELECTRÓNICO
Víctor Espejo Briones	SSPA	vespejo@subpesca.cl
Paulina Aguilera A.	SSPA - FIPA	paguilera@subpesca.cl
Alejandro Ramírez	Invasal	aramirezs@uantof.cl
Leonardo Núñez	COPAS	lnunezmontes@gmail.com
Silvia Hernández	SSPA	shernandez@subpesca.cl.

Listado Participantes. Dia 2.



PROYECTO FIPA 2017-64
IMPLEMENTACIÓN DEL ENFOQUE ECOSISTÉMICO EN LA PESQUERÍA DE SARDINA AUSTRAL DE AGUAS INTERIORES DE LA X REGIÓN DE LOS LAGOS 09.11.2018

NOMBRE	INSTITUCIÓN	CORREO ELECTRÓNICO
Víctor Espejo Briones	SSPA	vespejo@subpesca.cl victor.espejo@gmail.com
Paulina Aguilera Argandoña	SSPA / FIPA	paguilera@subpesca.cl
Alejandro Ramírez San Martín	INVASAL	aramirezs@uantof.cl
Leonardo Núñez	COPAS	lnunezmontana@gmail.com
Carlos Montenegro	IFOP	carlos.montenegro@ifop.cl
Ricardo Norambuena	COPAS Sur Austral, UdeC	rnorambuena@oceanografia.udec.cl
Antonio Aranis R	IFOP	antonio.aranis@ifop.cl
Mariella Canales	CAPES - UC	mariella.canales@gmail.com
Eleuterio Yáñez R.	Profesor Titular PUCV	eleuterio.yanez@pucv.cl
René A. Vargas Silva	IFOP	rene.vargas@ifop.cl
Felipe Sánchez G.	IFOP	felipe.sanchez@ifop.cl
Jessica Bonicelli	IFOP	jessica.bonicelli@ifop.cl
Karen Walker V	IFOP	karen.walker@IFOP.cl
Silvia Hernández	SSPA	shernandez@subpesca.cl
Jorge Oliva López	CIAM	joliva@ciamchile.cl

PROYECTO FIPA 2017-64
IMPLEMENTACIÓN DEL ENFOQUE ECOSISTÉMICO EN LA PESQUERÍA DE SARDINA AUSTRAL DE AGUAS INTERIORES DE LA X REGIÓN DE LOS LAGOS 09.11.2018

NOMBRE	INSTITUCIÓN	CORREO ELECTRÓNICO
Tony Pitcher	University of British Columbia	pitcher.t@gmail.com
Mimi Lam	University of Bergen	mimi.lam@uib.no
Jürgen Bothlo	DZPX/SUBPESCA	JBOTHLO@SUBPESCA.CL
Alejandra Hernández	subpesca	ahernandez@subpesca.cl
Emma Plotnek	World Wildlife Fund	emma.plotnek@wwf.cl

Anexo 3. Taller Participativo con usuarios. Puerto Montt

1. Programa del taller

Programa Taller Trabajo Actores Claves
Proyecto FIPA Nº 2017-64

"Implementación del enfoque ecosistémico en la pesquería de sardina austral de aguas interiores de la X Región de los Lagos"

Horario	Miércoles 23 de enero	Jueves 24 de enero
09:00 - 09:15	Inscripción de participantes	Resumen día 1
09:15 - 09:30	Introducción al taller	Revisión estructura y contenido del plan de manejo
09:30 - 10:00	Diagnóstico participativo de la Pesquería	Revisión acciones para cumplir objetivos del plan
10:15 – 11:00	Diagnóstico participativo de la Pesquería	Seguimiento/monitoreo del plan de manejo
11:00 - 11:15	**Pausa de café**	**Pausa de café**
11:15 – 12:00	Resultados Taller Internacional Proyecto FIPA 2017-64	Avances metodológicos de apoyo al plan de manejo
12:15 - 13:00	Conceptos claves elaboración plan de manejo alineado con el enfoque ecosistémico	Avances metodológicos de apoyo al plan de manejo
13:00 - 14:30	**Almuerzo**	**Almuerzo**
14:30 - 15:00	Propuesta de plan de manejo para la pesquería de sardina austral alineado con el enfoque ecosistémico	Discusión y reflexiones finales
15:00 - 16:00	Validación participativa del plan	Conclusiones generales
16:00 - 16:15	**Pausa de café**	**Pausa de café**
16:15 - 17:30	Validación participativa del plan	Cierre

Hotel Diego de Almagro (Salón VALDIVIA), Ejército 516 Puerto Montt

2. Desarrollo del taller

2. 1. Objetivos

En el marco del proyecto FIPA Nº 2017-64 "Implementación del Enfoque Ecosistémico en la Pesquería de Sardina Austral de aguas interiores de la X región de los Lagos", se efectúo un Taller de Trabajo con Actores Claves, los días 23 y 24 de enero de 2019, en el Salón Valdivia del hotel Diego de Almagro, en la comuna de Puerto Montt.

Este Taller, tubo los siguientes objetivos:

- Informar y exponer los alcances y objetivos del proyecto FIPA Nº 2017-64.

- Elaborar de un diagnóstico participativo de la pesquería de sardina austral.
- Exponer resultados del taller internacional FIPA Nº 2017-64, desarrollado en Valparaíso durante el mes de noviembre de 2018.
- Nivelar conceptos claves para elaboración de Plan de Manejo con enfoque ecosistémico.
- Presentar propuesta de plan de manejo para la pesquería de sardina austral X región y validarlo con los actores en forma participativa.

2. Convocatoria

La convocatoria a este evento fue realizada por el Departamento de Oceanografía de la Universidad de Concepción, mediante invitación realizada por el Jefe de Proyecto Dr. Sergio Neira. La invitación se extendió a los actores claves de la pesquería (representantes del Comité de Manejo, ONGs, Academia, etc.) los cuales fueron consensuados previamente con la contraparte técnica. La invitación se fortaleció a través de confirmación vía telefónica.

3. Asistentes

El Taller se desarrolló en dos jornadas, efectuadas los días 23 y 24 de enero de 2019 (ver lista de asistencia y registros fotográficos).

4. Resultados y recomendaciones

- En este Taller Participativo se trabajó con actores claves de la pesquería de sardina austral de la X Región, en torno a tres componentes relevantes para enfrentar la implementación del enfoque ecosistémico para el manejo de pesquerías, a saber: biológico-ecológico, socio-económicos y de gobernanza.
- Se consensuó un diagnóstico de los principales problemas de la pesquería, considerando para ello el trabajo realizado por el Comité de Manejo (Actas), así como el propio desarrollado por el proyecto que consistió en entrevistas a actores relevantes de la pesquería (armadores, tripulantes, dirigentes, académicos, ONGs, representantes de planta e institucionalidad pesquera (IFOP, Sernapesca, Subsecretaría de Pesca y Acuicultura)). Se concluyó en un resumen de los problemas actuales y la visión de futuro para la pesquería, con énfasis en la mirada de los propios

actores que resaltan las oportunidades que un plan de manejo con consideraciones ecosistémicas ofrece para este sector productivo.

- Posteriormente, se presentó y validó una propuesta de Plan de Manejo y Programa de Recuperación, con acciones priorizadas, elaborado a través de la revisión de literatura internacional especializada, análisis comparativo de legislaciones y/o planes de manejo para pesquerías símiles (pesquerías de nivel trófico bajo, NTB), discusión y aportes de expertos internacionales adscritos al proyecto, e investigadores nacionales, en el marco de un taller internacional realizado en noviembre de 2018.

- Finalmente, se presentó avances en la evaluación de este recurso, que apuntaron a caracterizar el sistema ecológico en el que se inserta la pesquería de sardina austral, sus interacciones ecológicas como especie y como pesquería, y enfoques metodológicos para evaluar el actual punto de referencia en forma monoespecífica (= basado sólo en la sardina austral) y multiespecífica (ecosistémicos). Los resultados indican que el punto de referencia actual (F60 B_{DPR}) cumple con el objetivo de manejo que consigna la LGPyA (esto es lleva y mantiene la pesquería en su RMS), es precautorio y no afecta el ecosistema negativamente, esto bajo las condiciones ambientales estables.

- Los resultados del taller son un aporte a la mejora del Plan de Manejo de la pesquería, que se encuentra en desarrollo, que cuenta con el apoyo de los actores presentes y que debe ser formalmente aprobado por su Comité de Manejo en el primer trimestre del año en curso. Las acciones propuestas tienen miradas de corto, mediano y largo plazo, cuyo cumplimiento deberá ser monitoreado y revisado en el marco del mejoramiento continuo del Plan. Este aporte incluye la dimensión de gobernabilidad y las acciones pertinentes para un diseño consensuado e integral del plan, con la activa participación de los usuarios de la pesquería, con la potencialidad del ser el primer plan de manejo en Chile con consideraciones ecosistémicas explícitas.

5. Registros fotográficos de taller.

Fotografías 1 y 2: Detalle asistentes día 1 Taller Actores Claves.

Fotografías 3 y 4: Detalle asistentes día 2 Taller Actores Claves.

Listado Participantes. Día 1.

Universidad de Concepción

Sur - Austral

Programa Taller Trabajo Actores Claves
Proyecto FIPA Nº 2017-64
"Implementación del enfoque ecosistémico en la pesquería de sardina austral de aguas interiores de la X Región de los Lagos"
Puerto Montt 23-24 de enero de 2019

Lista de asistentes Día 1

Nº	Nombre	Institución	Contacto	Firma
1	Alvaro Ibáñez Durán	U de Concepción	942443200	
2	Ricardo Norambuena	COPAS Sur-Austral, UdeC	992196492	
3	Carlos Cárdenas A	Fiordo Austral Group	86374301	
4	Pedro Barría Cora.	Asogrumar.	998264717	
5	Iván Vásquez Gómez	DECERCAL	976499153	
6	Cristian Herrera [illegible]	Asogpesca A. G. [illegible]	996337319	
7	Cristian Vásquez	Consultor-Asesor Pesquero	985278696	
8	Emma Plotnek	WWF	9-9100 9508	
9	Alejandra Hernández	Subpesca	32-2502700	
10	Víctor Espejo B	SSPA		

Universidad de Concepción

COPAS Sur - Austral

Programa Taller Trabajo Actores Claves
Proyecto FIPA Nº 2017-64
"Implementación del enfoque ecosistémico en la pesquería de sardina austral de aguas interiores de la X Región de los Lagos"
Puerto Montt 23-24 de enero de 2019

Lista de asistentes Día 1

Nº	Nombre	Institución	Contacto	Firma
11	Francisco Aragona Ríos	AGARMAR A.G.	954168793	
12	Alfredo A. Guevara P.	Consultor Pesquero	999686405	
13	Gustavo Casano A.	DZP Lagos - SSPA	2342019.	
14	Sergio Neira	Universidad de Concepción	seneira@udec.cl	
15	Ruben Alarcón M.	Univ. Concepción	RUBEN.ALARCON.MUNOZ@GMAIL.COM	
16				
17				
18				
19				
20				

Listado Participantes. Día 2.

Universidad de Concepción

COPAS Sur - Austral

Programa Taller Trabajo Actores Claves
Proyecto FIPA Nº 2017-64
"Implementación del enfoque ecosistémico en la pesquería de sardina austral de aguas interiores de la X Región de los Lagos"
Puerto Montt 23-24 de enero de 2019

Lista de asistentes Día 2

Nº	Nombre	Institución	Contacto	Firma
1	Ricardo Norambuena C.	COPAS Sur-Austral, UdeC	992196492	
2	Gustavo Cosmo A.	DZP Lagos - SSPA.	23412019.	
3	Víctor Espejo B.	SSPA	322502700	
4	Alejandra Hernández	SSPA	32-2502700	
5	Rafael Hernández Vidal	DZPA	981384605	
6	Cristian Vásquez	Consultor-Asesor Federación	985278696	
7	Carlos Cárdenas A	Fiordo Austral Group	96374301	
8	Alfredo A. Cuevas P.	Consultor Pesquero	999686405	
9	Pedro Baus E.	Acuamar.	998264717.	
10	FRANCISCO ARANCIBIA. [illegible]	ADARMAR A.G.	934168793	
11	RUBEN ALARCÓN M.	UDEC	992650884	
12	LUIS CUBILLOS	UDEC	950085280	
13	ALVARO IBAÑEZ D.	UDEC.	942443200	

Universidad de Concepción

COPAS Sur - Austral

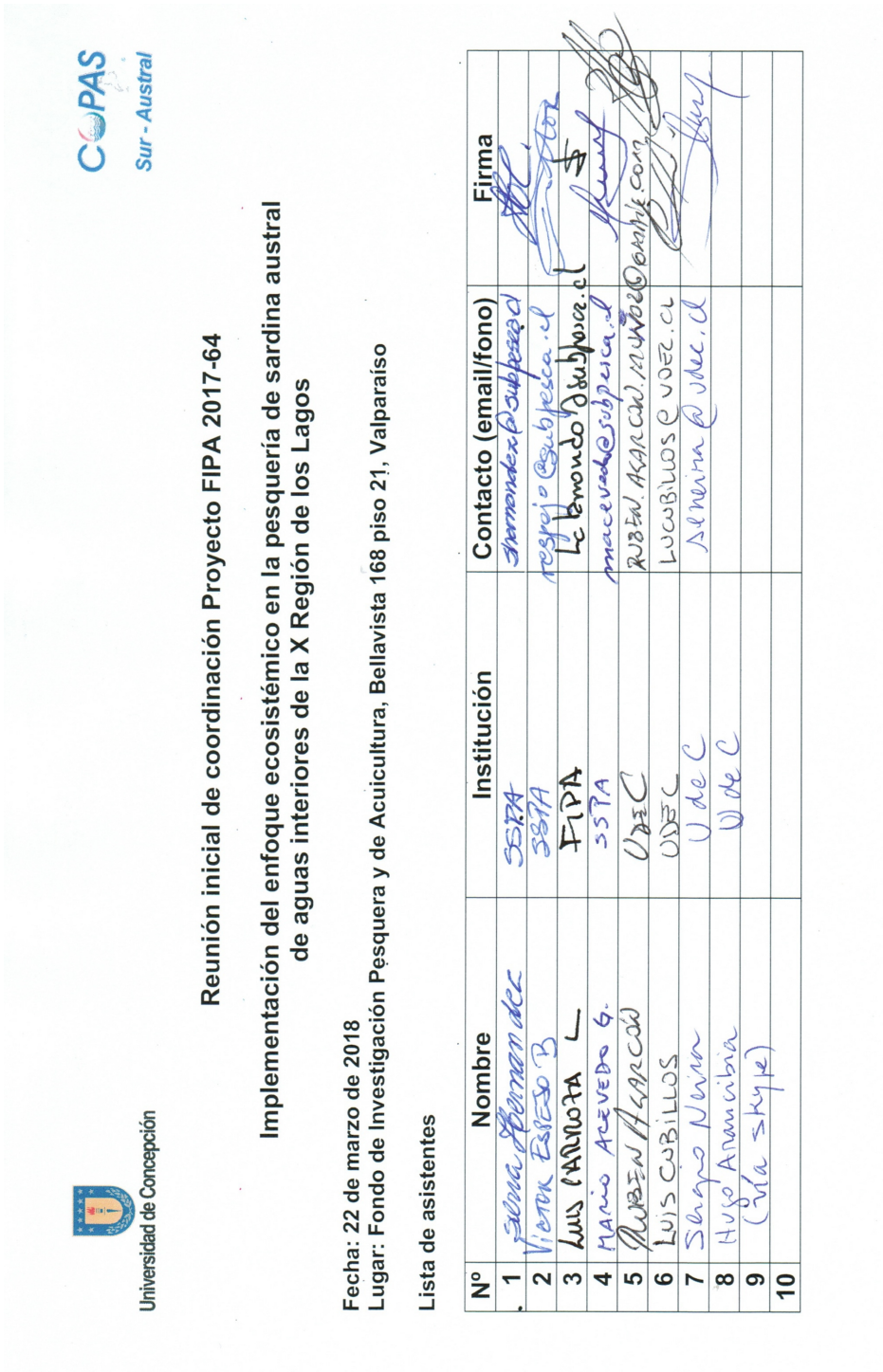
Programa Taller Trabajo Actores Claves
Proyecto FIPA N° 2017-64
"Implementación del enfoque ecosistémico en la pesquería de sardina austral de aguas interiores de la X Región de los Lagos"
Puerto Montt 23-24 de enero de 2019

Lista de asistentes Día 2

N°	Nombre	Institución	Contacto	Firma
21	EMMA PLOTNER	WWF	9-9500 9508	[signature]
22	Cristian Herrera O	A5 Pesca A.G Ancud	992199254	[signature]
23	Sergio Neira A.	Universidad de Concepción	982311958	[signature]
24				
25				
26				
27				
28				
29				
30				

Anexo 4. Minuta primera reunión de coordinación

Listado de los participantes a la Reunión de Coordinación 1



Universidad de Concepción

COPAS Sur - Austral

Reunión inicial de coordinación Proyecto FIPA 2017-64

Implementación del enfoque ecosistémico en la pesquería de sardina austral de aguas interiores de la X Región de los Lagos

Fecha: 22 de marzo de 2018
Lugar: Fondo de Investigación Pesquera y de Acuicultura, Bellavista 168 piso 21, Valparaíso

Lista de asistentes

Nº	Nombre	Institución	Contacto (email/fono)	Firma
1	Sierra Hernandez	SSPA	shernandez@subpesca.cl	
2	Victor Espejo B	SSPA	respejo@subpesca.cl	
3	Luis Carroza L	FIPA	lcarmondo@subpesca.cl	
4	Mario Acevedo G.	SSPA	macevedo@subpesca.cl	
5	Ruben Alarcón	UdeC	RUBEN.ALARCON.MUÑOZ@GMAIL.COM	
6	Luis Cubillos	UDEC	LUCUBILLOS@UDEC.CL	
7	Sergio Neira	U de C	seneira@udec.cl	
8	Hugo Arancibia	U de C		
9	(vía skype)			
10				

PROYECTO FIPA 2017-64

IMPLEMENTACIÓN DEL ENFOQUE ECOSISTÉMICO EN LA PESQUERÍA DE SARDINA AUSTRAL DE AGUAS INTERIORES DE LA X REGION DE LOS LAGOS

Minuta Reunión 2da reunión de Coordinación

1. **Fecha** : 22 de junio de 2018

2. **Lugar**: Reunión virtual vía skype

3. Participantes:

Nombre	Institución
Víctor Espejo	Subsecretaría de Pesca y Acuicultura
Sergio Neira	Universidad de Concepción, Jefe Proyecto
Ruben Alarcón	Universidad de Concepción

4. Contenido de la reunión

La reunión se inició alrededor de las 10 horas con los saludos protocolares de rigor. La Tabla de temas propuesta para la reunión fue la siguiente:

- Informe avance
- Fechas y contenidos talleres

A continuación, se presentan los principales puntos tratados.

El equipo de trabajo informa que se está en fase de sistematización de la información bibliográfica que se utilizará en el Informe de Avance, que de acuerdo al cronograma del proyecto corresponde entregar a fines de julio.

Se indica que este informe debe incluir los avances alcanzados a la fecha en distintos objetivos específicos, con énfasis en la revisión bibliográfica sobre la experiencia (internacional) de la implementación del enfoque ecosistémico en pesquerías (EEP), particularmente de pequeños pelágicos (o especies de nivel trófico bajo, NTB).

Se informa la posibilidad de realizar un taller interno del equipo de trabajo previo a la entrega del informe de avance, cuyo objetivo es:

- Presentar y discutir los resultados preliminares por objetivo específico (los que corresponde comunicar),
- Acordar definiciones sobre enfoque ecosistémico y términos similares usados en la literatura científica y legal.
- Acordar fechas para los talleres participativos
- Taller 1, con expertos internacionales
- Taller 2, con usuarios de la pesquería

Una vez establecida la fecha, se hará llegar una invitación al Sectorialista para participar vía remota.

Se sugiere por parte del Sectorialista que el taller metodológico no se realice muy hacia finales de año, para no encontrarnos con una agenda congestionada de los profesionales de la SSPA debido a las reuniones de los CCTs. De acuerdo al cronograma del proyecto, el primer taller debería realizarse la última semana de octubre o la primera semana de noviembre. Esa es nuestra propuesta inicial en nuestra Oferta Técnica. De todas maneras, se coordinará fechas con los expertos internacionales y luego se seleccionará la mejor alternativa con SSPA.

Taller 1. Metodológico
Duración: 2 días
Lugar: Valparaíso
Contenidos: Presentación experiencia expertos, Presentación objetivos del proyecto, Identificación de brechas, Marco conceptual (propuesta y discusión) para la aplicación del

enfoque ecosistémico en pesquerías de peces pelágicos, Discusión sobre el marco conceptual en el marco de directivas OCDE, OIT, FAO, etc.

En este contexto, el sectorialista propone que junto con identificar las brechas exista una valorización económica de su superación, y un programa de implementación (e.g., carta gantt) valorizada (e.g., ¿Cuánto cuesta superar las brechas? Junto con un plazo de superación).

Se informa que estos análisis están considerados y que el enfoque será incremental a partir de la situación base (actual monoespecífica) a partir de la cual se detalle una serie de pasos, vías y plazos para alcanzar un manejo con enfoque ecosistémico. Al respecto, se intercambian experiencias internacionales que indican la existencia de un abanico de opciones de cómo aplicar o implementar el enfoque ecosistémico y que van desde decisiones cautas basadas en objetivos monoespecíficos como Sud Africa, hasta considerar una captura óptima en USA donde se reduce la captura MSY considerando aspectos sociales, económicos y ecológicos relevantes, o la aplicación de MEY como en Australia.

Se informa que el equipo de trabajo será complementado con un profesional del área de la economía de recursos naturales y un profesional del área de las ciencias sociales. Con estas experticias se busca apoyar i) el levantamiento de información socio-económica y productiva de la pesquería tanto de fuentes secundarias como primarias, ii) nuestra caracterización integrada social, económica y productiva de la pesquería, junto con indicadores de esas dimensiones, y iii) la comunicación e interacción efectiva con los usuarios.

El sectorialista sugiere recurrir a la SSPA tanto a nivel central como de la Dirección Zonal para la obtención de información económica.

Con respecto al trabajo con los usuarios, se propone presentar el proyecto en la próxima reunión del Comité de Manejo de la pesquería. Para ello el jefe de proyecto deberá enviar una carta al presidente del Comité de Manejo con esta solicitud antes de la segunda quincena

de julio. El objetivo es realizar una primera aproximación con los usuarios que participan en el Comité de Manejo presentando definiciones, objetivos, programa de trabajo, etc.

Respecto del taller con usuarios, la propuesta de diseño es la siguiente:

Taller 2 (con usuarios)
Duración: 2 días.
Lugar: Puerto Montt/Puerto Varas
Contenidos: se presenta a los usuarios los resultados del taller metodológico y la propuesta de marco conceptual para la implementación del enfoque ecosistémico en la pesquería de sardina austral.

El sectorialista propone que el taller tenga una duración de 3 a 4 días para lograr "bajar" adecuadamente los conceptos y propuestas a los usuarios. El jefe de proyecto manifiesta que se realizará una planificación especial con el profesional facilitador para optimizar el tiempo de modo de lograr los objetivos del taller en el plazo propuesto. De todas formas, existe buena disposición a extender el taller si la planificación y la interacción con los usuarios lo requiere.

5. Final

Sin otro tema pendiente, la reunión se levanta aproximadamente a las 11:30 hrs.

Anexo 5. Respuestas equipo ejecutor a comentarios del revisor sobre informe pre-final

1) EVALUACIÓN DE ASPECTOS FORMALES

Aspecto	Cumplimiento (SI o NO)	Observaciones	Respuesta
Presentación de autores por tema desarrollado			
Resumen ejecutivo	Si		
Índice general	Si		
Índice de tablas y figuras	Si		
Índice de anexos	Si		
Objetivo general	Si		
Objetivos específicos	Si		
Antecedentes	Si		
Metolología de trabajo	Si		
Resultados	Si		
Análisis y discusión de resultados	Si		
Conclusiones	Si		
Referencias bibliográficas	Si	Pero no están en formato homogéneo. Se sugiere homogeneizar el formato.	Se corrigió en esta versión corregida del pre-informe final

Anexos	Si		

Análisis, observaciones y recomendaciones sobre los aspectos formales:

Se abusa de las figuras en idioma inglés. **Se recomienda** dejar todo en castellano

Respuesta: El evaluador hace una **recomendación** y en esa línea se traduce las figuras principales al idioma castellano.

2) EVALUACIÓN DE ASPECTOS DE CONTENIDO

a) Desarrollo del proyecto

Objetivo específico Nº1:		
Grado de avance en relación a la etapa de desarrollo del proyecto para el informe evaluado	Avance esperado (%)	100%
	Avance logrado (%)	80%

Análisis, observaciones y recomendaciones:

Si bien se toman algunos comentarios en cuenta realizados para el informe de avance, los puntos cruciales que se vuelven a indicar más abajo.

1. Se indica que la revisión bibliográfica de países está basado en lo revisado por Pitcher et al 1999. Vale la pena preguntarse si existe información más reciente que permitiese actualizar esa revisión.

Respuesta: Se agregó el siguiente texto al informe (ver página 8): "Se consideró este análisis por su representatividad global, ya que estudios más recientes sólo incluyen la región del Atlántico norte (e.g., Marshak et al., 2017) o estudios de caso europeos (Stephansson et al., 2019)." Además, en el taller internacional se consultó a los expertos respecto de la existencia de información o análisis globales más recientes que el de Pitcher et al. (1999). Los expertos indicaron que no existe análisis globales comparables al de

Pitcher et al (1999), pero que su percepción es que no se habrían producido mayores cambios en los últimos diez años. Entonces, las conclusiones y ranking propuesto por esos autores en términos de las naciones que más han avanzado en la implementación del enfoque ecosistémico para pesquerías se mantienen. Esta discusión ya se había incluido en el informe pre-final y se mantiene en este informe (ver sección análisis de resultados)

2. Los autores denotan la pesquería del Krill como suceso destacado en el manejo ecosistémico, pero, por sorpresa, no de detallan ningún tipo de experiencias al respecto de tan importante pesquería, solo se limitan a mencionarla en un pequeño párrafo pp.76 (Caso especial: Krill en la Antártica).

Respuesta: Se expande la revisión del caso del krill (ver páginas 77- 80).

3. El área de estudio, aun, a mi criterio, NO posee una descripción acabada de la oceanografía tan particular de los fiordos, y en la que se han realizado decenas de estudios que lo caracterizan. Estas características oceanográficas, son fundamentales para desarrollar a posteriori un manejo pesquero basado en los ecosistemas (MPBE), se sugiere entonces, comentar las principales fuentes de variabilidad oceanográfica de la zona, y como estas podrían producir cambios que repercutan en los recursos pesqueros, cambios de régimen, ENSO, cambio climático, aumento del nivel del mar, etc.

Respuesta: Cabe recordar que este objetivo específico solicita "Sintetizar la experiencia internacional sobre la implementación del enfoque ecosistémico en pesquerías de especies de nivel trófico bajo (NTB), presentando casos de estudio de pelágicos pequeños o pesquerías afines.". Por lo tanto, no corresponde realizar una descripción de la zona es estudio en esta sección. Sin embargo, esta descripción se presenta en la sección 4.2.1.3.1. (ver págs. 105-109).

Comentario del ejecutor: Nos parece que no se indica cuáles son las razones para evaluar el porcentaje de logro de 80/100. A nuestro juicio, esto se basaría en aspectos puntuales (comentario aclaratorio respecto de usar como base el trabajo de Pitcher et al (1999) y

entregar mayor detalle sobre la pesquería de krill) y una solicitud de descripción del ecosistema que no corresponde a este objetivo. Entonces, nos parece que 20% de incumplimiento sería excesivo.

Objetivo específico Nº2:		
Grado de avance en relación a la etapa de desarrollo del proyecto para el informe evaluado	Avance esperado (%)	100%
	Avance logrado (%)	80%

Análisis, observaciones y recomendaciones:

1. Actualizar la figura 11 con datos de desembarques 2018

Respuesta: Se actualizó la figura con los datos sugeridos (ver figura 12, página 88).

2. La mayoría de las figuras presentadas son tomadas directamente desde el informe de seguimiento o de estatus de IFOP. Por lo tanto, debe señalar en todos ellos "tomado de" o si se rehicieron las figuras debiese ser "modificado de". Esto no aparece en todas las figuras.

Respuesta: Se corrigió las leyendas de acuerdo a la sugerencia del revisor.

3. Para el trabajo con actores claves del sistema, se sugiere adicionar directamente en la metodología como se hizo el llamado a estos actores, cuantos y quienes fueron contactados. Desde mi punto de vista, se necesita un detalle del universo de informantes y como estos fueron seleccionados. En otras palabras, la elección de estos actores claves debe estar claramente formulada, desde el universo de personas que se pueden muestrear, criterios de selección y todos los aspectos estadísticos formales de la consideración que se da a "informante clave". Esto por cuanto puede ser un punto crucial que posiblemente lleve a sesgos en los resultados.

Respuesta: Se incluyó un texto explicativo respecto de la elección de actores claves (ver páginas 17 a 19). El número de entrevistados se entregó en la Tabla 2 y las personas entrevistadas se incluyen en el Anexo 1.

4. La revisión de la evaluación de las pesquerías de la zona sur-austral, desde mi punto de vista es sesgada. La elección de tópicos a revisar resulta de manera aleatoria. Creo que de cierta forma aparecen algo fuera de contexto y no prepara al lector a lo que realmente le interesa analizar en los aspectos que siguen y que son relevantes en el proyecto.

Respuesta: Este objetivo solicita "Proponer un marco conceptual y/o de referencia para implementar el enfoque ecosistémico **en la pesquería de sardina austral de aguas interiores de la X Región de Los Lagos**, sobre la base de indicadores mutidimensionales, que contemplen aspectos económicos, sociales y biológicos". Entonces, la descripción y análisis de los aspectos económicos, sociales y biológicos (+ ecológicos y de gobernanza) corresponde entregarlos sólo para la pesquería de sardina austral, no a las demás pesquerías de la zona. Para esas otras pesquerías se entrega información de contexto solamente, ya que no son el foco del estudio. De todas formas, se incluye una descripción del ecosistema del mar interior (páginas 105-109) y una descripción de los grupos merluza de cola (páginas 130-133) y pejerrey (134).

5. Otro punto que considero importante, es que la revisión del punto anterior, tiende a ser un "corta y pega" de las mismas figuras que están ya en los informes de acceso público tanto desde el seguimiento como de la evaluación de stock proporcionada por IFOP. Estos informes y la data son de acceso público bajo requerimiento. Por lo tanto, uno hubiese esperado una revisión propia que condensara información a través de las pesquerías, posiblemente en un contexto histórico comparativo (con tablas y figuras propias) que ayudaran a la comprensión del proyecto. Sin embargo, esto no se logra, sino que es más bien una copia sesgada de la información disponibles desde el seguimiento y evaluación de stocks.

Respuesta: Ya se respondió este punto arriba. Esta es una sección que entrega información de contexto respecto de la información existente. De todas formas, se incluye una descripción del ecosistema del mar interior y sus componentes vivos, específicamente una descripción de los grupos merluza de cola y pejerrey.

6. He notado una carencia en la descripción de grupos a considerar en los modelos ecosistémicos, de las cuales hay información disponible para la zona. Ejemplo de ello son los mamíferos marinos, zooplancton, bentos, etc.

Respuesta: Se presenta en la sección 4.2.1.3.1. (ver págs. 105-109).

7. Llama la atención porque no está merluza de cola en la descripción de las especies claves del sistema, siendo que luego en objetivo 4 se usa. Recomiendo adicionar una descripción de merluza de cola en este objetivo.

Respuesta: en incorporó descripción de merluza de cola, tal como solicitado (ver páginas 130-133).

8. En la propuesta técnica, tabla 1 pagina 23, se indica (o sugiere) que se estimaran/calcularan aquellos indicadores ecosistémicos indicados. Sin embargo, no pude encontrar en este informe estos indicadores ecosistemas. Se sugiere hacer un cálculo de estos indicadores acorde a la propuesta técnica.

Respuesta: Se incluye el cálculo y análisis de indicadores de ecosistemas (ver páginas 231-239).

Objetivo específico Nº3:		
Grado de avance en relación a la etapa de	Avance esperado (%)	100%
	Avance logrado (%)	95%

desarrollo del proyecto para el informe evaluado		

Análisis, observaciones y recomendaciones:

1. Aquí solo tengo un comentario similar a lo del objetivo anterior, en el contexto de como fueron seleccionados a los informantes claves, desde el universo de usuarios de la pesquería. Creo que esta elección debiese tener una connotación estadística.

Respuesta: Se incluye texto explicativo para responder el comentario del evaluador (ver página 27). Los participantes en los grupos focales se detallan en el Anexo 1.

Objetivo específico Nº4:		
Grado de avance en relación a la etapa de desarrollo del proyecto para el informe evaluado	Avance esperado (%)	100%
	Avance logrado (%)	90%

Análisis, observaciones y recomendaciones:

1. En pagina 48 se indica que se usa un steepness de la relación stock-recluta (h=0.8). Se usan además dos funciones stock-recluta. Note que la interpretación del valor de h es diferente dependiendo del modelo stock-recluta usado. Por lo mismo, indicar que h (o conversión se usó) en el caso del modelo stock-recluta de Ricker.

Respuesta: Se incluyó el siguiente texto explicativo (ver página 49) "Determinar el valor probable del steepness para las especies marinas es un tema de investigación muy importante. El steepness está intrínsecamente relacionado con la resiliencia de una especie a la explotación y determina efectivamente la productividad promedio de los recursos pesqueros dentro de un régimen ambiental estacionario. Sin embargo, la variación máxima

en el reclutamiento se permite cuando R (0.2So) puede tomar cualquier valor entre 0.2Ro y Ro. Es decir, en el 20% de la biomasa reproductora no explotada, uno podría, en principio, obtener cualquier nivel de reclutamiento entre el 20% y el 100% del reclutamiento no explotado, la inclinación podría tomar cualquier valor entre 0.2 y 1.0. De tal manera que ya sea para el Modelo de Beverton y Holt como Ricker, se establece que el reclutamiento comenzará a disminuir cuando S=0.2So a partir de hRo. El steepness es una consecuencia de los parámetros de historia de vida más y la pendiente al origen. Sin embargo, Ricker es un modelo que tiene compensación, y en algún nivel para biomasas entre 0.2So y So, el reclutamiento será mayor que Ro. Esta diferencia, causa oscilaciones en la productividad dentro de un régimen ambiental estacionario en comparación con el modelo de Beverton y Holt".

Referencia

Mangel, M. et al. (2010) A perspective on steepness, reference points, and stock assessment. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 70: 930–940 (2013) dx.doi.org/10.1139/cjfas-2012-0372.

2. Pagina 187, se debiese indicar al menos la cita o forma de calculo para las fracciones de consumo de sardina austral por parte de sus predadores.

Respuesta: Se agregó el siguiente texto explicativo (ver página 200): "Para el cálculo del PREP se consideró como proporciones de sardina austral en la dieta de los predadores los siguientes valores: merluza austral adulta (15%), congrio (16%), merluza austral juvenil (42%) y merluza de cola juvenil (48%). Estos valores fueron tomados de Neira *et al*. (2015), basados en estudios de composición de la dieta de esos predadores en el mar interior de Chiloé."

3. Figura 60, escribir los ejes en castellano

Respuesta: Se corrige ejes de la figura 60 y también la 62 (ver páginas 203 y 205).

4. Tabla 36. los estimados de Consumo por unidad de biomasa (Q/B) alcanzan valores de alrededor de 2.5 (1/año) en congrio dorado y merluza del sur. Estos valores son mas del doble de lo reportado por Wiff et al 2015 (Plos ONE) para las mismas especies, misma área. Cabe señalar entonces el porque de estas diferencias y ponerle la cita adecuada.
Respuesta: Se corrigió los valores de acuerdo a lo señalado por el revisor (ver Tabla 37).

5. Tabla 36. Complementando el punto anterior, esta tabla los estimados para B, P/B y composición de la dieta, pero de ¿donde provienen los estimados de Q/B? ¿cuales fueron utilizados? ¿Como fueron estimados? Se sugiere una breve descripción de los grupos involucrados en el modelo, por ejemplo, recién en la pagina 198 el lector se da cuenta de un grupo hasta ahora desconocido, los pejerres de mar y merluza de cola, ¿que rol cumplen estos peces? ¿El modelo estima sus biomasas, se fija una EE de 0,9, cual es la biomasa estimada para este grupo? Falta una tabla con las estimaciones realizadas por el modelo, con las salidas, estimaciones de Biomasas, EE, etc.

Respuesta: Se incluyó una nueva tabla (Tabla 36) que presenta la fuente de información y/o estimación de los parámetros de entrada al modelo Ecopath que representa el mar interior de la X región. También se incluyó las Tablas 37, 38 y 39 donde se presenta los valores de parámetros de entrada y estimados por Ecopath para el modelo de la zona de estudio.

6. Tabla 37. No se entiende la razón de separar el arte de pesca en “espinel” y “espinel de fondo”. Note que están separadas las especies como congrio y merluza del sur en “espinel” y luego raya en otra categoría denominada “espinel de fondo”. Esta separación no es válida, siendo que esas tres pesquerías son capturadas con la misma flota usando, principalmente, espinel de fondo con líneas horizontales.
Respuesta: Se corrigió y se consideró sólo el arte de pesca espinel.

7. Me llama la atención que, si bien el modelo propuesto esta indicado para la X región utiliza información de biomasas de pesquerías como congrio dorado, merluza de cola la estimación de estas es solo de biomasa es global y no regional. Sería adecuado indicar entonces como se realiza la proporcionalidad de las biomasas. **Respuesta:** La estimación regional de las biomasas de los grupos como merluza de cola, congrio dorado se obtiene de ponderar las estimaciones globales (biomasa total) por la contribución del desembarque del mar interior al desembarque total. Lo anterior es susceptible de realizar tomando en consideración que, en general, los modelos de evaluación de stock de congrio dorado y merluza de cola le dan alta confiabilidad a los desembarques. En el caso de merluza de cola, además, existen estimaciones acústicas en el mar interior que permiten ponderar las estimaciones de biomasa globales para los años en que dicha información está disponible (ver página 211).

b) Plan de Actividades

Grado de avance en relación a la etapa de desarrollo del proyecto para el informe evaluado	Avance esperado (%)	100%
	Avance logrado (%)	85%
Análisis, observaciones y recomendaciones: Este informe debiese contener todos los resultados en los términos técnicos de referencia y acorde a la propuesta entregada. Sin embargo, aun quedan puntos a tomar en cuenta indicados mas arriba. **Respuesta:** La versión corregida del pre-informe final entrega todos los resultados comprometidos en la OTE y toma en cuenta todos los comentarios y sugerencias del revisor.		

c) Equipo de trabajo

Cumplimiento en relación a lo propuesto: **(Si cumple o No cumple)**	Si cumple
Cumple con el equipo de trabajo.	

3) EVALUACIÓN DE BASES DE DATOS

Cumplimiento en relación a lo propuesto: **(Si cumple o No cumple)**	No cumple
He notado que el dosier con artículos, se encuentran un poco menos de 20 PDFs en carpetas individuales, lo que no me hace sentido con la cantidad de información revisada. Puede ser, que esto sea un error mío debido a que no tengo instalado el programa Endnote. De todas formas, sugiero revisar este punto, dejando la base de datos lo más fácil y expedita para ser consultada. **Respuesta:** Se revisó la base de datos y se actualizó el número de citas y los respectivos archivos PDFs. En total son 52 artículos.	

4) CALIFICACIÓN DEL INFORME

Observaciones y recomendaciones para próximos informes:
Se recomienda reprobar el informe debido a la alta cantidad de comentarios y sugerencias indicados mas arriba. Se recomienda también hacer una nueva versión de este informe, conteniendo una respuesta, punto a punto, a los comentarios/sugerencias de este reporte. **Respuesta:** Se espera que las correcciones y análisis complementarios sean suficientes para aprobar el pre-informe final corregido.

Anexo 6. Resultados Taller de Difusión

1. Programa del taller

TALLER DE DIFUSIÓN

PROYECTO FIPA 2017-64
IMPLEMENTACIÓN DEL ENFOQUE ECOSISTÉMICO EN LA PESQUERÍA DE SARDINA AUSTRAL DE LA X REGIÓN DE LOS LAGOS

Programa

Fecha: Viernes 4 de octubre de 2019.
Lugar: Sala 2 (Piso 19) Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, Bellavista 168, Valparaíso.

Hora	Presentación
10:00 - 10:10	Bienvenida e introducción al taller **Sergio Neira**
10:10 - 10:35	Experiencia internacional sobre la implementación del enfoque ecosistémico en pesquerías de especies de nivel trófico bajo **Sergio Neira**
10:35 - 11:00	Caracterización y diagnóstico de la pesquería de sardina austral región de Los Lagos, y marco referencia para implementar el enfoque ecosistémico **Sergio Neira, Nuria González** & Álvaro Ibáñez
11:00 - 11:10	Pausa de café
11:10 - 11:35	Identificación y priorización de brechas de información y conocimiento para la implementación marco referencia con enfoque ecosistémico en la pesquería de sardina austral región de Los Lagos **Ruben Alarcón** & Álvaro Ibáñez
11:35 - 12:00	Evaluación de la estrategia de explotación utilizada en el manejo monoespecífico de la pesquería de sardina austral región de Los Lagos **Luis Cubillos &** Mª José Cuevas
12:00 - 12:25	Evaluación de escenarios alternativos de explotación de sardina austral en un contexto multiespecífico **Ruben Alarcón** & Sergio Neira
12:25 - 12:45	Conclusiones y cierre

2. Desarrollo del taller

2. 1. Objetivos

En el marco del proyecto FIPA Nº 2017-64 "Implementación del Enfoque Ecosistémico en la Pesquería de Sardina Austral de aguas interiores de la X región de los Lagos", se efectúo un Taller de Difusión de Resultados con fecha 04 de octubre de 2019, en Piso 19, Sala 2, de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (SSPA), en la comuna de Valparaíso.

Este Taller, tuvo los siguientes objetivos:

- Informar y exponer los alcances y objetivos del proyecto FIPA Nº 2017-64.
- Presentar una síntesis de la experiencia internacional sobre la implementación del enfoque ecosistémico en pesquerías de especies de nivel trófico bajo.
- Presentar la caracterización y diagnóstico de la pesquería de sardina austral de la región de Los Lagos, y el marco referencia para la implementación del enfoque ecosistémico.
- Presentar la priorización de brechas de información y conocimiento para la implementación marco referencia con enfoque ecosistémico en la pesquería de sardina austral región de Los Lagos.
- Exponer resultados de la evaluación de la estrategia de explotación utilizada en el manejo monoespecífico de la pesquería de sardina austral región de Los Lagos y la evaluación de escenarios alternativos de explotación en un contexto multiespecífico.

2. Convocatoria

La convocatoria a este evento fue realizada por el Jefe de Proyecto Dr. Sergio Neira a nombre de la Universidad de Concepción. Se envió invitación vía correo elecrónico a una lista de invitados que fue previamentne consensuada con la contraparte técnica y el FIPA.

3. Resultados y recomendaciones

El taller se desarrolló de acuerdo al programa y contó con la participación de un total de 16 participantes más el equipo de trabajo (ver lista de asistencia más abajo). A continuación, se presenta las principales consultas y sugerencias del público:

- Rubén Pinochet: Con respecto a los objetivos sociales de un plan de manejo, propone que el objetivo debería ser mantener empleo en lugar de maximizar el empleo.

- Luis Carroza: Realiza un comentario respecto de la propuesta del Sr. Pinochet, en el sentido que maximizar el empleo puede ser un objetivo, siempre y cuando no se afecte el objetivo biológico y ecológico. En este sentido existe un trade-off entre los distintos objetivos y el enfoque ecosistémico debe balancearlos.

- Rubén Alarcón: aclara que los objetivos no fueron impuestos por el equipo de trabajo, sino que emergieron del trabajo participativo con los actores claves.

- Silvia Hernández: ¿Cómo sabemos si el marco conceptual propuesto para la sardina austral es es suficiente y replicable para otras pesquerías pelágicas NTB?

- Sergio Neira: después de revisar la literatura y la experiencia internacional, es posible indicar que no existe una receta única para todas las pesquerías a nivel global y a veces incluso dentro de un mismo país o juridicción. La única guía general es la que entrega FAO, pero existe una gran diversidad en cuanto a la forma de hacer operativo el enfoque ecosistémico y o qué se considera enfoque ecosistémico. Como se mostró en la presentación hay varios niveles por sobre el el enfoque monoespecífico. De todas formas, se acepta la solicitud de incorporar un anexo al informe final donde se presente un marco conceptual de aplicación del enfoque ecosistémico en pesquerías NTB que sea suficiente en términos aplicados, replicable y costo-efectivo.

- Luis Carroza: ¿Cómo se traspasa este plan y experiencia a la autoridad en países que lideran la implementación del enfoque ecosistémico?

- Sergio Neira: En la misma línea de la respuesta anterior, no existe una única forma en que se haya implementado el enfoque ecosistémico. En algunos casos se trata de un enfoque top-down en que se aplica algún enfoque dado que la legislación vigente lo mandata (e.g., E.E.U.U.). En otros casos es un trabajo integrado entre la autoridad y los actores interesados a través de planes de manejo. Una terecera alternativa es la decisión de un grupo de usuarios de ingresar a algún tipo de certificación de sustentabilidad debido a alguna presión del mercado.

- Luis Carroza: ¿Por qué los países que lideraron la implementación del enfoque ecosistémico hace 9 años se habrían estancado?

- Sergio Neira: La visión de que no habría habido avances fue una apreciación de los expertos internacionales que están mucho más informados de lo que sucede en

Australia, Canadá y Noruega, por ejemplo. Sin embargo, se debe tener en cuenta que el enfoque ecosistémico por definición es estratégico y no táctico. Entonces, no es posible tener cambios a la misma tasa que puede avanzar la implementación de una evaluación de stock o el manejo monoespecífico. En otros casos como en Australia, se definió que – debido a que existen relaciones tróficas entre algunas especies recurso – no es posible lograr el rendimiento máximo sostenible en todas las especies a la vez. Entonces, se determinó que el objetivo e manejo es el rendimiento máximo económico.

- Silvia Hernández: ¿Cómo incluir especies ETP? ¿Cómo tratar especies como aves y mamíferos cuando no existe data? ¿Existe una recomendación de cómo tomar parámetros desde la bibliografía especializada?

- Rubén Alarcón: en el modelo que representa la trama trófica en que participa la sardina austral no se incluyó muchos grupos funcionales ubicados en los niveles tróficos superiores (eg., distintos tipos de aves, cetáceos, etc.). Esto debido a que no existe información cuantitativa suficiente sobre su abundancia, tasas de producción y consumo, y dietas.

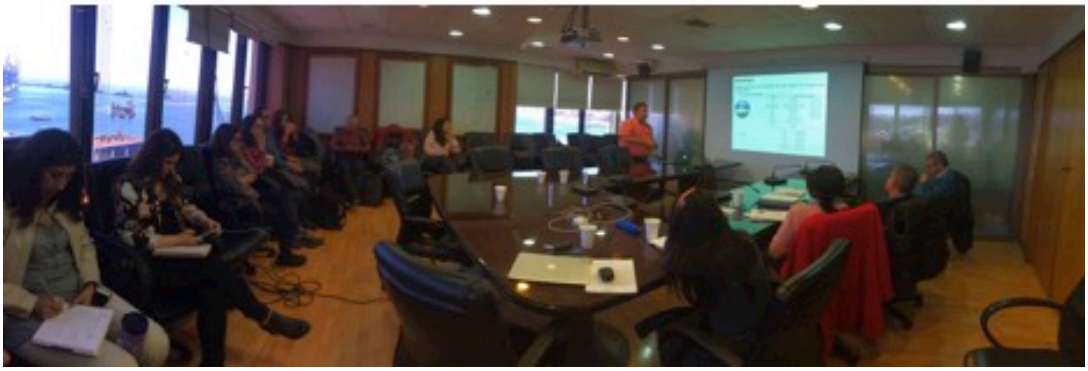
- Sergio Neira: En algunos casos es posible hacer supuestos sobre ciertos parámetros para grupos que se consideran importantes, pero para los cuales no existe información cuantitativa. En genereal, las tasas de producción y consumo se pueden asimilar a aquellas de especies símiles informadas en la literatura especializada. Sin embargro, la biomasa y dieta son valores que deben ser estimados en el área de estudio. La forma de incorporar estas especies dependerá del caso y probablemente se debe generar varios escenarios posibles usando juicio de experto.

- Victor Espejo: ¿Qué se puede mejorar?

- Sergio Neira: Siempre es posible mejorar. Un aspecto clave en la implementación del enfoque ecosistémico es involucrar a todos los actores interesados desde un principio. El cambio de estatus y cuota en la pesquería durante 2019 impidió una mayor participación de los usuarios en el taller de actores y quizás eso se debe considerar para futuros trabajos como este. Otro aspecto clave es la buena comunicación con la contraparte técnica, en este sentido tuvimos una buena experiencia ya que el colega de la SSPyA estaba muy al tanto del proyecto, los conceptos y la pesquería que se usó como caso de estudio. Esto podría no darse en casos futuros y se debe tener en cuenta.

- La contraparte técnica solicita se incluya en el informe final el análisis de la regla de decisión y una precisión respecto del marco conceptual para el manejo con enfoque ecosistémico en pesquerías NTB. Estos análisis se incluyen en este reporte del Talle de difusión.

4. Registros fotográficos de taller.



5. Listas de asistencia

Universidad de Concepción

COPAS Sur - Austral

Taller de difusión Proyecto FIPA 2019-17

Implementación enfoque ecosistémico en pesquería de sardina austral aguas interiores X Región de los Lagos

Fecha: 04 de octubre de 2019
Lugar: Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, Bellavista 168 piso 19 (sala 2), Valparaíso

Lista de asistentes

Nº	Nombre	Institución	Contacto (email/fono)	Firma
1	Fernando Nuñez	UDEC	fnunezmontero@gmail.com	
2	VICTOR ESPEJO B.	SSPA - RELAGICOS	vespejo@subpesca.cl	
3	Silvia Hernandez C.	SSPA	shernandez@subpesca.cl	
4	Alejandra Hernández	SSPA	ahernandez@subpesca.cl	
5	Adriana Breu	WWF	mariann.breu@wwf.cl	
6	Doris Bucarey S.	IFOP	doris.bucarey@ifop.cl	
7	Karen Walker	IFOP	karen.walker@ifop.cl	
8	Valeria Montes	WWF Chile	valeria.montes@wwf.cl	
9	María José Zúñiga B.	IFOP	maria.jose.zuniga@ifop.cl	
10	LUIS CUBILLOS S.	UDEC	lcubillos@udec.cl	

Lista de asistentes

Nº	Nombre	Institución	Contacto (email/fono)	Firma
1	Daniela Yepsen	UDEC	daniela.yepsen@gmail.com	
2	CAMILA SAGUA CEPEDA	UDEC	SAGUA.CPC@GMAIL.COM	
3	ELSON LEAL T.	IFOP	elson.leal@ifop.cl	
4	Nuria González	Consultora	nuria.gonzalez.vallejo@gmail.com	
5	LUIS CARROZA L.	FIPA	lcarroza@subpesca.cl	
6	RUBEN PINOCHET	SUBPESCA	rpinochet@subpesca.cl	
7	JORGE BUSTAMANTE	SUBPESCA	JBUSTAMANTE@SUBPESCA.CL	
8	RUBEN MARCON MUÑOZ	UDEC - FIPA 2017-64	RUBEN.MARCON.MUNOZ@GMAIL.COM	
9				
10				

Anexo 7. Proyecto FIPA 2017-64

Reglas de control alternativas para la mortalidad por pesca de sardina austral

Luis Cubillos, María José Cuevas

Presentación

Si bien se demuestra que la estrategia de explotación actual, que consiste en una tasa de mortalidad por pesca constante en el valor asociado al punto biológico de referencia objetivo, en 2018 la pesquería de sardina austral pasó a la fase de sobreexplotación.

Con el objeto de analizar el desempeño de estrategias de pesca alternativas que consideren una regla de control con mortalidad por pesca variable en función del estado del recurso, el modelo operativo fue actualizado al año 2018 y se consideró estrategias de pesca alternativas tipo rampa que hacen disminuir la mortalidad por pesca objetivo según la razón entre la biomasa desovante en un año dado respecto del objetivo de manejo (Tabla 1, Figura 1). Los nombres de estas estrategias fueron arbitrarios y dicen relación con: a) una disminución lineal de la mortalidad por pesca cuando el stock disminuye por debajo del 90% del objetivo de manejo (F0-40); b) una estrategia en que la mortalidad por pesca disminuye lineal por tramos, desde 0,9 a 0,85 en la fase de sobreexplotación y desde 0,85 a 0,5 en la fase de agotamiento (Fcct); y c) una disminución lineal de la mortalidad por pesca desde 0,9 a 0,4 (Fad-hoc). Estas reglas de control permiten reducir la mortalidad por pesca con el objeto que el stock se recupere rápidamente después de una disminución que haga caer la biomasa desovante por debajo del objetivo de manejo (Smsy).

La evaluación del desempeño consideró modelos operativos con las siguientes hipótesis estructurales: E1: relación stock-recluta del tipo Beverton y Holt con error de proceso (σ_R=0,4); E2: cambios de régimen en el reclutamiento, con un periodo desfavorable de 10 años para el reclutamiento esperado y posteriormente cambio a un régimen favorable. Bajo estos escenarios, el modelo operativo simuló por 17 años los datos de la pesquería (capturas y composición de tallas del desembarque, CPUE, Biomasa acústica y composición de tallas del crucero). La captura consideró el 100% de la captura biológicamente aceptable (CBA), la cual fue estimada utilizando el modelo de estimación de IFOP con las reglas de control de mortalidad de la Tabla 1 y considerando un riesgo de 20% de no cumplir el objetivo de manejo.

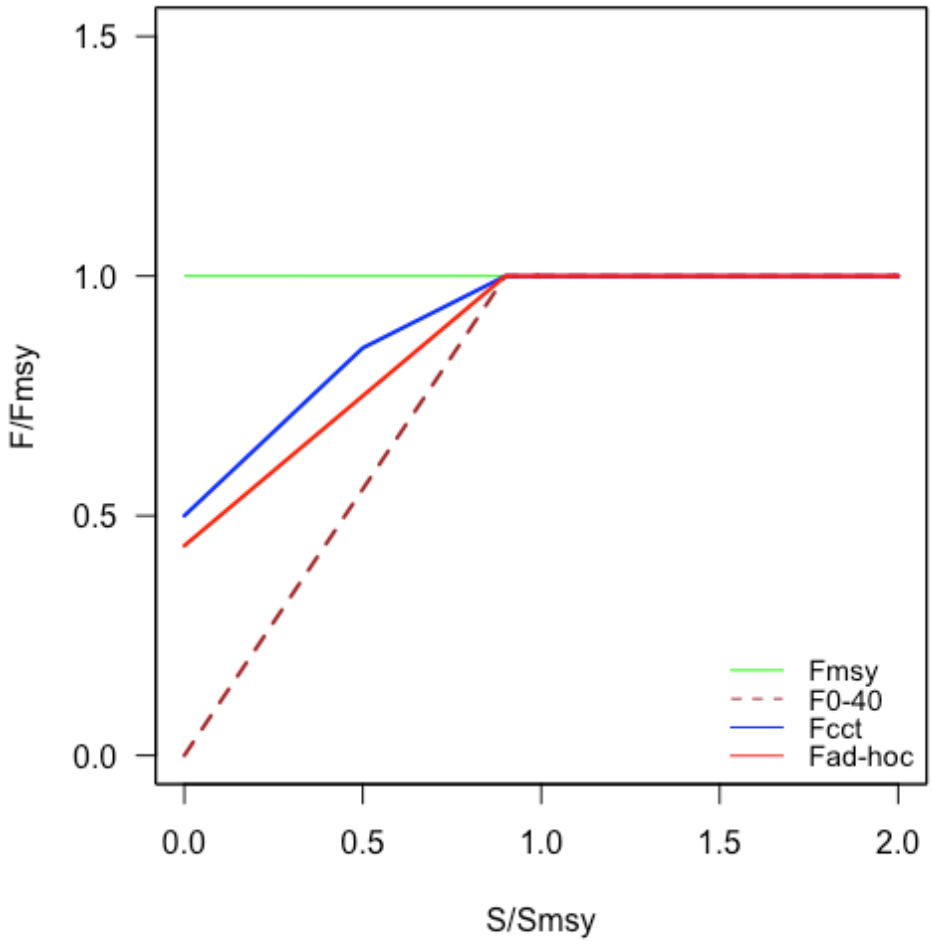


Figura 1. Reglas de control de la mortalidad por pesca tipo rampa alternativas orientadas a una recuperación rápida de la biomasa desovante.

Tabla 1. Estrategias de explotación transitorias aplicadas para evaluar la recuperación de sardina austral en función del estado de la biomasa desovante.

Nombre	Regla de Control
F0-40	$F = \begin{cases} F_{msy} \times \frac{S}{S_{msy}}/0{,}9 & \text{sí } \frac{S}{S_{msy}} < 0{,}9 \\ F_{msy} & \text{sí } \frac{S}{S_{msy}} \geq 0{,}9 \end{cases}$
Fcct	$F = \begin{cases} F_{msy} \times \left(\frac{S}{S_{msy}} - 0{,}5\right) \times 0{,}375 + 0{,}85 & \text{sí } \frac{S}{S_{msy}} < (\\ F_{msy} \times \left(\frac{S}{S_{msy}} - 0{,}5\right) \times 0{,}75 + 0{,}85 & \text{sí } \frac{S}{S_{msy}} < (\\ F_{msy} & \text{sí } \frac{S}{S_{msy}} \geq 0{,}9 \end{cases}$
Fad-hoc	$F = \begin{cases} F_{msy} \times \left(\frac{S}{S_{msy}} - 0{,}5\right) \times 0{,}625 + 0{,}75 & \text{sí } \frac{S}{S_{msy}} < (\\ F_{msy} & \text{sí } \frac{S}{S_{msy}} \geq 0{,}9 \end{cases}$

Resultados

Las variables de estado y pesqueras del modelo operativo de la sardina austral muestran que no hubo diferencias notorias en el desempeño de las reglas de control alternativas, con excepción del impacto

de la mortalidad por pesca y capturas en los dos primeros años de la serie (Figura 2). El objetivo de manejo con mortalidad por pesca constante fue satisfactorio en la recuperación del stock hacia el objetivo de manejo (S_{msy}=55% de la biomasa desovante no explotada) y generó menor variabilidad que las estrategias de manejo con mortalidad por pesca variable. La mortalidad por pesca esperada fluctuó en torno del objetivo de manejo, así como también la biomasa desovante. Por su parte, las capturas esperadas fluctuaron en torno a las 15 mil t (Fig. 2).

La probabilidad de colapso fue nula, mientras que la probabilidad de lograr el objetivo de manejo fue mayor o igual al 30%. Se destaca que esta última probabilidad fue calculada considerando la ocurrencia de que la condición del stock esté por sobre 60% de la biomasa desovante no explotada y, por lo tanto, más exigente.

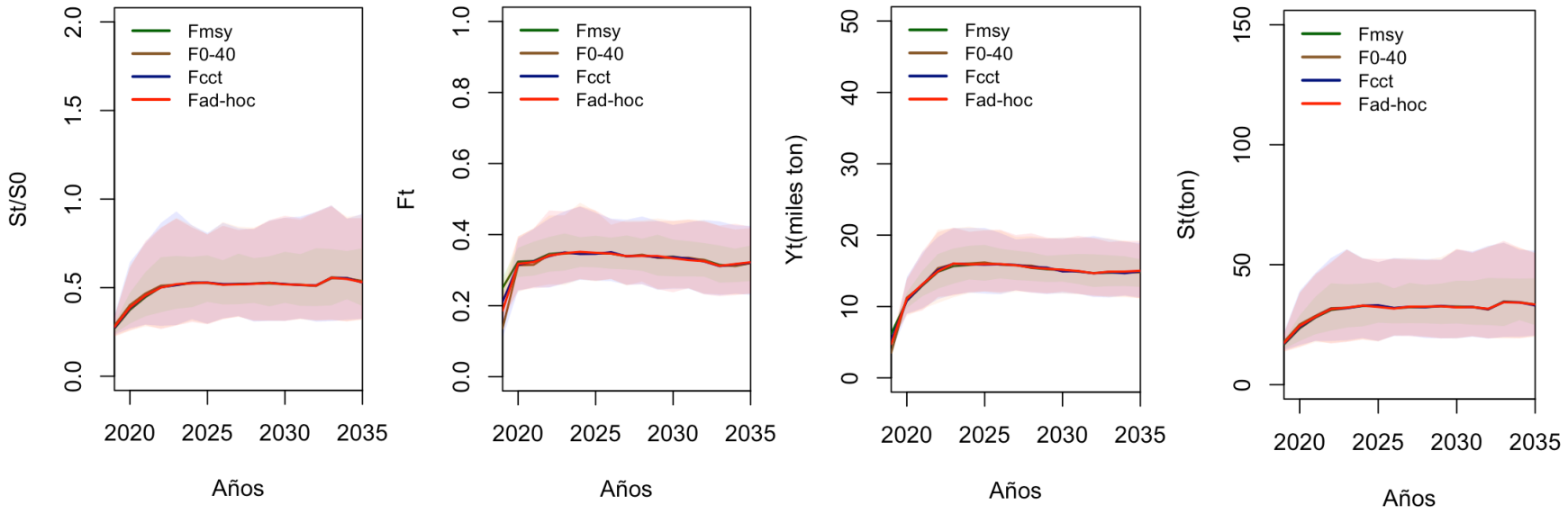


Figura 2. Trayectoria de los indicadores de desempeño de sardina austral bajo una hipótesis de relación stock-recluta del tipo Beverton-Holt, de izquierda a derecha: razón entre la biomasa desovante y la biomasa desovante no explotada (St/S_0), mortalidad por pesca (Ft), Captura anual (Yt) y biomasa desovante (St) de sardina austral.

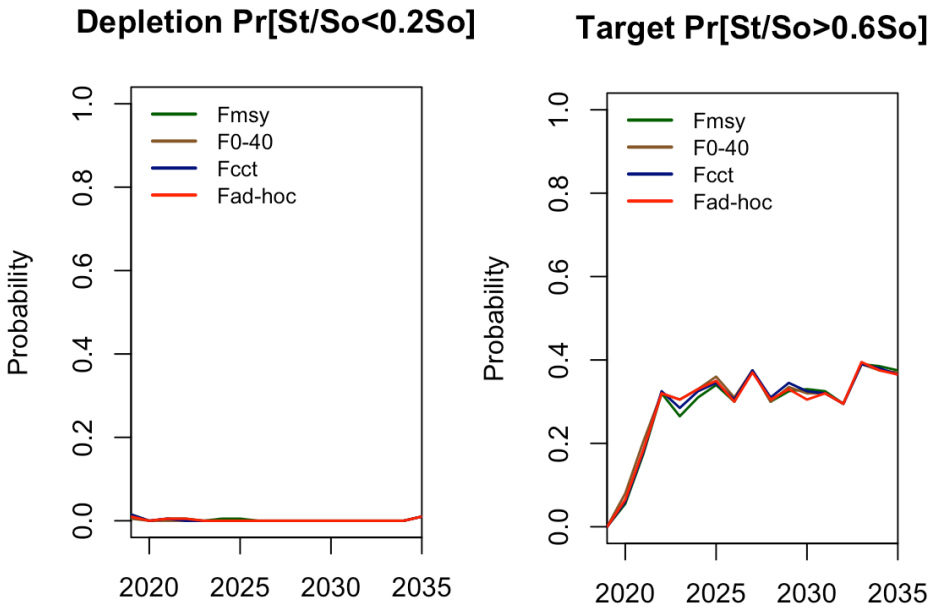


Figura 3. Probabilidad de colapso (izquierda) y probabilidad de cumplir con el objetivo de manejo (derecha) según estrategias de explotación alternativas.

Al considerar un escenario con cambio de régimen en el reclutamiento de sardina austral, con los primeros 10 años con condiciones desfavorables moderadas y subsecuentemente un cambio a condiciones favorables, demuestra que no hay diferencias significativas en el desempeño de las estrategias de explotación alternativas. Bajo esta condición, el stock es capaz de lograr una recuperación relativa desde el año 2019 al año 2022, pero las condiciones desfavorables determinan un aumento en la mortalidad por pesca y una condición de reducción del orden del 40% de la biomasa desovante no explotada.

El cambio de régimen en el reclutamiento no es controlable por el manejo, y aunque el control de la mortalidad por pesca debería reducir la mortalidad por pesca ante un estatus desfavorable, la reducción de las capturas estimadas parece no ser tan baja e impactan negativamente al modelo operativo lo que se refleja en la mortalidad por pesca realizada.

Bajo este escenario la probabilidad de colapso es baja, pero aumenta levemente respecto del caso anterior. No obstante, la probabilidad de cumplir el objetivo de manejo es baja y fluctúa alrededor del 10%. Esta probabilidad aumenta cuando las condiciones son favorables al reclutamiento, después del régimen desfavorable de 10 años (Fig. 5)

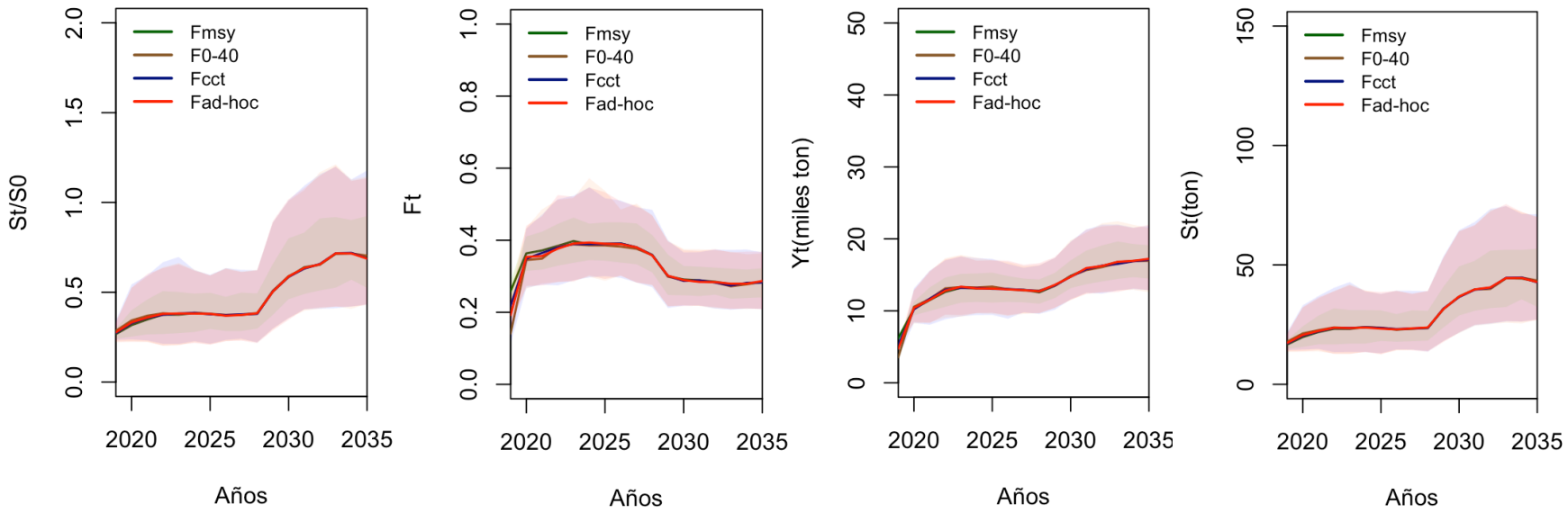


Figura 4. Trayectoria de los indicadores de desempeño de sardina austral bajo una hipótesis de una relación stock-recluta del tipo Beverton-Holt con cambio de régimen en el reclutamiento, de izquierda a derecha: razón entre la biomasa desovante y la biomasa desovante no explotada (St/S_0), mortalidad por pesca (Ft), Captura anual (Yt) y biomasa desovante (St) de sardina austral.

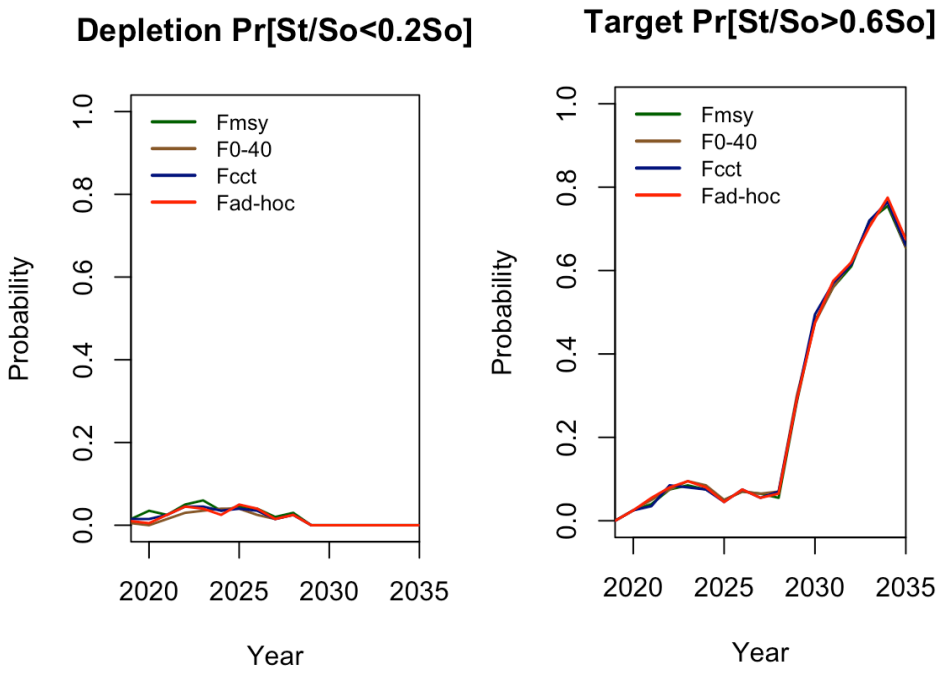


Figura 5. Probabilidad de colapso (izquierda) y probabilidad de cumplir con el objetivo de manejo (derecha) según estrategias de explotación alternativas.

Al considerar el impacto potencial de disminución relativa de los depredadores dependientes de la sardina austral, se observa que el caso del congrio dorado y la merluza austral adulta, el impacto potencial es una reducción cercana al 20% (Figura 6). Esto se debe básicamente a que se consideró un aporte en peso a la dieta de la sardina austral de 15-16% para estos predadores. En cambio, en la merluza de cola juvenil y merluza austral juvenil, hay un mayor impacto de disminución del orden del 30% (Figura 6). La fracción de la dieta de sardina austral en estos predadores consideró el peor escenario, es decir los valores más altos reportados. Sin embargo, estos depredadores tienen una distribución más amplia que la circunscrita a la pesquería de sardina austral. Por lo tanto, los impactos podrían no ser tan sensible en dichos recursos.

Conclusiones

- La estrategia de pesca actual F60% con 20% riesgo permite una explotación sustentable, independiente de que no conozcamos la dinámica de producción de juveniles (tipo B&H ó Ricker, con correlación serial o no).

- Los predadores tienen una respuesta potencial de declinación cercana al 20%, aunque en la merluza de cola juvenil podría tener una respuesta hasta 30%.
- La dinámica del reclutamiento auto-correlacionado no afecta significativamente el desempeño del procedimiento de manejo.
- Cambios de régimen desfavorables en el reclutamiento serían el único factor de riesgo que podría afectar a la sustentabilidad del recurso.
- Una estrategia de explotación tipo rampa (F variable), no tiene un efecto importante, pero podría ser precautorio en casos de condiciones ambientales desfavorables.

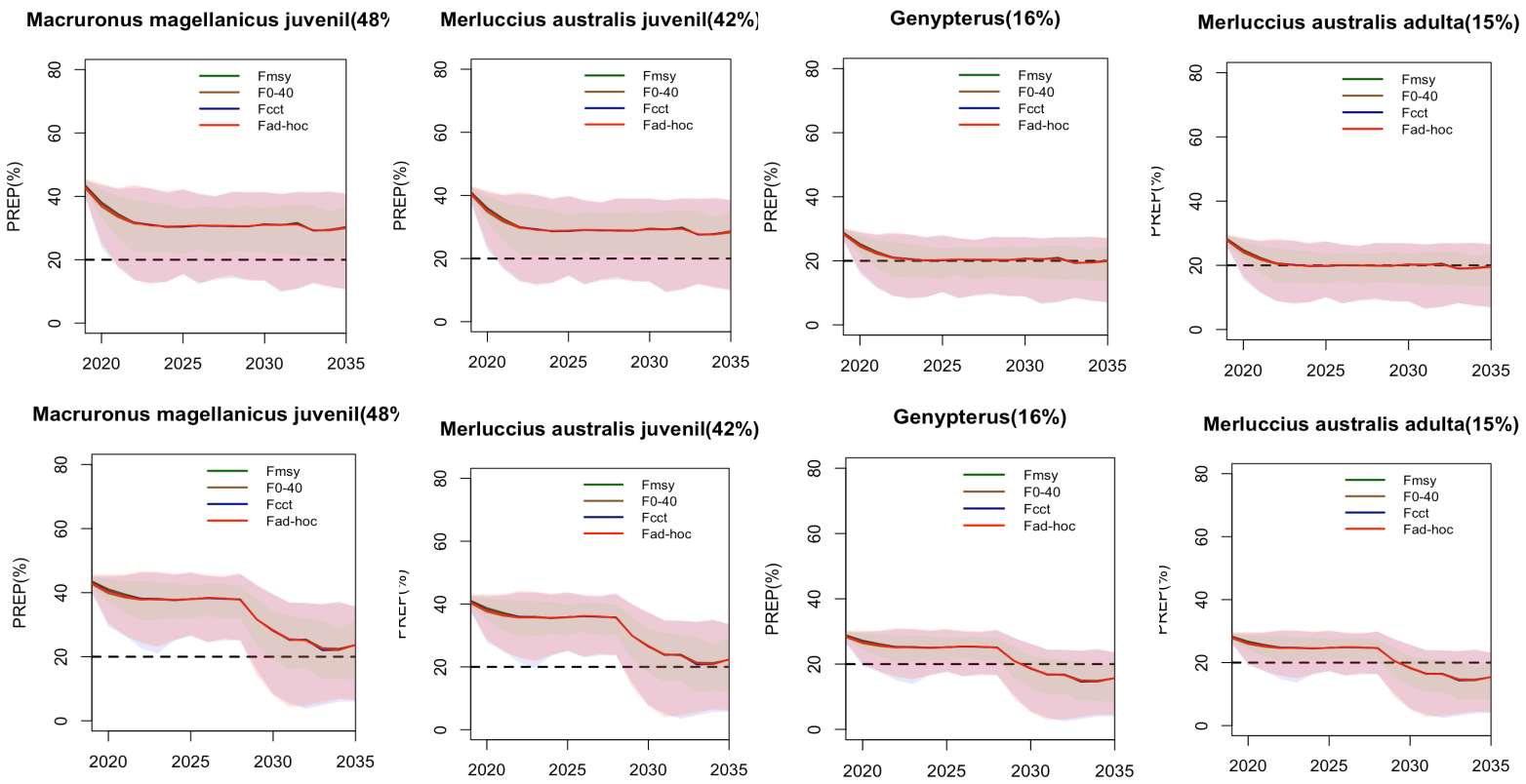


Figura 6. Respuesta potencial de predadores dependientes de la sardina austral.

Anexo 8. Marco teórico general para la aplicación del enfoque ecosistémico en pesquerías

En el marco del Taller de Difusión, la contraparte técnica solicitó incluir en el informe final un anexo en el que se especificara un marco teórico general para la aplicación del enfoque ecosistémico en pesquerías de nivel trófico bajo (NTL) más allá de lo que se presentó en el Objetivo Específico 2. En primer lugar, la Figura 1 presenta el espectro actual de enfoques para el manejo de pesquerías junto con sus definiciones. Como se observa, existen varios enfoques que complementan el enfoque monoespecífico tradicional (SS), tales como el enfoque ecosistémico para el manejo pesquero (EAFM), el enfoque de manejo basado en el ecosistema (EBFM), y el manejo basado en el ecosistema (EBM).

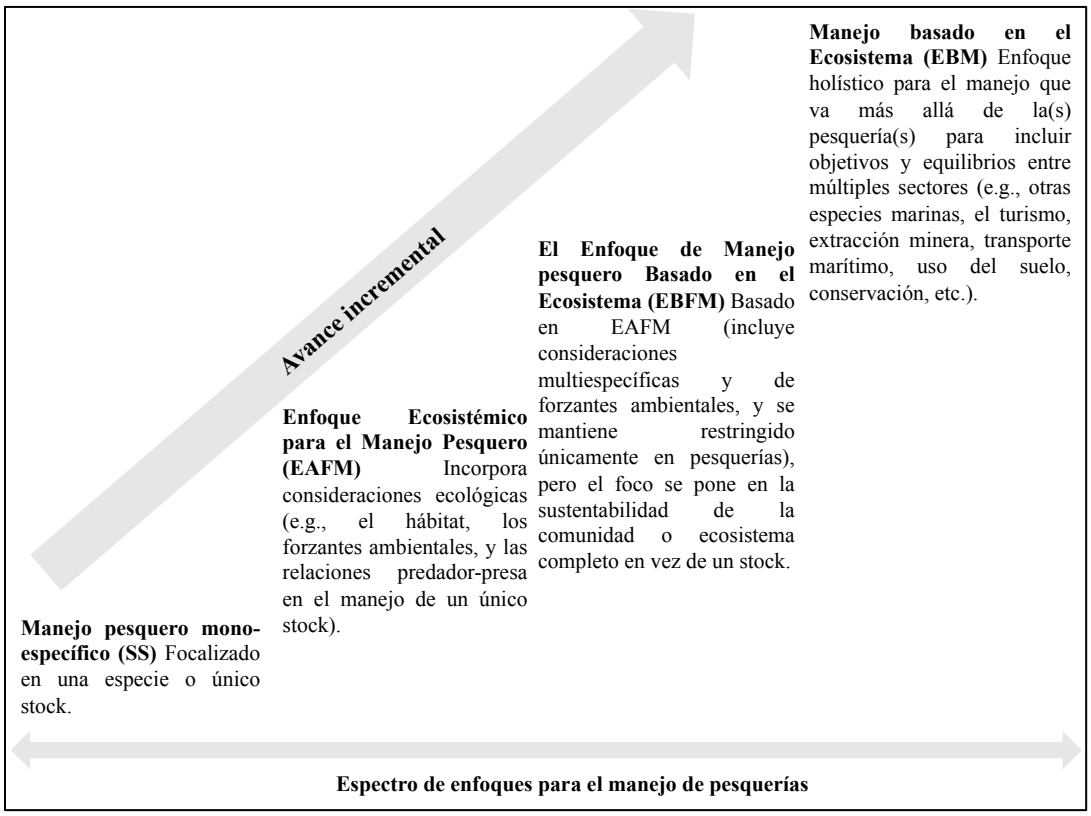


Figura 1. Marco general de aplicación gradual de enfoques de manejo (Modificada de Link y Bowman, 2014).

Es importante notar que la transición entre un tipo de enfoque y el siguiente es incremental y no a saltos, ya que tanto la estructura de la administración pesquera, como la ciencia y la investigación que apoya las decisiones de manejo cambian en el mediano plazo. Lo anterior queda más claro en la Figura 2 donde se esquematiza cómo el manejo y la ciencia para el manejo amplían su foco de interés y rango de acción a medida que se avanza desde el enfoque mono-específico (o single-species) hacia EBM.

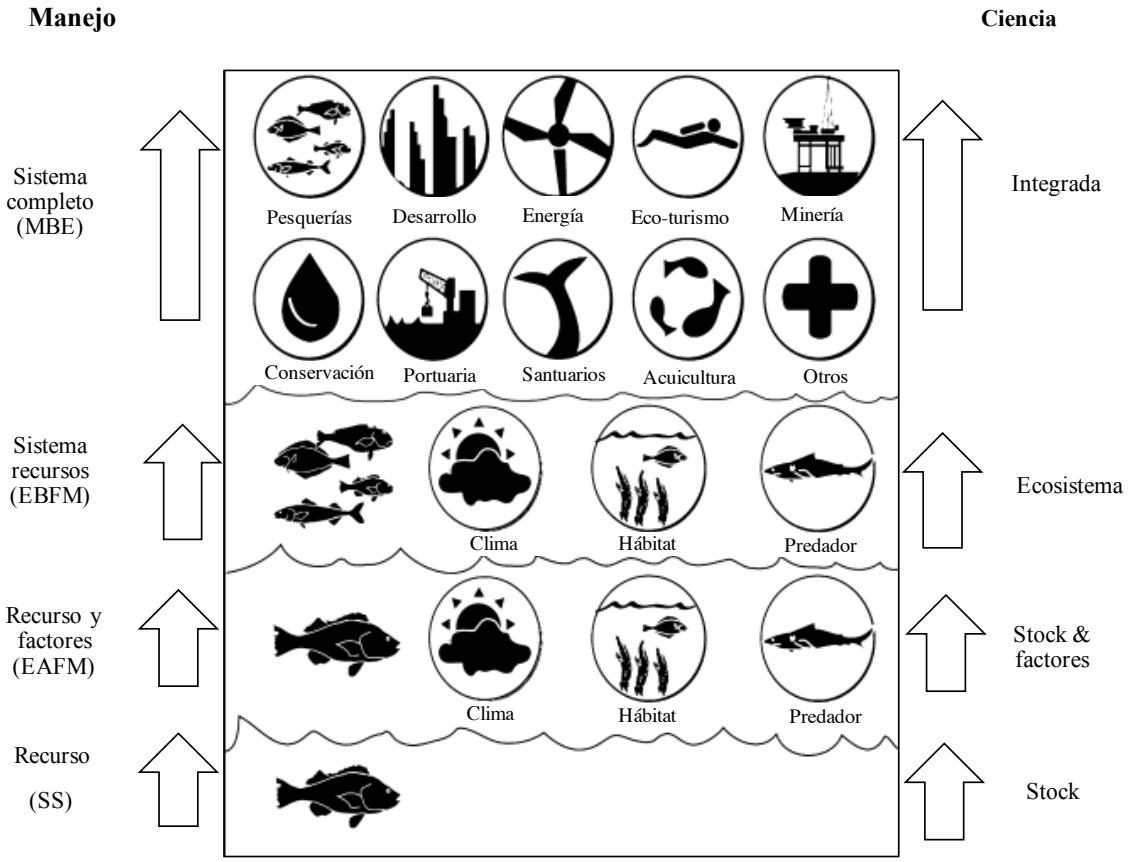


Figura 2. Cambio en el foco del manejo y la ciencia a medida que se avanza desde el enfoque monoespecífico (o single-species) hacia enfoques más integrados. Confección propia basada en NOAA Fisheries (https://www.st.nmfs.noaa.gov/ecosystems/ebfm/ebfm-levels).

El marco general entonces, está dado por las figuras 1 y 2. Sin embargo, la revisión realizada en este proyecto y los resultados del taller internacional indican que aún no existe un país/nación donde se aplique completamente el enfoque ecosistémico a una pesquería. De

acuerdo al Dr. Pitcher (University of Bristish Columbia, Canadá) existen muchos programas y proyectos que han avanzado la teoría detrás del enfoque ecosistémico, pero no ha habido el mismo avance en la implementación práctica. Lo que sí quedó claro a partir del taller internacional de este proyecto, es que el manejo pesquero es un continuum que abarca desde un enfoque exclusivamente monoespecífico (single-species management) hasta un enfoque donde se consideran todas las actividades que se desarrollan en el ecosistema (ecosystem management). Según la Dra. Beth Fulton, una situación de manejo monoespecífico es mejor que una situación donde no hay ningún tipo de manejo. Por lo tanto, un buen manejo monoespecífico también tiene una componente de cuidado del ecosistema. Entonces, es preferible tener un buen manejo monoespecífico que un mal manejo ecosistémico. Sin embargo, un buen manejo ecosistémico es a lo que se debe apuntar, ya que considera tanto las especies explotadas como su ecosistema junto con las dimensiones sociales y económicas.

2. Marco teórico general para la aplicación del enfoque ecosistémico en pesquerías de nivel trófico bajo

A continuación, se presentan aspectos claves de un marco de manejo con enfoque ecosistémico aplicable específicamente a pesquerías de nivel trófico bajo (NTB)

En primer lugar, las características biológicas y ecológicas de las especies NTB obligarían a que su manejo incluya consideraciones especiales. Entonces, una primera pregunta que es necesario responder es si la especie que se está manejando o se desea manejar es o no una especie NTB. La literatura indica que una especie es NTB si cumple con las siguientes características:

i. Se alimentan principalmente de plancton (su nivel trófico es aproximadamente 3, aunque puede variar entre 2 y 4)
ii. Forman cardúmenes densos
iii. Poseen tamaño corporal pequeño (e.g. <30 cm adultos)
iv. Maduran en forma temprana (≤2 años en promedio)
v. Muestran alta fecundidad (> 10 mil huevos por desove)

vi. Tienen ciclo de vida corto (<10 años)

En segundo lugar, debido a su gran biomasa y posición en la trama trófica, muchos científicos plantean que las especies NTB cumplen un rol trófico clave en el ecosistema. Este rol correspondería a ser una conexión trófica crítica para la estructura y funcionamiento del ecosistema al canalizar toda (o la mayor) parte de la productividad del fitoplancton y zooplancton hacia peces piscívoros, mamíferos, aves, tiburones y otros predadores. Estudios recientes indican que existiría mayor variabilidad (en reproducción y mortalidad) en estas últimas especies cuando la biomasa de especies NTB es baja (Cury et al., 2011). Una especie NTB es una especie clave en el ecosistema si:

i. Su conectividad es alta (i.e., está conectada con muchos grupos en el ecosistema)
ii. Traspasa o canaliza la mayor parte de la energía desde los niveles tróficos primarios y zooplancton hacia especies piscívoras y predadores tope.
iii. Tiene la potencialidad de ser una especie "cintura de avispa" (i.e., no existen otras especies NTB en el ecosistema y la especie controla tróficamente a sus predadores y a sus presas).

Entonces, determinar si una especie NTB es además una especie clave requiere información que vas mucho más allá de la que se colecta rutinariamente en el seguimiento de una pesquería. En particular, se necesita información respecto de la diversidad de especies o grupos funcionales presentes en el ecosistema, su abundancia/biomasa, e interacciones tróficas, entre otras variables. Además, se debe contar con modelos (preferentemente cuantitativos) que permitan evaluar la estructura, función y dinámica del ecosistema y sus componentes ante cambios en la abundancia/biomasa de especies NTB. Lo anterior no es la norma en muchas pesquerías o ecosistemas. Smith et al. (2011) modelaron los efectos potenciales de la explotación de especies NTB sobre mamíferos, aves y otras especies de importancia comercial en cinco sistemas marinos donde la información es lo suficientemente buena para realizar el estudio. Los resultados indicaron que capturar las especies NTB en los niveles convencionales del máximo rendimiento sostenible (RMS) puede impactar fuertemente en otros componentes del ecosistema, especialmente cuando las especies NTB constituyen una alta proporción de la biomasa en el ecosistema o están altamente conectadas

en la trama trófica. El estudio de Smith et al. (2011) indicó que disminuir las tasas de explotación en especies NTB resultaría en menores impactos en el ecosistema con una captura de aproximadamente 80% de RMS. Considerando lo anterior, se ha propuesto que, en ausencia de data, se establezcan niveles bajos de explotación de especies NTB ya que en esta situación el riesgo de daño permanente al ecosistema sería bajo. Así, por ejmeplo, el Marine Stewardship Council (MSC; https://www.msc.org/) exige por defecto un nivel de 75%B0 para la explotación de una especie NTB que es clave en el ecosistema. Esta exigencia se basa en que cuando existe riesgo para el ecosistema completo se debe aplicar con mayor razón el enfoque precautorio. Sin embargo, en pesquerías en que existe data, conocimiento y comprensión del ecosistema es posible alejarse de este valor umbral y acercarse a los valores asociados al RMS tradicional (monoespecífico, ssRMS) u otro estimado considerando las interacciones tróficas del ecosistema, esto es, un RMS ecosistémico o multiespecífico (msRMS).

En Chile, la Ley General de Pesca y Acuicultura mandata que el manejo incluya el enfoque ecosistémico para pesquerías, pero este movimiento debe ser gradual y con un marco de referencia general flexible que permita implementar el enfoque ecosistémico considerando las particularidades de cada pesquería, los ajustes en la institucionalidad, y que sea costo efectivo.

La Figura 3 muestra un marco general conceptual para incorporar en forma práctica el enfoque ecosistémico en el manejo de pesquerías NTB en Chile. El primer nivel de análisis corresponde al manejo monoespecífico donde se debe probar si los puntos biológicos definidos cumplen o no con el objetivo de manejo, que es mantener o llevar las pesquerías hasta el nivel de biomasa que produce el RMS. Esto debe probarse mediante el uso de Evaluación de Estrategias de Manejo (MSE). Si el PBR no cumple el objetivo de manejo, entonces se debe proponer un nuevo PBR más precautorio y probarlo nuevamente con MSE. Si el PBR cumple con el objetivo de manejo, entonces ahora en el marco del manejo con enfoque ecosistémico es necesario probar si también cumple con el objetivo de no afectar a predadores y a la trama trófica completa. Esto debe probarse con algún tipo de modelo del ecosistema, donde se simule las tasas de mortalidad por pesca objetivo y se evalúe los

impactos en los grupos funcionales que depredan sobre la especie NTB. Nosotros proponemos el enfoque Ecopath with Ecosim (EwE), ya que es un software libre, de amplia aplicación a nivel internacional, con capacidades instaladas en Chile, y donde ya existen modelos publicados costo-efectivos que pueden usarse para evaluar los impactos de distintas estrategias de manejo de pesquerías NTB en sus predadores y el ecosistema completo. En este sentido, y tal como discutido en este proyecto, un indicador simple y costo-efectivo para considerar que los impactos son significativos es la biomasa de los predadores disminuye por sobre un 20% respecto de la biomasa de referencia.

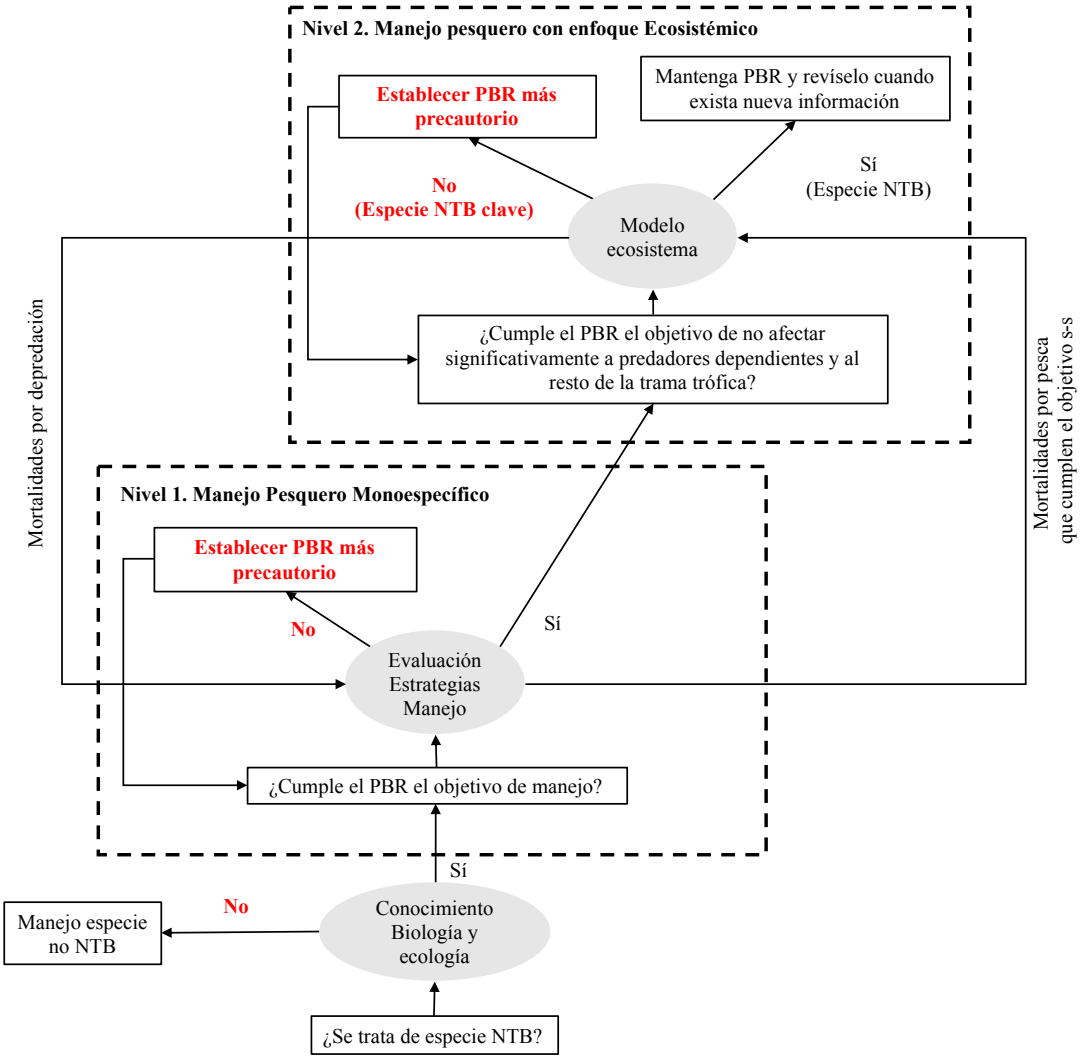


Figura 3. Marco conceptual para implementar el enfoque ecosistémico en pesquerías de nivel trófico bajo en Chile.